
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
(ZOOLOGIA)

REINTRODUÇÃO DE MUTUNS-DO-SUDESTE *Crax blumenbachii*
(CRACIDAE) NA MATA ATLÂNTICA DA RESERVA ECOLÓGICA DE
GUAPIAÇU (CACHOEIRAS DE MACACU, RJ, BRASIL)

CHRISTINE STEINER SÃO BERNARDO

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.

Março - 2010

CHRISTINE STEINER SÃO BERNARDO

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
Bióciências do Campus de Rio Claro,
Universidade Estadual Paulista Júlio de
Mesquita Filho, como parte dos
requisitos para obtenção do título de
Doutor em Zoologia.

Orientador: Mauro Galetti

Co-orientador: Fabio Olmos

Rio Claro

2010

591.5 Bernardo, Christine Steiner São
B523r Reintrodução de mutuns-do-sudeste *Crax blumenbachii* (Cracidae) na mata atlântica da Reserva Ecológica de Guapiaçu (Cachoeiras de Macacu, RJ, Brasil) / Christine Steiner São Bernanrdo. - Rio Claro : [s.n.], 2010
153 f. : il., figs., gráfs., tabs., fots., mapas

Tese (doutorado) - Universidade Estadual Paulista, Instituto de Biociências de Rio Claro
Orientador: Mauro Galetti
Co-Orientador: Fabio Olmos

1. Ecologia animal. 2. Manejo de populações. 3. Biologia da conservação. 4. Extinção. 5. Sobrevivência. 6. Área de vida. 7. Telemetria. 8. Habitat. I. Título.

Ficha Catalográfica elaborada pela STATI - Biblioteca da UNESP
Campus de Rio Claro/SP

*“Verba volant
Scripta manent”*

(A palavra voa, a escrita permanece)

AGRADECIMENTOS

Aos meus pais Fred e Eliane e minha irmã Camila, pelo carinho incondicional, e por estarem sempre presentes, ainda que em pensamento.

Ao meu orientador Mauro Galetti, pelo aprendizado (ao longo de 11 anos!), e pela infra-estrutura cedida, no Laboratório de Biologia da Conservação- LaBiC, na UNESP em Rio Claro.

Ao meu co-orientador Fabio Olmos, pela oportunidade em participar de um projeto tão aplicado na conservação de uma espécie, pelas ideias e opiniões, e pela confiança em meu trabalho.

Ao Brazilian Atlantic Rain Forest Trust, especialmente a Stephen Rumsey, por ter tornado realidade a reintrodução do mutum-do-sudeste na REGUA, através do apoio financeiro.

A Nicholas e Raquel Locke, e seus filhos Micaela e Thomas, por terem me acolhido na reserva (na mini-casinha!) e por terem me dado tantas oportunidades de contato, com pessoas de culturas diferentes.

A Roberto Azeredo, pelo grande aprendizado. Graças a sua dedicação, hoje é possível pensar na reintrodução dos mutuns, como uma alternativa viável para poupá-los da extinção. A James Simpson e Geer Scheres, pelo belo trabalho que vêm fazendo junto a R. Azeredo na CRAX, com a reprodução de aves em cativeiro.

À SAVE Brasil/ WPA/ The Bromley Trust, pela doação de materiais educativos, importantes para a conscientização de pessoas do entorno da reserva.

Ao ICMBio, pela licença concedida, e ao INEA (RJ), em especial a Andrea F. Oliveira e Jolhnnie Abraão.

A Brian Creswell, da Biotrack, pelos ensinamentos sobre telemetria e conselhos sobre a interpretação dos dados coletados. A Alan Martin, pelos livros e softwares fornecidos, tão importantes na minha formação.

A Nigel Collar, pela conversa no início do projeto, com muitas idéias úteis, e pela ajuda em enviar bibliografias relevantes ao projeto.

A Phillip McGowan, por deixar as portas abertas, para eu adentrar no mundo dos galiformes. À Ariane Alvarez e Natalie Clark, pelos momentos agradáveis nas reuniões sobre os mutuns!

Ao prof. Dr. Dietmar Sattler, da Universidade de Leipzig, por ter enviado informações sobre a reserva, e seus alunos, em especial a Catherina e o Florean.

Ao Leonardo Pimentel, pelas informações sobre a fauna da reserva.

A Edson Valgas, pela troca de experiências, pelas andanças cansativas, porém divertidas, atrás dos mutuns no mato, e por ter me ajudado tanto com informações sobre a reintrodução de mutuns na CENIBRA.

Ao fotógrafo João Marcos Rosa, por ter cedido as belíssimas fotos que tirou dos mutuns na reserva.

Ao Pedro, pela companhia durante a residência na reserva.

Ao Sr. Manuel Luca, Nenzinho, por ter ajudado na proteção dos mutuns e por ter me cedido espaço para acampar no quintal, quando precisei.

A todos os voluntários e funcionários da REGUA. Em especial, à equipe de campo, que treinei com muito gosto, e que foram muito especiais, sobretudo pela companhia que me fizeram: Sulinha, Camila e Magno. Levy e Rildo

estavam sempre presentes, e me ajudaram muito. Também agradeço ao Rui, Daniel, Joaquim, Josué e Patrícia, à Lisa, Sidnei e Mauricio. À Mayara e Vitória, pelo carinho demonstrado, sempre que me viam. Ao André, pelo belo trabalho que faz, principalmente com o programa Jovens-guardas. E à Eleonora, por ter deixado um legado tão importante, conscientizando as pessoas do entorno da reserva.

Aos moradores, sempre receptivos, principalmente Jean e Elcio, Zilma, Fabricio, Viação, Fatinha, Miriam, Penha, Dona Marieta, Alcione, Teca, Ritalí, Maria (Guapiaçu), Família Lengruher (Areal), Vandi e Adilson (Estreito). Às diretoras das escolas municipais e pastores/ padres, pelo espaço cedido para as palestras nas comunidades.

Ao motorista Alcenir, por ter transportado os mutuns, e por ajudar no que pôde. Achei que nunca mais me esqueceria das letras das músicas das mesmas fitas K7, que eu ouvi durante pelo menos seis horas na van, em umas 10 viagens, ida e volta!

Às minhas vizinhas e amigas Zeni e Dona Titina, que sempre me ajudaram, me alegraram e me ensinaram. Muito obrigada por terem estado presentes sempre que precisei, são pessoas muito especiais.

À Cecília e Nelson, meus vizinhos de Rio Claro, principalmente por tomarem conta da Pcesinha, quando eu precisava viajar.

Ao Mauricio Gomes, pelas informações compartilhadas sobre répteis, e por ter feito parte da população flutuante da reserva, na casa de pesquisa, junto com Vitor, Carla, Hermano e outros estudantes da UERJ. Marcia das preguiças e Morcegão também fizeram parte da população flutuante! Foi bom tê-los como vizinhos!

A todos os que auxiliaram na estruturação da tese, na escrita, na análise de dados e/ ou que fizeram críticas muito construtivas: Nick Baily, Sean Walls, John Carroll, Leigh Lock, Phil McGowan, Huw Lloyd, Luis Fabio Silveira, Doug Armstrong, Marcos Rodrigues, Pedro Jordano, Brian Creswell, Fernando Fernandez.

Graças ao Henrique Giacomini e Fabio Cop, hoje não vejo mais a estatística como um monstro misterioso, cabeludo, verde e assustador (mas ainda é um monstrinho!).

Ao Leo Cancian, por ter me ajudado nas análises de habitat (driblando meu amigo Murphy!!!), e pela disponibilidade em ajudar a qualquer hora.

À Katia Ferraz e Carol F. Esteves, por terem tornado minha vida mais fácil, ajudando com o SIG.

À Ariane, Carol Lima e Cibele, por terem dado opiniões no manuscrito da tese, e pelo apoio moral, nas horas certas! Carina Denny foi um anjinho por ter me ajudado também!

A todos os “labiquianos”! As “Caróis”, Fabiana, Abraão, Carlos, Ligia, Rubiane, Eveline, Fernanda, Darren, Cris, Alexandra, Cibele, Valesca. Sem as conversas animadas de vocês no LaBic, ao fundo, acho que eu não teria conseguido escrever a tese !!

À Marilene e Sueli, do Depto.de Ecologia, por serem sempre prestativas. Às coordenadoras da pós, Prof. Sulene e Zezé.

À Gabisi, Drisi, Fabisi, Julieta e Ari, simplesmente por serem minhas amigas. Por fim, agradeço à Pcesinha do Condado da Peroba, minha inseparável sombra canina...!

RESUMO - Reintrodução de mutuns-do-sudeste *Crax blumenbachii* (Aves, Cracidae) na Mata Atlântica (Reserva Ecológica de Guapiaçu, Cachoeiras de Macacu, RJ, Brasil)

A reintrodução de indivíduos em locais adequados é uma ferramenta importante para o restabelecimento de populações ameaçadas, em áreas onde previamente ocorriam. Contudo, populações recém-reintroduzidas frequentemente sofrem alta mortalidade. Assim, uma espécie reintroduzida deve ser monitorada, para a obtenção de dados relevantes que evidenciem sucesso ou falha do projeto, para melhorar as estratégias futuras de reintrodução. O mutun-do-sudeste *Crax blumenbachii* (Galliformes, Cracidae) é endêmico da parte sudeste da Mata Atlântica brasileira. Atualmente é considerado “em perigo” de extinção, devido principalmente à caça e à destruição do habitat. Programas de reintrodução da espécie foram realizados na década de 1990, mas atualmente poucos dados publicados existem sobre o sucesso ou falha destes projetos. Os objetivos foram 1) identificar causas de mortalidade de mutuns-do-sudeste reintroduzidos, durante a fase de adaptação no viveiro e após a liberação; (2) detectar o período de maior vulnerabilidade dos animais após a liberação; (3) analisar possíveis diferenças na probabilidade de sobrevivência entre sexos, grupos de liberação e comportamento manso/ arisco; (4) estimar o tamanho de área de vida de mutuns-do-sudeste reintroduzidos, levando em consideração alguns fatores como o sexo, idade, dominância/ submissão, comportamento manso/ arisco e tempo de monitoramento; (5) analisar padrões na fidelidade à área de vida; (6) verificar se houve interação social entre mutuns-do-sudeste e (7) identificar padrões no uso de habitats. Entre agosto de 2006 e outubro de 2008, 53 mutuns-do-sudeste nascidos em cativeiro (CRAX, Contagem, MG, Brasil), portando rádio-transmissor VHF do tipo mochila, foram transferidos para a Reserva Ecológica de Guapiaçu (REGUA, Cachoeiras de Macacu, RJ, Brasil). Durante o período de adaptação, cinco aves morreram no viveiro da reserva, devido à dominância de alguns indivíduos. Houve probabilidade anual de sobrevivência de 76% (intervalo de confiança de 64 a 85%). Machos e fêmeas apresentaram probabilidades de sobrevivência semelhantes e constantes ao longo do tempo. Contudo, até o final da pesquisa, foram soltos menos mutuns machos que fêmeas, o que indicou ser necessária a liberação futura de mais machos, para aumentar as chances de reprodução. Houve um período de maior vulnerabilidade das aves durante os 18 primeiros meses na natureza, devido à predação por animais silvestres, cães domésticos e caça. Mutuns foram localizados até 12 km do local da liberação, e ocorreram com mais frequência próximos a algum curso d’água, como reportado para outras espécies de cracídeos. Em média, a área de vida de mutuns-do-sudeste foi de 125 ha (erro padrão = ± 12). A maioria dos jovens apresentou tamanho médio de área de vida entre 51 e 100 ha, enquanto adultos utilizaram uma área entre 201 e 250 ha. Das variáveis selecionadas, apenas a idade apresentou relação significativa com o tamanho da área de vida ($F=15,9$, $p<0,0003$). Durante o período de estudo, houve a formação de três casais adultos, sendo que um casal estava associado desde jovem. Em algumas ocasiões, machos adultos interagiram com várias fêmeas, sugerindo um possível sistema poligâmico. Na escala de áreas de vida, mutuns-do-sudeste selecionaram o ambiente de floresta densa em relação a outros habitats, enquanto que na escala de localizações, utilizaram vegetação secundária em estágio inicial numa proporção maior que o acaso. Apesar de

inesperado, pastagem e agricultura também foram habitats mais selecionados, em relação à floresta densa. A lembrança que estas aves cativas podem ter guardado na memória, acerca de seu habitat natal (“habitat imprinting”), pode ser uma das razões que explicariam a escolha destas áreas cultivadas e antropizadas. Recomendações de manejo imediatas incluem a remoção de cães domésticos da área, aumento de fiscalização no entorno da reserva contra caçadores, além de contínua conscientização ambiental das pessoas que moram nas comunidades vizinhas. Estas informações podem ser utilizadas para o planejamento de futuras liberações de mutuns na REGUA, e para o planejamento de outras reintroduções no bioma de Mata Atlântica.

Palavras-chave: Área de vida. Cativeiro. Espécie ameaçada. Extinção. Interação social. Probabilidade de sobrevivência. Rádio-telemetria. Uso do habitat.

ABSTRACT – Reintroduction of Red-billed Curassow *Crax blumenbachii* (Cracidae) in the Atlantic rainforest (Reserva Ecológica de Guapiaçu, Cachoeiras de Macacu, Brazil)

Reintroduction of individuals into suitable habitat is an important technique for the restoration of endangered species populations in areas where they once existed. However, newly re-established populations often experience significantly higher mortality probability following reintroduction. Careful considerations must therefore be given to the release and monitoring of individuals to obtain relevant data on the success and failure of reintroduction projects to improve future reintroduction strategies. The Red-billed Curassow *Crax blumenbachii* (Galliformes, Cracidae) is an endemic bird species restricted to the southeast Atlantic rainforest. The species is currently endangered due to severe hunting and habitat loss. Reintroduction programs are currently underway to help restore wild populations, but to date, few data exist regarding the success or failure of these reintroductions. The aims of this research are: 1) to identify principal causes of mortality of reintroduced birds during the adaptation period in the release pen, and post-release; (2) to identify periods of vulnerability for birds post-release; (3) to analyze variations in survival probabilities between gender, different reintroduced groups, and between individuals exhibiting dominant or submissive behavioral traits; (4) to assess factors influencing variation in home range size estimation; (5) to identify patterns of home range fidelity; (6) to quantify social interaction between individuals; (7) to identify patterns of habitat usage. Between August 2006 and October 2008, 53 birds were transported from the CRAX breeding center at Contagem to the Reserva Ecológica de Guapiaçu (REGUA), and were fitted with backpack transmitters. During the adaptation period in the release pen, five birds died due to dominance behavior of some individuals. There was an annual survival probability post-release of 76% (confidence interval between 64 to 85%). Males and females presented similar survival probabilities but by the end of the study, more females had been released than males, showing the need for future male releases, to increase chances of natural reproduction. Birds were most vulnerable during the first 18 months in the wild, from natural predation, domestic dogs and hunting. Individuals were located up to 12 km from the release site but tended to remain in close proximity to water bodies, as has been recorded for other cracid species. Mean home range size was 125 ± 12 ha. The majority of young birds occupied a mean home range of 51 - 100 ha, while adults occupied a much larger area (201 - 250 ha). Of the selected variables, only age showed a significant relationship with home range size estimation ($F=15.9$, $P<0.0003$). During the study period, three different adult pairs were formed, one of which was together since young. On several occasions adult males interacted with several females, suggesting a possible polygamic reproductive system. At the home range scale Red-billed Curassows selected dense forest in relation to other available habitats, whereas at the location scale, they used secondary vegetation in a higher proportion than random. Rather unexpectedly, pasture and cultivated areas were also used in relation to dense forest habitat. Habitat imprinting may be one of the main reasons to explain the use of cultivated habitats by Red-billed Curassow. Immediate conservation management recommendations include removal of all domestic dogs from the reserve, as well as increase park protection, and ongoing public awareness and education programs. These data may be used for planning future releases at REGUA, as well as planning population reintroduction measures for other areas throughout the Atlantic Forest biome.

Keywords: Captive birds. Endangered species. Extinction. Habitat use. Home range size. Social interaction. Survival probability. Radio-telemetry.

SUMÁRIO

	Página
INTRODUÇÃO GERAL	12
Situação de conservação das aves brasileiras.....	12
O mutum-do-sudeste (<i>Crax blumenbachii</i> , Spix, 1825).....	14
Reintrodução de espécies.....	19
Objetivos.....	21
Referências bibliográficas.....	22
CAPÍTULO 1. A ESCOLHA DO MODELO DE RÁDIO-TRANSMISSOR PARA O MONITORAMENTO DE MUTUNS-DO-SUDESTE REINTRODUZIDOS NA RESERVA ECOLÓGICA DE GUAPIAÇU (RJ, BRASIL).....	26
1. Introdução.....	27
2. Material e Métodos.....	32
2.1. Locais das observações.....	32
2.2. Escolha do modelo de rádio-transmissor na CRAX.....	35
2.3. Observação de mutuns-do-sudeste no viveiro de adaptação da REGUA.....	36
3. Resultados.....	36
3.1. Escolha do modelo de rádio-transmissor.....	36
3.2. Observação de mutuns-do-sudeste no viveiro de adaptação da REGUA.....	38
4. Discussão.....	39
5. Referências bibliográficas.....	41
CAPÍTULO 2. SOBREVIVÊNCIA DE MUTUNS-DO-SUDESTE <i>Crax blumenbachii</i> REINTRODUZIDOS NA RESERVA ECOLÓGICA DE GUAPIAÇU (RJ, BRASIL).....	45
1. Introdução.....	46
2. Material e Métodos.....	47
2.1. Área de estudo.....	47
2.2. Fase pré-liberação.....	51
2.3. Fase pós-liberação.....	52
2.4. Estimativas da probabilidade de sobrevivência.....	53
2.5. Modelos considerados.....	54
3. Resultados.....	57
3.1. Fase pré-liberação.....	57
3.2. Fase pós-liberação.....	57
3.3. Modelos considerados.....	60
4. Discussão.....	61
4.1. Sobrevivência.....	61
4.2. Causas de mortalidade.....	62
4.3. Caça.....	65
4.4. Comportamento manso.....	66
4.5. Vulnerabilidade.....	67
4.6. Sexo.....	68
4.7. Densidade populacional.....	69
4.8. Grupos liberados.....	70
5. Referências bibliográficas.....	71

CAPÍTULO 3. TAMANHO DA ÁREA DE VIDA, MOVIMENTAÇÃO E INTERAÇÃO SOCIAL DE MUTUNS-DO-SUDESTE <i>Crax blumenbachii</i> REINTRODUZIDOS NA RESERVA ECOLÓGICA DE GUAPIAÇU (RJ, BRASIL).....	79
1. Introdução.....	80
2. Material e Métodos.....	82
2.1. Área de estudo.....	82
2.2. Obtenção das localizações.....	83
2.3. Distâncias mensais movidas após a liberação.....	84
2.4. Seleção de métodos para a estimativa do tamanho da área de vida.....	85
2.5. Fatores relacionados ao tamanho da área de vida.....	86
2.6. Fidelidade à área de vida.....	87
2.7. Interações sociais entre mutuns-do-sudeste.....	88
3. Resultados.....	91
3.1. Obtenção das localizações.....	91
3.2. Distâncias mensais movidas após a liberação.....	95
3.3. Tamanho da área de vida de mutuns-do-sudeste reintroduzidos.....	97
3.4. Fatores relacionados ao tamanho da área de vida.....	102
3.5. Fidelidade à área de vida.....	105
3.6. Interações sociais entre mutuns-do-sudeste.....	107
4. Discussão.....	107
4.1. Localizações.....	107
4.2. Distâncias mensais movidas após a liberação.....	109
4.3. Área de vida de mutuns-do-sudeste reintroduzidos.....	111
4.4. Fidelidade à área de vida.....	112
4.5. Interações sociais entre mutuns-do-sudeste.....	113
5. Referências bibliográficas.....	114
CAPÍTULO 4. SELEÇÃO DE HABITATS POR MUTUNS-DO-SUDESTE <i>Crax blumenbachii</i> REINTRODUZIDOS NA RESERVA ECOLÓGICA DE GUAPIAÇU (RJ, BRASIL).....	119
1. Introdução.....	120
2. Material e Métodos.....	121
2.1. Área de estudo.....	121
2.2. Análise composicional.....	122
3. Resultados.....	124
4. Discussão.....	127
5. Referências bibliográficas.....	130
RECOMENDAÇÕES.....	133
APÊNDICES.....	139
APÊNDICE A. Após a liberação dos mutuns-do-sudeste, ração comercial ficou disponível nos comedouros externos ao viveiro.....	140
APÊNDICE B. Coleta de dados feita pela equipe.....	141
APÊNDICE C. Evidências de mortalidade de mutuns-do-sudeste reintroduzidos.....	142

	Página
APÊNDICE D. Modelos de probabilidades de sobrevivência de mutuns-do-sudeste reintroduzidos na Reserva Ecológica de Guapiaçu (REGUA, RJ, Brasil).....	143
APÊNDICE E. Número de localizações de mutuns-do-sudeste reintroduzidos.....	144
APÊNDICE F. Média e erro padrão (E.P.) das distâncias de mutuns-do-sudeste reintroduzidos.....	145
APÊNDICE G. Médias e respectivo erro padrão de tamanhos de área de vida de mutuns-do-sudeste reintroduzidos, em diferentes períodos após a liberação.....	146
APÊNDICE H. Interações sociais dinâmicas positivas ($> + 0,75$) de mutuns-do-sudeste reintroduzidos na REGUA (RJ, Brasil), quando jovens.....	147
APÊNDICE I. Ilustração de interação entre os indivíduos de mutuns-do-sudeste reintroduzidos na REGUA (RJ, Brasil)	148
APÊNDICE J. Tipos de habitat considerados na análise composicional dos dados de mutuns-do-sudeste reintroduzidos na REGUA (RJ, Brasil).....	149
APÊNDICE K. Diferenças nas log-razões (\pm erro padrão) de pares de habitats, calculadas a partir do conjunto de dados de uso e disponibilidade de habitat de mutuns-do-sudeste reintroduzidos na REGUA (RJ, Brasil), na escala de segunda ordem, em diferentes estágios de maturidade sexual (jovens e adultos)	150
APÊNDICE L. Diferenças nas log-razões (\pm erro padrão) de pares de habitats, calculadas a partir do conjunto de dados de uso e disponibilidade de habitat de mutuns-do-sudeste reintroduzidos na REGUA (RJ, Brasil), na escala de terceira ordem.	151
APÊNDICE M. Atividades de conscientização das comunidades do entorno da REGUA (RJ, Brasil)	152
APÊNDICE N. Ilustrações relacionadas à fase reprodutiva de mutuns-do-sudeste na REGUA (RJ, Brasil).....	153

INTRODUÇÃO GERAL

Situação de conservação das aves brasileiras

O Brasil possui 1825 espécies de aves em seu território, das quais 234 são endêmicas (CBRO 2009). Devido à escassez de critérios e falta de consenso na definição de táxons (SILVEIRA; OLMOS 2007), é possível encontrar diferentes números de aves ameaçadas nas listas elaboradas por diferentes autores (SILVEIRA; STRAUBE, 2008; IUCN, 2009).

Segundo a BirdLife International (2010), o Brasil possui o maior número de espécies de aves ameaçadas de extinção do mundo, seguido pela Indonésia, Peru, China e Filipinas. Atualmente, 160 táxons de aves são considerados ameaçados de extinção no Brasil, dos quais 98 ocorrem na Mata Atlântica (SILVEIRA; STRAUBE, 2008). Esta biodiversidade está ameaçada, devido principalmente à destruição do habitat, à caça, ao tráfico ilegal de animais silvestres, à competição com espécies invasoras introduzidas e/ou doenças (PRIMACK; RODRIGUES, 2001).

Quatro espécies de aves já foram extintas do território brasileiro: ararinha-azul-de-spix, *Cyanopsitta spixii*, mutum-de-alagoas, *Mitu mitu*, arara-azul-pequena *Anodorhynchus glaucus* e maçarico-esquimó *Numenius borealis* (SILVEIRA; STRAUBE, 2008). As duas primeiras ainda sobrevivem em cativeiro e eram endêmicas do nordeste brasileiro (SILVEIRA; STRAUBE, 2008). A BirdLife International só considera que uma espécie é extinta se não há dúvidas em relação a isso; assim, segundo esta ONG, estas espécies de aves citadas acima são consideradas “criticamente ameaçadas”, exceto *Mitu mitu*, que é considerado como sendo “extinto na natureza” (BIRDLIFE INTERNATIONAL, 2010).

A extinção de aves interfere nos processos de regeneração florestal, pois muitas atuam como dispersoras e/ou predadoras de sementes e na herbivoria, afetando o recrutamento de plântulas (WRIGHT, 2003). Os cracídeos (ordem Galliformes) representam uma parte significativa da biomassa de vertebrados nos habitats em que vivem, contribuindo em vários processos ecológicos, ao incluírem em sua dieta muitas espécies de frutos e sementes de variados tamanhos, invertebrados, flores e/ou folhas (DEL HOYO, 1994; BROOKS; STRAHL, 2000; BROOKS; FULLER, 2006). No entanto, estes processos ecológicos podem ser

afetados se a caça e a perda do habitat continuarem a eliminar as populações de cracídeos que ainda existem (PETCHEY; GASTON, 2002, IUCN, 2009).

Em conjunto com a destruição do habitat, a caça causa declínio das populações de cracídeos (IBAMA, 2004). Alguns estudos indicaram que os cracídeos possuem baixa taxa de recuperação da população, e não toleram altos níveis de caça contínua (BEGAZO; BODMER, 1998). Houve baixa densidade populacional de cracídeos em locais intensamente caçados, em comparação a outros locais com menor pressão de caça (BEGAZO; BODMER, 1998).

Existem 50 táxons de cracídeos, sendo 32% ameaçados de extinção, distribuídos do sul do Texas (EUA) ao delta do rio Paraná na Argentina central e Uruguai (DEL HOYO, 1994; BROOKS, 2006). No total, 22 táxons ocorrem no Brasil, sendo dois classificados como “vulneráveis”, quatro “em perigo” e um “extinto na natureza” (Tabela 1). A lista brasileira do Ministério do Meio Ambiente incluiu duas sub-espécies como ameaçadas, que não constam na lista mundial: *Crax fasciolata pinima* e *Penelope superciliaris alagoensis* (SILVEIRA; STRAUBE, 2008).

Tabela 1. Cracídeos incluídos na lista brasileira de animais ameaçados de extinção (SILVEIRA; STRAUBE, 2008; SIGRIST, 2009).

Espécie	Nome popular	Status de conservação
<i>Penelope jacucaca</i>	Jacucaca	Vulnerável
<i>Penelope ochrogaster</i>	Jacu-de-barriga-castanha	Vulnerável
<i>Aburria jacutinga</i>	Jacutinga	Em perigo
<i>Crax blumenbachii</i>	Mutum-do-sudeste	Em perigo
<i>Crax fasciolata pinima</i>	Mutum-pinima	Em perigo
<i>Penelope superciliaris alagoensis</i>	Jacu-de-alagoas	Em perigo
<i>Mitu mitu</i>	Mutum-de-alagoas	Extinto na natureza

Atualmente, cerca de metade das espécies da ordem Galliformes possui populações em cativeiro no mundo todo, o que torna possível o planejamento e a execução de ações de manejo, que visam à melhoria do status de conservação da espécie em questão (WPA & IUCN, 2009).

Seis espécies da família Cracidae, provenientes de cativeiro, já foram reintroduzidas (Tabela 2) (PEREIRA; WAJNTAL, 1999; PRATOLONGO, 2004; WPA; IUCN, 2009). Dentre elas, destacam-se as reintroduções do ameaçado mutum-do-sudeste (*Crax blumenbachii*), realizadas pela CRAX – Sociedade de Pesquisa do Manejo e Conservação da Fauna Silvestre (CRAX- Contagem, MG, Brasil). Esta

espécie foi reintroduzida em três locais, em Minas Gerais, desde a década de 1990, havendo o nascimento de filhotes (quinta geração) em pelo menos uma das áreas (RPPN Fazenda Macedônia, de propriedade da empresa Celulose Nipo-Brasileira S.A. - CENIBRA- Ipaba, MG, Brasil) (CENIBRA-CRAX, 2008).

O mutum-do-sudeste (*Crax blumenbachii*, Spix 1825)

O mutum-do-sudeste é um cracídeo endêmico da porção sudeste da Mata Atlântica, considerado ameaçado de extinção, principalmente devido à caça e à perda de habitat (Figura 1) (IBAMA, 2004; SILVEIRA; STRAUBE, 2008; BIRDLIFE INTERNATIONAL, 2008).

Possui grande porte, pesando de 3 a 3,5 kg e comprimento total que varia entre 80 e 93 cm (IBAMA, 2004). Há dimorfismo sexual de plumagem, além dos machos apresentarem massa corpórea e tamanho superior às fêmeas (Figura 1). Esta espécie passa a maior parte do tempo forrageando no solo da mata e empoleira no final da tarde, permanecendo durante a noite na copa das árvores (IBAMA, 2004).

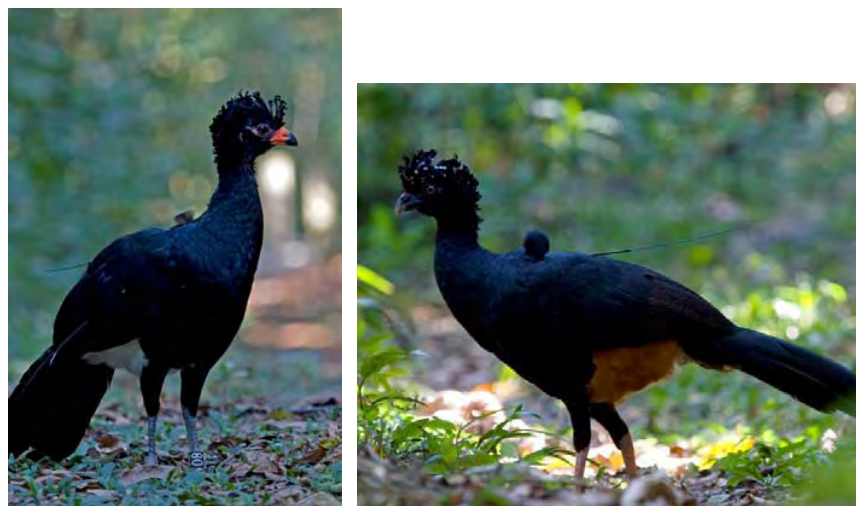


Figura 1. O mutum-do-sudeste *Crax blumenbachii* macho (esquerda) e fêmea (direita), atualmente uma espécie ameaçada de extinção devido principalmente à caça e à destruição do habitat (foto: João Marcos Rosa, Agência Nitro®).

Tabela 2. Exemplos de reintrodução ou soltura de cracídeos (1= PRATOLONGO, 2004; 2= SANTIAGO, 2006; 3= PEREIRA; WAJNTAL, 1999; 4= CENIBRA-CRAX, 2008; 5= IBAMA, 2004; 6= FARIA *et al.*, 2006; 7= REGUA, dados não publicados; 8= MESQUITA; QUEIROS, 2007; 9= CESP, 2009).

Espécie	Local	Status	Indivíduos	Tamanho da área (ha)	Período	Procedência	Acompanhamento após a liberação (número de indivíduos)	Evidências de reprodução	Referência
<i>Penelope albipennis</i>	Lambayeque, Peru	Criticamente ameaçado	20	34.412	2001 a 2003	Zoocriadero Barbara D'Achille	Telemetria (9)	03 filhotes	1
<i>Crax fasciolata</i>	Paraibuna, SP, Brasil	Pouca preocupação	Sem dados	10.350	Década de 1990	CESP	Não	Não	2, 8, 9
<i>Penelope superciliosus</i>	Paraibuna, SP, Brasil	Pouca preocupação	148	10.350	Década de 1990	CESP	Não	Sim	3,9
<i>Penelope obscura</i>	Paraibuna, SP, Brasil	Pouca preocupação	118	10.350	Década de 1990	CESP	Não	Sim	3,9
<i>Aburria jacutinga</i>	Paraibuna, SP, Brasil	Ameaçado	Sem dados	10.350	Década de 1990	CESP	Não	Não	2, 8, 9
<i>Aburria jacutinga</i>	Fazenda Macedônia, Ipaba, MG, Brasil	Ameaçado	34	1.500	2003 a 2008	CRAX	Avistamento por pesquisadores e funcionários	Cópula, construção de ninho, 6 filhotes avistados em 2009	4
<i>Crax blumenbachii</i>	Fazenda Macedônia, Ipaba, MG, Brasil	Ameaçado	72	1.500	1991 a 2008	CRAX	Avistamento por pesquisadores e funcionários	Filhotes da 5ª geração	4
<i>Crax blumenbachii</i>	Peti, Santa Barbara, MG, Brasil	Ameaçado	31	605	1999 a 2001	CRAX	Avistamento por pesquisadores e funcionários	Não	5, 6
<i>Crax blumenbachii</i>	Fechos, Nova Lima, MG, Brasil	Ameaçado	79	1.070	1996 a 1998	CRAX	Avistamento por funcionários	Não	5
<i>Aburria jacutinga</i>	Reserva Ecológica de Guapiçu, Cachoeriras de Macacu, RJ, Brasil	Ameaçado	40	7.200	2007 a 2008	CRAX	Telemetria (9), registro por pesquisadores e funcionários	Não	7
<i>Crax blumenbachii</i>	Reserva Ecológica de Guapiçu, Cachoeriras de Macacu, RJ, Brasil	Ameaçado	48	7.200	2006 a 2008	CRAX	Telemetria (48)	Cópula, construção de ninho pelo macho	Este estudo

Os padrões resultantes da história natural desta espécie são um dos fatores responsáveis pela suscetibilidade da espécie à extinção: o tempo de vida (em média 10 anos na natureza), o tipo de reprodução (em geral monogâmicos), a maturidade sexual (2,5 – 3 anos após o nascimento) e o número máximo de dois ovos por fêmea, na estação reprodutiva que se estende geralmente de agosto a fevereiro (IBAMA, 2004; AZEREDO, 1996).

Há 26 localidades históricas e 12 recentes, que indicam que a espécie era originalmente distribuída em cerca de 140 mil km² (Cordeiro, 2004), entre a área ao redor da atual cidade do Rio de Janeiro e o sul da Bahia, em florestas localizadas entre o nível do mar e altitudes de cerca de 500 metros. Ocorria também no interior de Minas Gerais, nos vales do Rio Doce e Jequitinhonha, antes de serem extintos na década de 1970 (IBAMA, 2004).

Atualmente estima-se que existam não mais que 250 mutuns-do-sudeste adultos autóctones distribuídos no mínimo em sete populações nos estados da Bahia e Espírito Santo, em uma área de 1.200 km² ou 0,85% da área originalmente ocupada (IBAMA, 2004; BIRDLIFE INTERNATIONAL, 2008) (Figura 2). As populações ainda existentes são pequenas e severamente fragmentadas, destacando-se as três maiores na Reserva Natural Vale (Linhares, ES), Reserva Biológica de Sooretama e Parque Nacional do Descobrimento (BIRDLIFE INTERNATIONAL, 2008). Na Bahia, mutuns-do-sudeste não são vistos desde 2004 (ano da publicação do plano de ação da espécie, pelo antigo IBAMA), no Parque Nacional Pau Brasil e Serra das Lontras, e não há informações sobre a população na Serra do Conduru (ALVAREZ; DEVELEY, 2010).

As áreas particulares são importantes na conservação de mutuns-do-sudeste, como a Fazenda Cupido (ES) (ALVAREZ; DEVELEY 2010), Fazenda Michelin (BA) (LIMA *et al.*, 2008) e Reserva Natural Vale (ES) (COLLAR; GONZAGA, 1988; CHIARELLO, 2000).

A espécie se encontrava extinta no estado do Rio de Janeiro e Minas Gerais, após as últimas populações existentes terem desaparecido nas décadas de 1960 e 1970, respectivamente (IBAMA, 2004). Atualmente, as populações existentes nestes estados são originárias de reintrodução, provenientes do criadouro científico CRAX (Figura 2).

A situação de conservação do mutum-do-sudeste está muito próxima de ser classificada como “criticamente em perigo”, mas duas populações ainda possuem

mais de 50 indivíduos, sendo assim classificada como uma espécie “em perigo” (BIRDLIFE INTERNATIONAL, 2008). Não é recomendável a translocação de indivíduos provenientes das populações autóctones, devido ao pequeno tamanho populacional (PEREIRA; WAJNTAL, 2001).

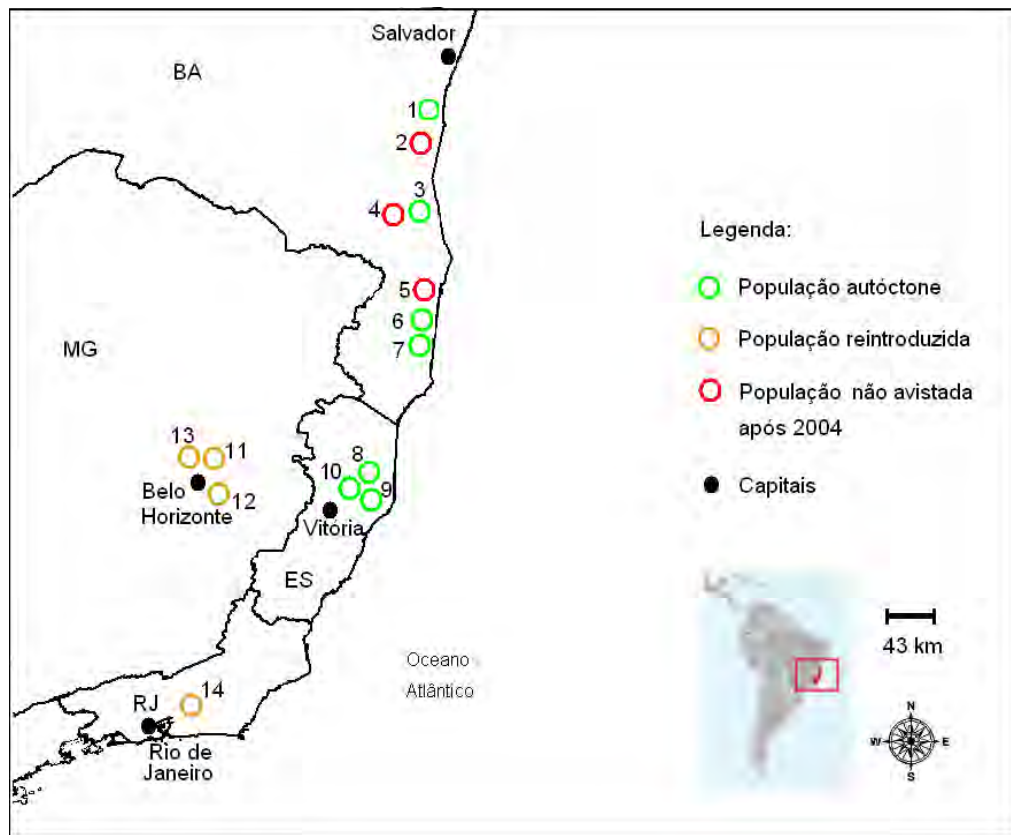


Figura 2. Situação das populações de mutuns-do-sudeste. Populações autóctones ainda existentes após a publicação do plano de ação da espécie (IBAMA, 2004): 1= Fazenda Michelin, 3= Reserva Biológica de Una, 6= Parque Nacional Monte Pascoal, 7= Parque Nacional Descobrimto, 8= Reserva Biológica Sooretama, 9= Reserva Natural Vale, 10= Fazenda Cupido. Populações não avistadas ou sem informações, após a publicação do plano de ação, segundo Alvarez & Develey (2010): 2= Serra do Conduru, 4= Serra das Lontras, 5= Parque Nacional Pau-Brasil. Populações reintroduzidas: 11= Reserva dos Fechos, 12= RPPN Fazenda Macedônia, 13= Estação Ambiental de Peti, 14= Reserva Ecológica de Guapiaçu. Mapa do contorno do Brasil disponível em <http://www.gismaps.com.br> (BA= Bahia, ES= Espírito Santo, RJ = Rio de Janeiro, MG= Minas Gerais). Mapa da América do Sul extraído de www.iucnredlist.org/apps/redlist/details/141187/0.

Cracídeos são criados com facilidade em cativeiro, desde o começo do século XX (NOGUEIRA-NETO, 1973). No entanto, o conhecimento sobre a reprodução e o comportamento de mutuns-do-sudeste foi adquirido através da criação e reprodução desta ave, desde a década de 1970 por Roberto Azeredo, no criadouro científico CRAX, apoiado pela instituição Crax International (AZEREDO, 1996; IBAMA, 2004). Atualmente é reconhecido o protocolo de reintrodução que a CRAX desenvolveu ao

longo destes anos, principalmente com o “Projeto Mutum”, que teve início no começo da década de 1990, desenvolvido em parceria com a CENIBRA (Celulose Nipo-Brasileira S.A. - CENIBRA- Ipaba, MG, Brasil) (AZEREDO; SIMPSON, 2004).

Atualmente, a CRAX possui a maior população cativa da espécie. Mutuns-do-sudeste são encontrados em outras 27 instituições do mundo, o que fornece uma fonte de indivíduos que pode ser destinada para novos projetos de reintrodução (IBAMA, 2004).

Segundo o plano de ação do mutum-do-sudeste (IBAMA, 2004), o “studbook” internacional de *Crax blumenbachii* (2004, dados não publicados) apontou um grupo de oito aves como fundador da população de cativeiro da CRAX. Dois casais provieram de uma mata não mais existente em Teixeira de Freitas (BA) e outros quatro indivíduos são originários do Espírito Santo (AZEREDO; SIMPSON, 2004).

A variabilidade genética de alguns mutuns-do-sudeste dos criadouros científicos CRAX (Contagem, MG, Brasil) e Chaparral (Recife, PE, Brasil) foi comparada (PEREIRA; WAJNTAL, 2001). Os autores concluíram que as aves do criadouro pernambucano apresentaram maior variabilidade genética ($H > 0,95$), quando comparadas às aves da CRAX, e que as aves da CRAX não apresentaram sinais deletérios de endocruzamento (PEREIRA; WAJNTAL 2001, IBAMA, 2004).

O presente estudo diz respeito à quarta reintrodução desta espécie no Brasil e a primeira no estado do Rio de Janeiro (Tabela 1). Neste caso, a reintrodução é a única alternativa, pois a recolonização natural da espécie é impossível, devido ao alto grau de isolamento entre os fragmentos de mata do Espírito Santo ou Minas Gerais.

Neste estudo inédito, foi utilizada a técnica de telemetria para obter dados na fase pós-liberação. O uso de telemetria permitiu gerar conhecimentos essenciais, tais como a probabilidade de sobrevivência, a movimentação e a área de vida, o uso do habitat disponível e a interação entre as aves soltas. Estas informações auxiliarão no planejamento de futuras liberações de indivíduos na REGUA, e no delineamento de outros projetos de reintrodução de *Crax blumenbachii*, contribuindo para uma maior probabilidade de sucesso do estabelecimento de uma população viável.

Reintrodução de espécies

De acordo com a União Mundial para a Conservação da Natureza (IUCN, 1998), a 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. Para a reintrodução ter alta probabilidade de ser bem-sucedida, a causa inicial do declínio necessita ser removida efetivamente. Além disso, deve haver um programa de acompanhamento de longo prazo, onde se verifique os efeitos pós-liberação (IUCN, 1998; Wajntal; Silveira, 2000).

Reintroduções com acompanhamento pós-liberação dos animais fornecem informações sobre a ecologia da espécie, que podem ser usadas para um manejo e conservação cada vez mais eficientes (SOUTHGATE, 1995).

A tendência atual é a incorporação da pesquisa nas ações de conservação, usando o delineamento experimental, manejo e monitoramento, para obter resultados confiáveis. Este é o chamado manejo adaptativo, cuja proposta é adaptar ações, conforme os resultados, havendo aprendizagem (SALAFSKY *et al.*, 2001).

As informações coletadas durante o monitoramento auxiliam a identificar as razões do sucesso ou falha do programa. Assim, é necessário monitorar a população reintroduzida para obtenção de dados relevantes, examinando alguns fatores como a sobrevivência, o tamanho da prole e sua frequência, o tamanho da área de vida, as taxas de dispersão de indivíduos e a dieta (SOUTHGATE, 1995).

Um programa de reintrodução é diferente de um programa de soltura (WAJNTAL; SILVEIRA, 2000). O ato de soltura é libertar indivíduos em locais que podem ter sido escolhidos sem critério ou rigor técnico (nem sempre em áreas dentro da distribuição original da espécie), e raramente há acompanhamento posterior (WAJNTAL; SILVEIRA, 2000; ROCHA-MENDES *et al.*, 2006).

A soltura de indivíduos apreendidos, devido principalmente ao tráfico de animais silvestres, está prevista na lei brasileira n. 9.605/98. Alguns Centros de Triagem de Animais Silvestres (CETAS) realizam esta prática com frequência, como por exemplo, o CETAS DEPAVE-3 (São Paulo, SP, Brasil), que realizou a soltura de 46% dos animais recebidos entre 2003 e 2008 (MORITA, 2009).

A Companhia Energética de São Paulo (CESP) já realizou também a soltura de mais de 3.500 indivíduos de aves e mamíferos desde 1986, provenientes dos

próprios criadouros que mantêm, ou provenientes de resgate da fauna cuja área foi alagada, em decorrência da construção e operação de usinas hidrelétricas (MESQUITA; QUEIROS, 2007; CESP, 2009).

O resgate de fauna e programas de translocação são contemplados na resolução CONAMA (n. 001/86 e 237/97) e lei federal (n. 6938/81), mas não há estudos que comprovem a efetividade desta ação de manejo. Não há informações disponíveis a respeito da sobrevivência destes animais realocados, ou da interação com animais já existentes na área em que foram soltos (RODRIGUES, 2006; TEIXEIRA *et al.*, 2007).

Reintroduzir espécies tornou-se uma prática comum em manejo da vida silvestre, principalmente na América do Norte (EUA e Canadá), Austrália, Nova Zelândia e África do Sul. A maior parte das reintroduções de espécies teve o propósito exclusivo de conservação, tanto de aves como de mamíferos (FISCHER; LINDENMEYER, 2000). Todas as reintroduções de aves e mamíferos na América do Sul foram realizadas com o propósito de conservação da espécie-alvo e nenhuma reportou se houve ou não sucesso do programa (FISCHER; LINDENMAYER, 2000).

Em uma revisão de mais de mil casos de reintroduções, translocações e introduções de aves, estimou-se que aproximadamente metade dos projetos falhou (LONG 1981 apud KLEIMAN, 1989). Em 116 estudos envolvendo reintroduções, 26% foram classificados como bem-sucedidos, 27% como mal-sucedidos e 55% como desconhecidos no momento da publicação (FISCHER; LINDENMAYER, 2000). Nesta mesma revisão, os autores também concluíram que projetos envolvendo exemplares cativos obtiveram menor taxa de sucesso (13%), em comparação com os projetos que utilizaram animais selvagens (31%). Estudos que liberaram mais de 100 indivíduos (não necessariamente ao mesmo tempo) tiveram maior chance de sucesso, em comparação com a liberação de menos indivíduos (FISCHER; LINDENMEYER, 2000).

Soorae (2008) compilou 62 estudos de diferentes grupos de animais e plantas, e verificou que 3% dos estudos foram mal-sucedidos (o que correspondeu a dois projetos de reintrodução de aves), devido ao não-monitoramento dos animais pós-liberação, taxas reprodutivas baixas e habitat de baixa qualidade. Uma das espécies, cujo programa de reintrodução falhou, pertence à ordem Galliformes (*Catreus wallichi*, Phasianidae). Originário do nordeste do Paquistão ao centro do Nepal, este faisão encontra-se vulnerável atualmente (GARSON, 2008). A tentativa

de reintroduzir uma população no Parque Nacional Margalla Hills, no Paquistão, não foi bem-sucedida, devido à alteração de habitat ocasionada pela criação do parque e consequente proibição de queimadas, entre outros fatores. Assim, houve o crescimento de uma vegetação densa, que não era adequada para a movimentação dos faisões reintroduzidos (GARSON, 2008).

Antes de considerarmos a reintrodução para o propósito de conservação da espécie, é essencial verificar a disponibilidade de habitat, identificar e eliminar potenciais causas de declínio populacional, bem como analisar a composição genética dos indivíduos destinados para a liberação (WPA; IUCN, 2009).

Um dos objetivos de todos os programas de reintrodução deveria ser minimizar a intervenção humana ao longo do tempo, para que uma população seja capaz de se auto-sustentar (SOUTHGATE, 1995). Manter uma espécie existente no local, através de contínua intervenção humana, leva à perda de capacidade de sobrevivência e, por fim, aumenta a probabilidade de extinção (SOUTHGATE, 1995).

Com base em um estudo envolvendo o manejo de quase 200 espécies de aves e mamíferos entre 1973 e 1986, Griffith *et al.* (1989) concluíram que animais capturados na natureza se adaptaram melhor ao local da liberação, que animais provenientes de cativeiro. Além disso, herbívoros se adaptaram mais que carnívoros e a qualidade do habitat contribuiu para o sucesso de estabelecimento de espécies (em contraste a habitats depauperados), principalmente se o habitat estava localizado na área de distribuição original da espécie.

Objetivos

O restabelecimento de uma população viável de mutuns-do-sudeste foi o principal objetivo do programa de reintrodução, desenvolvido na Reserva Ecológica de Guapiaçu (Cachoeiras de Macacu, RJ, Brasil).

Para demonstrar evidências de sucesso e dificuldades encontradas no decorrer do projeto, foram acumuladas informações básicas sobre a espécie. No capítulo 1, foram testados três modelos de rádio-transmissor para mutuns-do-sudeste.

No capítulo 2, foram apresentados alguns aspectos relacionados à sobrevivência dos indivíduos reintroduzidos, como as causas de mortalidade, o período de maior vulnerabilidade, bem como as possíveis diferenças na

probabilidade de sobrevivência entre os sexos, grupos de liberação e comportamento manso/ arisco.

No capítulo 3, o tamanho de área de vida de mutuns-do-sudeste reintroduzidos foi estimado, levando em consideração alguns fatores, como o sexo, idade, dominância/ submissão, comportamento manso/ arisco e tempo de monitoramento. A interação entre mutuns, na fase jovem e adulta, foi estudada. Também foi analisado se houve fidelidade à área de vida, quando os jovens tornaram-se adultos, bem como após outros grupos serem liberados.

No capítulo 4, foi verificado se houve preferência de algum tipo de habitat por mutuns reintroduzidos, ou se utilizaram os habitats ao acaso.

Estas informações poderão servir como base para a decisão de ações de manejo desta população. Além disso, os dados podem auxiliar na elaboração de outros projetos, envolvendo o monitoramento de indivíduos. Este é o primeiro estudo, de muitos que devem ser feitos com a espécie, para finalmente poder ser analisado se existe um padrão comportamental entre animais reintroduzidos, e se este é diferente ou não do comportamento de indivíduos pertencentes às populações autóctones.

Referências bibliográficas

- ALVAREZ, A.D.; DEVELEY, P.F. (Orgs). **Conservação do Mutum-do-Sudeste (*Crax blumenbachii*) - Cinco anos de implementação do Plano de Ação**. SAVE Brasil. São Paulo, Brasil. 2010
- AZEREDO, R. Reintrodução de *Crax blumenbachii* na natureza. p. 82. In: VIELLIARD, J.M.E.; SILVA, M.L.; SILVA, W.R. (Eds.) **Anais V Congresso Brasileiro de Ornitologia**. Campinas: Unicamp. 1996.
- AZEREDO, R.; SIMPSON, J. A reprodução em cativeiro do mutum-do-sudeste e os programas de reintrodução realizados pela CRAX. In: **Plano de Ação para a conservação do mutum-do-sudeste *Crax blumenbachii* – uma espécie bandeira para a conservação da Mata Atlântica**. IBAMA/MMA: Brasília. p.37-50, 2004.
- BGAZO, A.J.; BODMER, R.E. Use and conservation of cracidae (Aves: Galliformes) in the Peruvian Amazon. **Oryx** v. 32, n. 4, 301-309, 1998.
- BIRDLIFE INTERNATIONAL 2010 **Species factsheet: *Crax blumenbachii***. Disponível em: < <http://www.birdlife.org>>. Acesso em 22/02/2010.
- BIRDLIFE INTERNATIONAL 2008. *Crax blumenbachii*. In: IUCN 2009. **IUCN Red List of Threatened Species**. Version 2009.2. Disponível em: < www.iucnredlist.org>. Acesso em 23/02/2010.
- BROOKS, D.M. **Conserving Cracids: the most Threatened Family of Birds in the Americas**. Misc. Publ. Houston Mus. Nat. Sci., n. 6, Houston, USA, 2006.

- BROOKS; FULLER. Biology and conservation of cracids. In: Brooks, D.M. (2006) **Conserving Cracids: the most Threatened Family of Birds in the Americas**. Misc. Publ. Houston Mus. Nat. Sci., n. 6, Houston, USA, 2006.
- BROOKS, D.M.; STRAHL, S.D. **Curassows, Guans and Chachalacas: Status Survey and Conservation Action Plan 2000-2004**. WPA/BirdLife/SSC Cracid Specialist Group. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK, 2000.
- CENIBRA-CRAX, Projeto de reintrodução de aves silvestres na Fazenda Macedônia. **Relatório técnico de atividades** – acordo de cooperação técnico-científica CENIBRA-CRAX. p.35, 2008.
- CESP. 2009. **Companhia energética de São Paulo. Manejo de fauna silvestre**. Disponível em: <[http://www.cesp.com.br/porta/Cesp/biblio.nsf/V03.01/manejo_fauna/\\$file/manejo_fauna.pdf](http://www.cesp.com.br/porta/Cesp/biblio.nsf/V03.01/manejo_fauna/$file/manejo_fauna.pdf)>. Acesso em 09/10/2009.
- CHIARELLO, A.G. Influência da caça ilegal sobre mamíferos e aves das matas de tabuleiro do norte do estado do Espírito Santo. **Boletim do Museu de Biologia Mello Leitão** (N. Ser.) p. 229-247, 2000.
- COLLAR, N.; GONZAGA, L.A.P. O mutum *Crax blumenbachii* na Reserva Florestal Particular de Linhares-ES. **Espaço, ambiente e planejamento** v. 2, n.8, p. 3-34, 1988.
- COMITÊ BRASILEIRO DE REGISTROS ORNITOLÓGICOS 2009 **Listas das aves do Brasil**. Versão de 9/8/2009. Disponível em <<http://www.cbro.org.br>>. Acesso em: 1/02/2010.
- DEL HOYO, J. Family Cracidae. In: **Handbook of the Birds of the World: New World vultures to guineafowl**. (DEL HOYO, J.; ELLIOTT, A.; SARGATAL, J.) (Eds.), Lynx Edic., Barcelona, p. 310-363, 1994.
- FARIA, C.M.A.; RODRIGUES, M., AMARAL, F.Q.; MÓDENA, E.; FERNANDES, A.M. Aves de um fragmento de Mata Atlântica no alto Rio Doce, Minas Gerais: colonização e extinção. **Revista Brasileira de Zoologia** v. 23, n. 4, p. 1217-1230, 2006.
- FISCHER, J.; LINDENMAYER, D.B. An assessment of the published results of animal relocations. **Biological Conservation** v. 96, p. 1-11, 2000.
- GARSON, P.J. Attempted re-introduction of cheer pheasant to the Margalla Hills National Park, Pakistan. In: **Global Re-introduction Perspectives: re-introduction case-studies from around the globe** (P. S. Soorae) (Ed.), IUCN/SSC Re-introduction Specialist group, Abu Dhabi. p. 138-140, 2008.
- GRIFFITH, B.; SCOTT, J.M.; CARPENTER, J.W.; REED, C. Translocation as a species conservation tool: status and strategy. **Science** v. 245, p. 477-480, 1989.
- IBAMA. **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., 2004.
- IUCN 2009. 2009 **IUCN Red List of Threatened Species**. Disponível em <http://www.redlist.org/search/>. Acesso em 13/10/2009.
- IUCN. 1998. **Guidelines for reintroductions**. Prepared by the IUCN/SSC Reintroduction Specialist Group. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK. 10p. Disponível em <<http://iucn.org/themes/ssc/pubs/policy/reinte.htm>>. Acesso em 02/05/2009.
- KLEIMAN, D.G. Reintroduction of captive mammals for conservation. **BioScience** v. 39, p. 152-161, 1989.
- LIMA, P.C.; MAGALHÃES, Z.S.; ALBANO, C. Registro da reprodução do mutum-do-sudeste *Crax blumenbachii* em Ituberá, Bahia. **Atualidades Ornitológicas** v. 141, p. 105-106, 2008.

- LONG, J.L. **Introduced birds of the world: the worldwide history, distribution and influence of birds introduced to new environments.** New York: Universe Books, 1981.
- MESQUITA, F.L.; QUEIROS, L.R.S. **Pio da esperança.** Cesp e Fosfertil, 2007.
- MORITA, C.H.C. Caracterização da fauna recebida e avaliação dos procedimentos em Centros de Triagem de Animais Silvestres (CETAS). **Trabalho de Conclusão de Curso em Ecologia**, UNESP, Rio Claro, SP, 2009.
- NOGUEIRA-NETO, P. **A criação de animais indígenas vertebrados.** Edições Tecnapis, São Paulo, p. 120-135, 1973.
- PEREIRA, S.L.; WAJNTAL, A. Reintroduction of guans of the genus *Penelope* (Cracidae, Aves) in reforested areas: assessment by DNA fingerprinting. **Biological Conservation** n.87 v.1, 31-38, 1999.
- PEREIRA, S.L.; WAJNTAL, A. Studies in captive stocks of the endangered red-billed curassow *Crax blumenbachii* suggest that this species is not depleted of genetic variability. Em: **Biology and Conservation of Galliformes in the New Millenium**, (D. Brooks & J. Clinton, eds). Miscellaneous Publications of the Houston Museum of Natural Science v. 2, p. 112-123, 2001.
- PETCHEY, O.L.; GASTON, K.J. Extinction and the loss of functional diversity. **Proc. R. Soc. Lond.** n. 269, p. 1721-1727, 2002.
- 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** v. 3: 112-117.
- PRIMACK, R. B.; RODRIGUES, E. **Biologia da conservação.** Londrina: E. Rodrigues. p. 328, 2001.
- ROCHA-MENDES, F.; NAPOLI, R.P.; MIKICH, S.B. Manejo, reabilitação e soltura de mamíferos selvagens. **Arq. Ciênc. Vet. Zool.** Unipar, Umuarama, v. 9, n. 2, p.105-109, 2006.
- RODRIGUES, M. Hidrelétricas, Ecologia Comportamental, Resgate de Fauna: uma Falácia. **Natureza & Conservação** v. 4, n.1, p. 29-38, 2006.
- SALAFSKY, N.; MARGOULIS, R.; REDFORD, K. 2001. **Adaptive management: a tool for conservation practitioners.** Washington, D.C.: Biodiversity support program. Disponível em <www.bsponline.org>. Acesso em 27/12/2009.
- SAMUEL, M.D.; PIERCE, D.J.; GARTON, E.O. Identifying areas of concentrated use within the home range. **Journal of Animal Ecology** v. 54, n. 3, p. 711-719, 1985.
- SANTIAGO, W.T.V. O programa de reintrodução da CESP em Paraibuna, SP. In: **Anais do Congresso Brasileiro de Ornitologia.** Campinas: Unicamp, p. 114-116, 1996
- SILVEIRA, L. F.; OLMOS, F. Quantas espécies de aves existem no Brasil? Conceitos de espécie, conservação e o que falta descobrir. **Revista Brasileira de Ornitologia** v.15, n. 2, p. 289-296, 2007.
- SILVEIRA, L. F.; STRAUBE, F. C. (orgs.) Aves. In: Machado, A. B. M.; Drummond, G. M.; Paglia, A. P. (eds.). **Livro vermelho da fauna brasileira ameaçada de extinção** (v. 2, p. 378-679). Brasília, Ministério do Meio Ambiente; Belo Horizonte, Fundação Biodiversitas. Série Biodiversidade n. 19, 2 volumes, p. 907+511, 2008.
- SOORAE, P.S. **Global re-introduction perspectives: re-introduction case-studies from around the globe** IUCN/SSC Re-introduction specialist group, Abu Dhabi, UAE. viii + 284p, 2008.
- SOUTHGATE, R. Why reintroduce the bilby? In: M. Serena (ed.). **Reintroduction biology of Australian and New Zealand fauna.** Surrey Beatty & Sons: Chipping Norton. 1995.

- TEIXEIRA, C.P.; AZEVEDO, C.S.; MENDEL, M.; CIPRESTE, C.F.; YOUNG, R.J. Revisiting translocation and reintroduction programmes: the importance of considering stress. **Animal Behaviour** v. 73, p. 1-13, 2007.
- WAJNTAL, A.; SILVEIRA, L.F. A soltura de aves contribui para a sua conservação? **Atualidades Ornitológicas** v. 98, p. 7, 2000.
- WORLD PHEASANT ASSOCIATION; IUCN/SSC RE-INTRODUCTION SPECIALIST GROUP (eds.). **Guidelines for the reintroduction of galliformes for conservation purposes**. Gland, Switzerland: IUCN; Newcastle Upon-Tyne, UK: World Pheasant Association. 86pp, 2009.
- WRIGHT, S.J. The myriad consequences of hunting for vertebrates and plants in tropical forests. **Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics** v.6, n.1-2, p. 73-86, 2003.

CAPÍTULO 1

A ESCOLHA DO RÁDIO-TRANSMISSOR PARA O MONITORAMENTO DE MUTUNS-DO-SUDESTE REINTRODUZIDOS NA RESERVA ECOLÓGICA DE GUAPIAÇU (RJ, BRASIL)

Resumo

Uma população reintroduzida deve ser monitorada, para a obtenção de dados relevantes que evidenciem sucesso ou falha do projeto. Para isso, a técnica de telemetria tem sido bastante utilizada, gerando dados com mais frequência e em um período maior de tempo. A telemetria é muito utilizada para estudos com galiformes, pois os dados são difíceis de coletar através de outras técnicas. Há vários estudos com galiformes, que testaram os efeitos de alguns modelos de rádio-transmissor em algumas espécies. No entanto, os efeitos variam entre os táxons, e não pode ser concluído qual o modelo mais recomendado para galiformes em geral. O objetivo deste estudo foi testar entre três modelos de rádio-transmissor VHF (colar, n=3, mochila, n=3, e caudal, n=1), e escolher o que melhor se adaptou nos mutuns-do-sudeste *Crax blumenbachii*, criados e cativo (CRAX, MG, Brasil). Esta ave é endêmica do sudeste da mata Atlântica brasileira, que está ameaçada de extinção, devido principalmente à caça e à destruição do habitat. Devido à facilidade em criar esta ave em cativeiro, atualmente é possível realizar programas de reintrodução, e acompanhar os indivíduos com o auxílio da técnica de telemetria. Os modelos “colar” e “caudal” foram colocados rapidamente (< três minutos). Porém, os colares foram removidos pelos indivíduos, pois a alça era elástica e facilitou a retirada deste pelas aves. O modelo caudal não foi escolhido, pois no processo de muda de penas ele cairia, e assim o monitoramento teria curta duração. O transmissor do tipo mochila foi escolhido; este foi colocado no animal em um intervalo de quatro a seis minutos. Após a recaptura dos animais com mochila, pôde ser verificado que o material usado para prender o transmissor no animal não causou alergia, machucado ou perda de penas local. Já no viveiro de adaptação da Reserva Ecológica de Guapiaçu (REGUA, RJ, Brasil), 40 indivíduos com rádio-transmissor “mochila” foram observados, através do método “scan sampling”, a fim de verificar se o comportamento de bicar o rádio-transmissor diminuía com o tempo. Também foi observado se estes estavam posicionados corretamente na ave. Foi registrado que os mutuns-do-sudeste diminuíram a frequência de bicadas no transmissor ao longo do tempo, o que sugeriu que tenham se acostumado a ele. Este foi o primeiro estudo envolvendo a escolha de modelos de rádio-transmissor em cracídeos.

Palavras-chave: Cracidae. *Crax blumenbachii*. Galliformes. Rádio-transmissor. Reintrodução. Telemetria.

1. Introdução

Monitorar uma população reintroduzida é necessário, para examinar alguns fatores como a sobrevivência, o tamanho da prole e sua frequência, o tamanho da área de vida, as taxas de dispersão de indivíduos e a dieta (SOUTHGATE, 1995). Estes dados são relevantes, pois podem evidenciar sucesso ou falha do projeto em questão.

A técnica de telemetria é uma das melhores para obter estes dados, com maior frequência e em um período maior de tempo. A telemetria é muito utilizada para estudos com galiformes, pois os dados são difíceis de coletar através de outras técnicas (CAIZERGUES; ELLISON, 1998).

Existem três principais sistemas de telemetria, que podem ser utilizados para o monitoramento de animais: VHF (“very high frequency”), rastreamento por satélite e GPS (“global positioning system”) (WHITE; GARROTT, 1990; KENWARD, 2000; MECH; BARBER, 2002).

O monitoramento por satélite minimiza o esforço do pesquisador e permite a coleta de um extenso conjunto de dados detalhados sobre a movimentação do indivíduo. No entanto, as localizações são pouco acuradas (erro > 1 km) e há um custo alto por unidade, além de serem mais pesados e terem baterias com menor capacidade de duração (KENWARD, 2000; MECH; BARBER, 2002).

O sistema de colar com GPS também permite a coleta de um extenso conjunto de dados detalhados sobre a movimentação do indivíduo, e é muito acurado (erro de 5 a 15 m). Porém, há dificuldade do sinal ser recebido pelo aparelho, se o animal encontra-se em uma vegetação densa, além de haver distorção no sinal, se o terreno é montanhoso. Ainda não foi desenvolvido um colar com GPS mais leve que 40 g, que tivesse uma bateria com duração maior que 18 meses (MILLSPAUGH; MARZLUFF, 2001).

Os rádios-transmissores VHF são utilizados desde 1963 para o monitoramento de animais (MECH; BARBER, 2002). Os menores transmissores possuem cerca de 0,35 g, podendo ser colocados até em insetos (KENWARD, 2000). É relativamente acurado, havendo a necessidade de intenso esforço de campo. A unidade possui preço acessível, sendo este sistema adequado para estudos que visam um maior número amostral, ou seja, maior número de indivíduos com rádio-transmissor (KENWARD, 2000). No caso de cracídeos, é indicado utilizar

o sistema de telemetria VHF, uma vez que muitas espécies utilizam estratos inferiores da mata.

As técnicas empregadas não devem interferir na qualidade dos resultados ou no bem-estar dos animais. Ainda são polêmicas as discussões sobre o efeito de rádios-transmissores, implantes e outros marcadores em animais (MECH; BARBER, 2002). No caso das aves, a maior preocupação é o peso do transmissor, sendo recomendado que não ultrapasse o limite de 3 a 5% da massa corpórea da ave, a fim de não afetar principalmente a aerodinâmica (COCHRAN, 1980; KENWARD, 2000).

Muitos estudos implicitamente assumem que animais com rádio-transmissor se comportam e sobrevivem normalmente, não sendo realizados testes (CONWAY; GARCIA, 2005). No entanto, é preciso detectar os efeitos negativos das técnicas usadas para estudar animais, e tentar encontrar uma maneira de minimizar ou eliminar estes efeitos (CONWAY; GARCIA, 2005).

Algumas pesquisas registraram uma alteração no padrão de comportamento (GREENWOOD; SARGEANT, 1973), tempo despendido tentando remover o transmissor (HOOSE, 1981) e aumento da suscetibilidade à predação (MECH; BARBER, 2002). Já houve registro de transmissores que se prenderam à vegetação, ocasionando morte do indivíduo (DUNSTAN, 1977).

Há vários estudos com galiformes, que testaram os efeitos de diferentes modelos de rádio-transmissor em algumas espécies (Figura 1). Foram compilados 38 casos, em que foi testado o efeito do rádio-transmissor (cinco estudos testando ponchos, 15 testando mochilas, 16 testando colares, e 2 testando implantes), na sobrevivência, reprodução, comportamento ou fisiologia de galiformes (Tabela 1).

Os únicos estudos com cracídeos, envolvendo telemetria, foram realizados na Venezuela, com o acompanhamento de *Crax dalbentoni* nativos (BERTSCH; BARRETO, 2008) e no Peru, com *Penelope albipennis* reintroduzidos (PRATOLONGO, 2004). Ambas as espécies portaram rádio-transmissor do tipo mochila, e foi assumido que este modelo não interferiu no comportamento das espécies.

O mutum-do-sudeste é endêmico da parte sudeste da Mata Atlântica brasileira, originalmente ocupando cerca de 140 mil km², que abrangia do sul da Bahia ao Rio de Janeiro e leste de Minas Gerais, em cotas altimétricas no geral até 500 m de altitude (IBAMA, 2004). Esta ave cinegética possui de 3 a 4 kg e

atualmente é considerada “em perigo” de extinção, devido principalmente à caça e à destruição do habitat (IBAMA, 2004; IUCN, 2009). Estimativas populacionais sugerem no máximo 250 mutuns-do-sudeste na natureza, divididos em pelo menos quatro populações isoladas na Bahia e três no Espírito Santo (IBAMA 2004).

A reintrodução desta espécie ocorreu em três locais em Minas Gerais na década de 90 (ver Introdução geral, Figura 2), com a transferência de aves do criadouro científico CRAX (Contagem, MG, Brasil). O monitoramento da população reintroduzida em Ipaba (RPPN Fazenda Macedônia) foi feito através de registros visuais de pesquisadores e funcionários treinados (AZEREDO; SIMPSON 2004; CENIBRA-CRAX, 2008).

O objetivo deste estudo, inédito em cracídeos, foi testar três modelos de rádio-transmissor VHF (colar, mochila, caudal), e escolher o que melhor se adaptou aos mutuns-do-sudeste *Crax blumenbachii*.

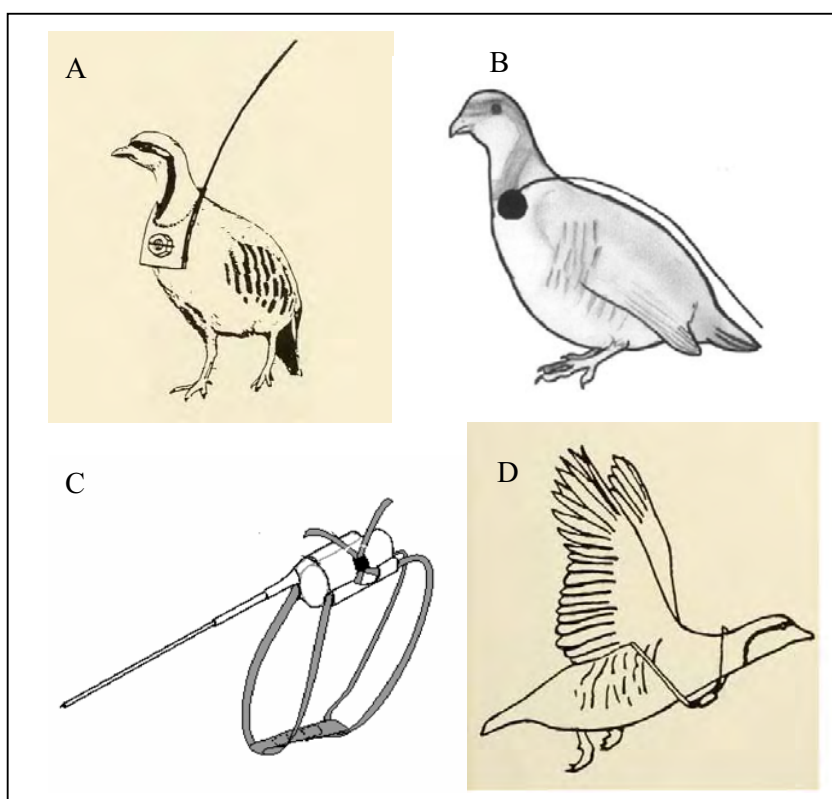


Figura 1. Alguns modelos de rádio-transmissores utilizados em estudos com galiformes. A=poncho (retirado de SLAUGH *et al.*, 1989), B=implante (retirado de O'HEARN *et al.*, 2005), C=mochila (retirado de KENWARD *et al.*, 2001), D=mochila (retirado de SLAUGH *et al.*, 1989).

Tabela 1. Efeitos do modelo de rádio-transmissor VHF na sobrevivência, reprodução e comportamento de galiformes (-: efeito negativo, #: efeito mínimo, 0: sem efeito, x: não investigado) (atualização dos dados compilados por CAIZERGUES; ELLISON, 1998).

Espécie	Modelo do rádio-transmissor	Controle	Sobrevivência	Reprodução	Comportamento	Fisiologia	Condição	Referência
<i>Alectoris chukar</i>	Poncho	Nenhum	-	x	-	x	Livre	Slaugh et al. (1989)
<i>Dendragapus obscurus</i>	Poncho	Anilha	-	x	-	x	Livre	Pekins (1988)
<i>Pedioecetes phasianellus</i>	Poncho	Nenhum	x	0	x	x	Livre	Armstrup (1980)
<i>Tympanuchus pallidicinctus</i>	Poncho	Nenhum	-	x	x	x	Livre	Burger et al. (1991)
<i>Tympanuchus phasianellus</i>	Poncho	Anilha	-	x	x	x	Livre	Marks; Marks (1987)
<i>Meleagris gallopavo</i>	Implante	Anilha	0	x	x	0	Cativeiro	Hubbard et al. (1998)
<i>Alectoris chukar</i>	Implante	Indivíduos sem rádio	x	0	0	0	Cativeiro	O'Hearn et al. (2005)
<i>Alectoris chukar</i>	Mochila	Nenhum	0	x	0	x	Livre	Slaugh et al. (1989)
<i>Bonasa umbellus</i>	Mochila	Poncho	-	x	0	x	Livre	Small; Rusch (1985)
<i>Canachites canadensis</i>	Mochila	Anilha	#	x	0	x	Livre	Herzog (1979)
<i>Colinus virginianus</i>	Mochila	Anilha	x	x	x	-	Cativeiro	Osbourne et al. (1997)
<i>Dendragapus obscurus</i>	Mochila	Anilha	0	0	0	x	Livre	Hines; Zwickel (1985)
<i>Lagopus lagopus</i>	Mochila	Marcação nas costas	x	#	#	x	Livre	Lance; Watson (1977)
<i>Lagopus lagopus lagopus</i>	Mochila	Anilha	x	-	-	x	Livre	Erikstad (1979)
<i>Lagopus lagopus scoticus</i>	Mochila	Anilha	x	x	-	x	Cativeiro	Boag (1972)
<i>Lagopus lagopus scoticus</i>	Mochila	Marcação nas costas	0	0	0	x	Livre	Boag et al. (1973)
<i>Lagopus mutus</i>	Mochila	Anilha	-	x	x	x	Livre	Cotter; Gratto (1995)
<i>Meleagris gallopavo</i>	Mochila	Nenhum	x	x	0	x	Cativeiro	Nenno; William (1979)
<i>Meleagris gallopavo</i>	Mochila	Anilha	-	x	x	-	Cativeiro	Hubbard et al. (1998)
<i>Phasianus colchicus</i>	Mochila	Nenhum	-	x	x	x	Livre	Johnson; Berner (1980)
<i>Phasianus colchicus</i>	Mochila	Nenhum	-	-	x	x	Livre	Wamer; Etter (1983)
<i>Phasianus colchicus</i>	Mochila	Anilha	-	x	x	x	Livre	Marcstrom et al. (1989)
<i>Perdix perdix</i> (em 1996)	Colar	Nenhum	0	0	x	0	Livre	Bro et al. (1999)

Tabela 1. (continuação) Efeitos do modelo de rádio-transmissor VHF na sobrevivência, reprodução e comportamento de galiformes (-: efeito negativo, #: efeito mínimo, 0: sem efeito, x: não investigado) (atualização dos dados compilados por CAIZERGUES; ELLISON, 1998).

Espécie	Modelo do rádio-transmissor	Controle	Sobrevivência	Reprodução	Comportamento	Fisiologia	Condição	Referência
<i>Colinus virginianus</i>	Colar	Anilha	0	x	x	x	Livre	Terhune et al. (2007)
<i>Colinus virginianus</i>	Colar	Nenhum	0	x	x	x	Livre	Mueller et al. (1988)
<i>Colinus virginianus</i>	Colar	Anilha	x	x	0	0	Cativeiro	Hernandez et al. (2004)
<i>Colinus virginianus</i>	Colar	Anilha	x	x	x	-	Cativeiro	Osbourne et al. (1997)
<i>Colinus virginianus</i>	Colar	Anilha	0	x	x	x	Livre	Palmer; Wellendorf (2007)
<i>Colinus virginianus</i>	Colar	Anilha	-	x	x	x	Livre	Parry et al. (1997)
<i>Lagopus lagopus scoticus</i>	Colar	Anilha	0	0	x	x	Livre	Thirgood et al. (1995)
<i>Lagopus mutus</i>	Colar	Anilha	0	x	x	x	Livre	Cotter; Gratto (1995)
<i>Perdix perdix</i> (em 1995)	Colar	Nenhum	-	-	x	-	Livre	Bro et al. (1999)
<i>Tympanuchus pallidicinctus</i>	Colar	Anilha	0	0	0	-	Livre	Hagen et al. (2006)
<i>Phasianus colchicus</i>	Colar	Nenhum	-	-	x	x	Livre	Venturato et al. (2009)
<i>Phasianus colchicus</i>	Colar	Anilha	0	x	x	x	Livre	Marcstrom et al. (1989)
<i>Tetrao tetrix</i>	Colar	Anilha	0	x	x	x	Livre	Willebrand (1988)
<i>Tetrao tetrix</i> (após o período de reprodução)	Colar	Anilha	0	0	x	x	Livre	Caizergues; Ellison (1998)
<i>Tetrao tetrix</i> (durante o período de reprodução)	Colar	Anilha	-	-	x	x	Livre	Caizergues; Ellison (1998)

2. Material e métodos

2.1. Locais das observações

CRAX

A Sociedade de Pesquisa do Manejo e Conservação da Fauna Silvestre (CRAX, Contagem, MG) é um criadouro científico privado, aprovado pelo Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio), que tem como principal objetivo contribuir para a conservação de espécies da fauna silvestre, principalmente as ameaçadas de extinção (CENIBRA-CRAX 2008). Para tal, desenvolve estudos sobre a reprodução de espécies em cativeiro, reintrodução na natureza, além de programas de divulgação dos projetos de reintrodução e educação ambiental.

Este criadouro, com cerca de 60 mil m², abriga cerca de 2.500 aves, de 100 espécies diferentes, das quais 30 são reproduzidas com sucesso no cativeiro (como o mutum-do-sudeste *Crax blumenbachii*, jacutinga *Aburria jacutinga*, harpia *Harpia harpyja* e o já extinto na natureza mutum-de-alagoas *Mitu mitu*) (CENIBRA-CRAX 2008) (Figura 2).



Figura 2. Vista de uma parte dos viveiros construídos para abrigar cracídeos na CRAX (Contagem, MG, Brasil) (Fonte: CENIBRA-CRAX 2008).

Atualmente, a CRAX possui a maior população cativa de mutuns-do-sudeste. Esta espécie é encontrada em outras 27 instituições do mundo, o que fornece uma

fonte de indivíduos que pode ser destinada para novos projetos de reintrodução (IBAMA, 2004).

O conhecimento sobre a reprodução e o comportamento de mutuns-do-sudeste foi adquirido através da criação e reprodução desta ave em cativeiro, desde a década de 1970 por Roberto Azeredo, no criadouro científico CRAX, apoiado pela instituição Crax International (AZEREDO, 1996; IBAMA, 2004).

Atualmente é reconhecido o protocolo de reintrodução que a CRAX desenvolveu ao longo destes anos, principalmente com o “Projeto Mutum”, que iniciou no começo da década de 1990, desenvolvido através de cooperação científica com a CENIBRA, Celulose Nipo-Brasileira S.A. (Ipaba, MG, Brasil) (AZEREDO; SIMPSON, 2004).

REGUA

A Reserva Ecológica de Guapiaçu (REGUA, Cachoeiras de Macacu, RJ, Brasil) é uma propriedade da família Locke, e possui atualmente cerca de 7.200 ha de Mata Atlântica Ombrófila Densa (Nicholas Locke, informação verbal), inseridos na Serra do Mar, abrangendo floresta montana, submontana e de baixada (OLIVEIRA-FILHO; FONTES, 2000). Está localizada nas coordenadas em UTM N 7.515.700 m e L 728.783 m (Datum Córrego Alegre, Zona 23K).

De agosto de 2006 a outubro de 2008, 53 indivíduos jovens da espécie *Crax blumenbachii* (23 machos e 30 fêmeas) foram transferidos da CRAX para a REGUA, com a autorização dos órgãos ambientais federal (ICMBio) e estadual (Instituto Estadual do Ambiente- INEA- RJ). Antes de serem transportados, todos os indivíduos foram examinados, conforme o protocolo desenvolvido e seguido pela CRAX (AZEREDO; SIMPSON, 2004).

Os indivíduos transportados foram colocados em um viveiro situado na mata da REGUA (Figura 3). Assim, o método adotado foi a liberação branda (ou “soft” release”, *sensu* BRIGHT; MORRIS 1994; BECK *et al.*, 1994), uma vez que houve um período de adaptação na nova área, antes da liberação. A função principal da liberação branda foi acostumar os animais ao novo ambiente, evitando o estresse fisiológico (BRIGHT; MORRIS 1994).

O viveiro de adaptação tinha 15,5 m de comprimento, 8 m de largura e 8 m de altura, localizado nas coordenadas em UTM N 7.519.517 m e L 732.853 m (Datum

Córrego Alegre, Zona 23K). Durante a construção, evitou-se o pisoteio na área interna do viveiro, de modo a preservar as características do sub-bosque. Até 2 m de altura, foi colocada uma malha mais resistente de arame galvanizado (fio 15) e acima de 2 m de altura foi colocada uma malha de fio 18. Foram colocados poleiros horizontais em várias alturas (desde 1,5m de altura até 7 m), tomando-se cuidado para não posicioná-los em cima do bebedouro das aves (evitando assim que elas defecassem na água).



Figura 3. Viveiro de adaptação da REGUA (RJ, Brasil), no momento da construção, em maio de 2006.

O bebedouro de concreto possuía 20 cm de profundidade e o fundo foi preenchido com rochas pequenas (encontradas nos riachos próximos), para simular condições naturais. A água foi canalizada de um dos riachos próximos ao viveiro, de modo que fluía constantemente pelo bebedouro.

Cinco comedouros foram espalhados dentro do viveiro, feitos de garrafa PET, com cobertura para evitar acúmulo de água de chuva. Cada garrafa foi pendurada ou amarrada nos troncos existentes no viveiro, de modo que a abertura do comedouro ficasse a cerca de 50 cm do chão. Na ração caída no chão, fungos proliferavam com facilidade. Assim, tornou-se necessário remover a camada de ração do chão, para evitar o consumo de ração com fungos pelas aves. Também foi construída uma gaiola de 2 x 2m dentro do viveiro, para eventuais capturas emergenciais (Figura 4). Porém, este viveiro menor não continha bebedouro construído em seu interior, sendo recomendado em futuros projetos.

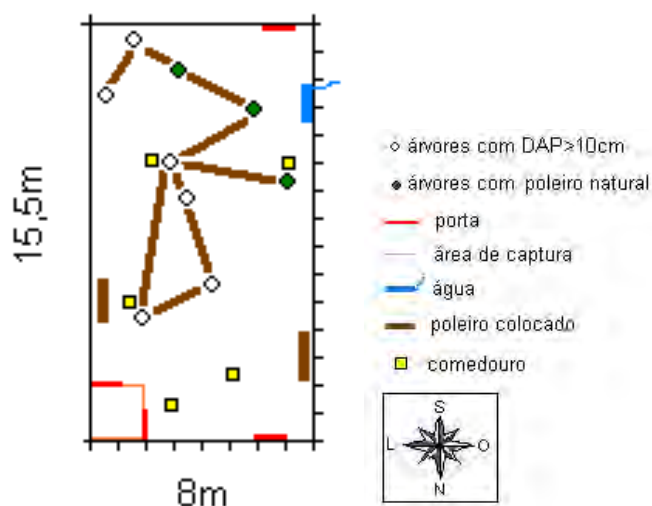


Figura 4. Desenho esquemático do viveiro de adaptação construído na mata da REGUA, RJ, Brasil.

2.2. Escolha do modelo do rádio-transmissor na CRAX

Através de um experimento em cativeiro na CRAX, realizado em fevereiro, maio e junho de 2006, foi escolhido o modelo de rádio-transmissor VHF mais adequado para os mutuns-do-sudeste. Os transmissores foram colocados em sete mutuns-do-sudeste, sendo três transmissores do tipo “colar”, três do tipo “mochila” e um do tipo “caudal” (Figura 5).

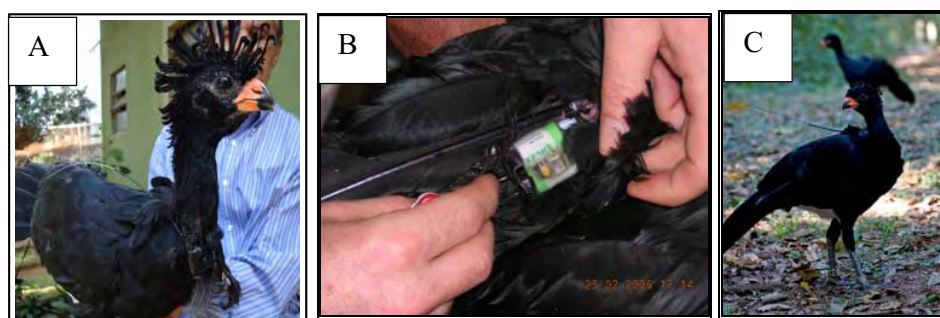


Figura 5. Modelos de rádio-transmissor testados em mutuns-do-sudeste. A= colar, B= caudal, C= mochila.

Após a colocação, os mutuns foram soltos em um viveiro da CRAX (15 x 10 x 15 m) e observados eventualmente pela autora e por Roberto Azeredo, por um tempo máximo de três meses, a fim de registrar se os indivíduos bicaram o

transmissor, o empoleiramento das aves no fim da tarde e eventual limitação do rádio-transmissor no vôo das aves.

2.3. Observação de mutuns-do-sudeste no viveiro de adaptação da REGUA

Durante o período de adaptação no viveiro da REGUA, os mutuns-do-sudeste (já com o modelo de rádio-transmissor escolhido) foram observados no mínimo quatro vezes por semana. O método utilizado foi o “scan sampling” (LEHNER, 1996), em que se anotou o evento de bicar o transmissor, em um ponto predeterminado no tempo (no caso, a cada dois minutos). As aves foram observadas em períodos diferentes do dia, para minimizar viés nos resultados. Assim, a cada dois minutos, havia o dado sobre presença ou ausência do evento, para todos os indivíduos (evento anotado simultaneamente para todos os indivíduos observados).

O objetivo foi verificar se o comportamento de bicar o rádio-transmissor diminuía com o tempo. Também foi observado se este permanecia posicionado corretamente na ave.

3. Resultados

3.1. Escolha do modelo de rádio-transmissor na CRAX

O colar foi colocado num período entre dois e quatro minutos, porém todos foram removidos pelos indivíduos após cerca de 10 minutos; o colar era elástico, para não dificultar a deglutição de itens alimentares maiores, o que facilitou a retirada deste pelas aves.

Demorou apenas um minuto para colocar o transmissor na pena caudal do animal. Este rádio-transmissor ficou inconspícuo por entre as penas da cauda da ave.

O transmissor do tipo mochila foi colocado no animal em um intervalo de quatro a seis minutos. Os animais com mochila permaneceram com ela por cerca de três meses, e depois o transmissor foi retirado pela equipe. Durante as observações, todos os indivíduos empoleiraram no fim da tarde e não foi observado que o rádio-transmissor limitou a movimentação e vôo das aves. Após a recaptura dos animais com mochila, pôde ser verificado que o material usado para prender o transmissor

no animal não causou alergia, machucado ou perda de penas local. Assim, este modelo foi escolhido.

Os rádios-transmissores VHF (150,00 a 150,99 MHz) do tipo mochila foram fabricados pela empresa Biotrack Ltd./ Lotek Wireless Inc. (Dorset, UK) (Figura 6). Possuíam em média de 27 meses de vida útil, cor preta-fosca e massa de 46g, que equivaleu a 1,3% da massa corpórea do mutum-do-sudeste, abaixo do limite de 3% recomendado por Kenward (2000).

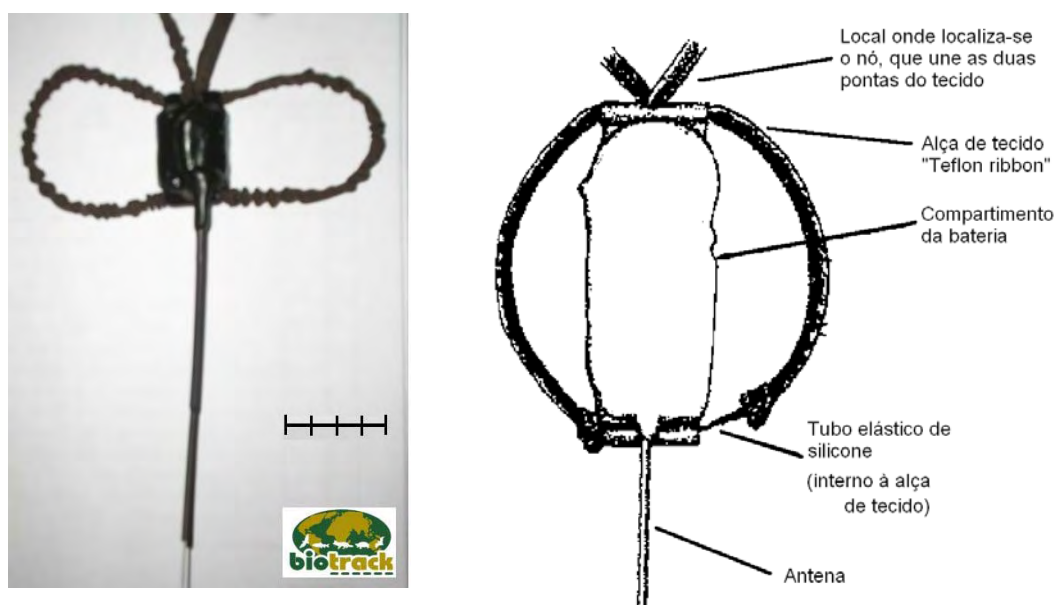


Figura 6. O rádio-transmissor do tipo mochila foi escolhido para o monitoramento da espécie *Crax blumenbachii*. Na foto da esquerda pode ser observado o rádio-transmissor utilizado, e à direita encontra-se o esquema, auto-explicativo (esquema modificado de HILL *et al.*, 1998).

Para colocar o transmissor foi necessário transpassar uma alça em volta de cada asa do animal, de modo a posicionar o compartimento da bateria nas costas da ave, como uma mochila. A alça foi constituída de um tubo de silicone preto de 1 mm de diâmetro (o que conferiu elasticidade limitada às alças da mochila), revestido por uma fita do tipo “Teflon ribbon” da cor marrom-escura (Figura 6). Amarrou-se a ponta de cada alça com um nó simples. Para prevenir que o nó se desmanchasse ou que a borda do tecido desfiasse, o nó foi colado com o auxílio do cianoacrilato Super Glue[®] e o catalisador (Super Glue Activator[®]).

3.2. Observações de mutuns-do-sudeste no viveiro de adaptação na REGUA

No total, foram observados 40 indivíduos durante 1.582 minutos (Tabela 2). Durante estas observações, todos os indivíduos empoleiraram no fim da tarde e não foi observado que o rádio-transmissor limitou a movimentação e vôo das aves, como ocorrido durante a observação de alguns indivíduos na CRAX (item 3.1). Foi registrado que 15 machos e sete fêmeas bicaram o transmissor (total de 22 indivíduos). Os mutuns-do-sudeste diminuíram a frequência de bicadas no transmissor ao longo do tempo, o que sugeriu que tenham se acostumado a ele (Figura 7).

Tabela 2. Indivíduos observados no viveiro de adaptação na REGUA

	Número de indivíduos observados	Mês de observação	Minutos de observação
	6 (3 machos, 3 fêmeas)	Julho/ Agosto 2006	330
	7 (3 machos, 4 fêmeas)	Agosto/ Setembro 2006	360
	7 (4 machos, 3 fêmeas)	Outubro/ Novembro 2006	270
	10 (5 machos, 5 fêmeas)	Agosto/ Setembro 2007	332
	10 (5 machos, 5 fêmeas)	Outubro/ Novembro 2007	290
TOTAL	40		1582

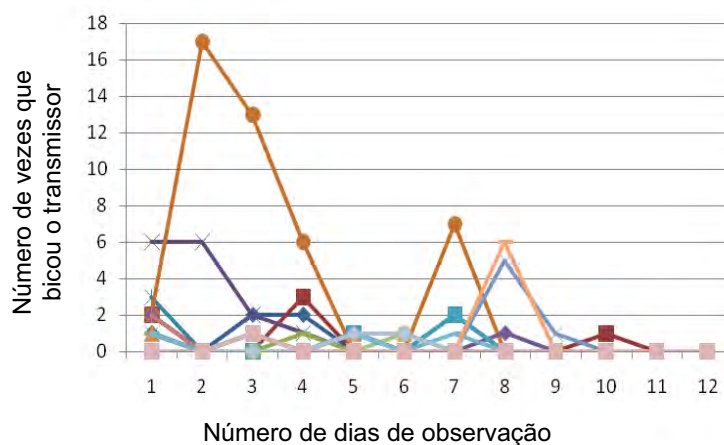


Figura 7. Número de bicadas no transmissor ao longo do tempo de observação (cada linha colorida representa um indivíduo observado, totalizando oito dos 40 indivíduos de mutuns-do-sudeste observados).

4. Discussão

O rádio-transmissor do tipo mochila foi escolhido para o monitoramento de mutuns-do-sudeste *Crax blumenbachii*, quando comparado com outros modelos testados. A mochila se adaptou melhor ao corpo do animal, e seu sistema de fixação evitou que o rádio desprendesse do indivíduo com facilidade. O sistema de amarras da mochila foi planejado para que permanecesse no indivíduo por um período longo; de fato, dos 53 transmissores do tipo mochila, oito se desprenderam do corpo das aves (dois indivíduos no viveiro de adaptação da REGUA e seis indivíduos soltos).

Não é conhecido o efeito que o rádio-transmissor do tipo mochila terá nas aves, em longo prazo. Ao mesmo tempo, optou-se por deixá-los nas aves, pois é difícil a captura destas quando soltas e, além disso, a captura de indivíduos na fase adulta poderia afugentá-los dos locais de movimentação habitual, deslocando-se para locais não familiares e interferindo, assim, na probabilidade de sobrevivência. No entanto, o ideal seria capturar estes animais após o estudo, a fim de retirar o transmissor.

Durante o período de estudo, houve alta probabilidade de sobrevivência de mutuns-do-sudeste reintroduzidos na REGUA (como demonstrado no capítulo 2), o que pode sugerir que o rádio-transmissor do tipo mochila pode não ter efeito na sobrevivência dos indivíduos, ou ter um efeito mínimo, em curto prazo. Além disso, houve evidências de comportamentos de reprodução, observando-se que o transmissor não atrapalhou estes indivíduos no momento da cópula ou na construção do ninho pelo macho.

Indivíduos do galiforme *Dendragapus obscurus*, com rádio-transmissor do tipo mochila, apresentaram sobrevivência semelhante aos indivíduos sem o rádio-transmissor (HINES; ZWICKEL, 1985). O mesmo foi reportado para *Collinus virginianus* (TERHUNE *et al.*, 2007; PARRY *et al.*, 1997 apud TERHUNE *et al.*, 2007; CORTEVILLE, 1998 apud TERHUNE *et al.*, 2007).

Doze dos 15 estudos compilados, em que a mochila foi utilizada em galiformes, apresentaram algum efeito negativo (Tabela 1). A maioria dos galiformes apresentou maior mortalidade devido ao transmissor do tipo mochila, especialmente se os rádios eram pesados (HESSLER *et al.*, 1970; JOHNSON; BERNER, 1980; WARNER; ETTER, 1983) e se eram colocados em animais muito jovens, ou na época de reprodução (HINES; ZWICKEL, 1985; SNYDER, 1985). Marcström *et al*

(1989) registraram menor taxa de recaptura e menor área de vida no grupo de *Phasianus colchicus* que usava mochilas, em comparação a indivíduos que usavam colar ou indivíduos sem rádio-transmissor.

No caso dos mutuns, os efeitos negativos da mochila, reportados para outras espécies, não se aplicam: os indivíduos jovens escolhidos para a reintrodução apresentavam em média 18 meses, e o tamanho corpóreo não modifica muito após esta idade (Roberto Azeredo, informação verbal). Além disso, os rádios-transmissores pesavam cerca de 1,5% da massa corpórea de mutuns, limite bem abaixo dos 3 a 5% recomendados (COCHRAN, 1980; KENWARD, 2000). O grande porte de mutuns-do-sudeste é uma vantagem, pois podem carregar rádios-transmissores com baterias que duram mais tempo (KENWARD, 2000).

Recomenda-se a mochila para estudos com mutun-do-sudeste a serem reintroduzidos em outros locais, desde que haja um período de adaptação em algum viveiro, para acostumarem-se ao aparelho. Este período provou-se necessário, antes dos mutuns-do-sudeste serem soltos na REGUA, pois algumas aves distraíram-se bicando o transmissor, principalmente nos primeiros dias, o que as tornaria vulneráveis se estivessem em liberdade.

O modelo de rádio-transmissor caudal não foi escolhido, pois no processo de muda de penas ele cairia (ARMSTRUP, 1980). Assim, só seria possível acompanhar os indivíduos reintroduzidos por um curto período de tempo. No entanto, este modelo é uma opção no estudo de populações autóctones, considerando a vantagem deste tipo de rádio-transmissor seguramente se desprender do animal, após um período de monitoramento.

O colar foi o modelo de rádio-transmissor com menos efeitos negativos em vários táxons de galiformes (Tabela 1) e, portanto, o mais indicado para o estudo de aves desta ordem (MARCSTROM *et al.*, 1989). De 16 casos, seis apresentaram algum efeito negativo em galiformes usando colar (Tabela 1). Dos estudos que reportaram desvantagens do uso de colares, houve o caso de *Tympanuchus phasianellus columbianus*, com 100% de mortalidade, devido à predação por aves de rapina da espécie *Accipiter gentilis* (MARKS; MARKS, 1987). Os autores reportaram que a antena, em contato com as penas, provocava um som audível a 50 m de distância, durante o voo. Além disso, reportaram que as aves com o rádio-transmissor eram as últimas do bando a voarem (MARKS; MARKS, 1987).

No caso de cracídeos, estes podem deglutir itens alimentares grandes (por exemplo, camundongos ou sementes grandes, MUÑOZ; KATTAN, 2007), o que dificultou a colocação do colar e o diâmetro ideal deste no pescoço dos mutuns. A antena do colar acompanhava a lateral do corpo da ave, mas ainda assim ficava constantemente no campo de visão dela, mexendo quando o animal se movimentava. Recomenda-se testar diferentes diâmetros de colar nos mutuns-do-sudeste em cativeiro, inclusive oferecendo itens alimentares grandes.

Este estudo levantou algumas informações acerca de vantagens e desvantagens de três modelos de rádios-transmissores, usados para estudar galiformes, e foi o primeiro estudo envolvendo a escolha de um modelo de rádio-transmissor em cracídeos.

5. Referências bibliográficas

- ARMSTRUP, S. C. A radio-collar for game birds. **Journal of Wildlife Management** v. 44, p. 214-217, 1980.
- AZEREDO, R. Reintrodução de *Crax blumenbachii* na natureza. P. 82. In: J.M.E. Vieliard, M.L. da Silva e W.R. Silva (Eds.) **Anais V Congresso Brasileiro de Ornitologia**. Campinas: Unicamp, 1996.
- AZEREDO, R.; SIMPSON, J. A reprodução em cativeiro do mutum-do-sudeste e os programas de reintrodução realizados pela CRAX. In: **Plano de Ação para a conservação do mutum-do-sudeste *Crax blumenbachii*** – uma espécie bandeira para a conservação da Mata Atlântica. IBAMA/MMA: Brasília. p.37-50, 2004.
- BERTSCH, C.; BARRETO, G.R. Diet of the yellow-knobbed curassow in the Central Venezuelan Llanos. **The Wilson Journal of Ornithology** v. 120, n.4, p. 764-777, 2008.
- BECK, B.B.; RAPAPORT, L.G.; PRICE, M.R.S.; WILSON, A.C. Reintroduction of captive born animals. In: **Creative conservation: interactive management of wild and captive animals**. (Olney, P. J S., G. M. Mace; A. T C. Feistener) (eds). Chapman and Hall: New York, USA, p. 265–286, 1994.
- BOAG, D. A. Effect of radio packages on behavior of captive red grouse. **The Journal of Wildlife Management** v. 36, p. 511-518, 1972.
- BOAG, D.A.; WATSON, A.; PARR, R. Radio-marking versus back-tabling red grouse. **The Journal of Wildlife Management** v. 37, n. 3, p. 410-412, 1973.
- BRIGHT, P.W.; MORRIS, P.A. Animal Translocation for Conservation: Performance of Dormice in Relation to Release Methods, Origin and Season. **The Journal of Applied Ecology** v. 31, n. 4, p. 699-708, 1994.
- BRO, E.; CLOBERT, J.; REITZ, F. Effects of radiotransmitters on survival and reproductive success of gray partridge. **The Journal of Wildlife Management** v. 63, p. 1044–1051, 1999.
- BURGER, L.W; RYAN Jr., M. R.; JONES, D. P.; WYWIALOWSKI. A. P. Radio transmitter bias of movements and survival. **The Journal of Wildlife Management** v. 55, p. 693–697. 1991.

- CAIZERGUES, A; ELLISON, L.N. Impact of radio-tracking on black grouse *Tetrao tetrix* reproductive success in the French Alps. **Wildlife Biology** v 4, p. 205–212, 1998.
- CENIBRA-CRAX. Projeto de reintrodução de aves silvestres na Fazenda Macedônia. **Relatório técnico de atividades** – acordo de cooperação técnico-científica CENIBRA-CRAX. 35p, 2008.
- COCHRAN, W. W. Wildlife telemetry. In: **Wildlife management techniques manual** (Schemnitz, S.D.) (ed.). 4 ed., rev. The Wildl. Soc.: Washington, D.C. p. 507-520, 1980.
- CONWAY, C.J.; GARCIA, V. Effects of radiotransmitters on natal recruitment of burrowing owls. **Journal of Wildlife management** v. 69, n. 1, 404-408, 2005.
- CONSERVATION INTERNATIONAL. **Avaliação e ações prioritárias para a conservação da biodiversidade da Mata Atlântica e Campos Sulinos**. Brasília: MMA/SBF. 40 p, 2000.
- CORDEIRO, P.H.C. Análise da distribuição geográfica potencial (GARP) do mutum-do-sudeste. In: **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. 2004.
- CORTEVILLE, L. A. Effect of radio transmitters on survival, harvest rate, and body condition of northern bobwhite (*Colinus virginianus*). **Tese de doutorado**, Mississippi State University, Starkville, Mississippi, USA, 1998.
- COTTER, R. C.; GRATTO, C.J. Effects of nest and brood visits and radiotransmitters on rock ptarmigan. **The Journal of Wildlife Management** v. 59, p.93–98, 1995.
- ERIKSTAD, K. E. Effects of radio packages on reproductive success of willow grouse. **The Journal of Wildlife Management** v. 43, p. 170-175, 1979.
- FREITAS, S.R.; MELLO, M.C.S.; CRUZ, C.B.M. Relationships between Forest structure and vegetation indices in Atlantic Rainforest. **Forest Ecology and Management** v. 218, p. 353-362, 2005.
- GRATSON, M. W. Goshawks prey on radio tagged sharp-tailed grouse. **Journal of Field Ornithology** v. 53, p. 54-55, 1982.
- GREENWOOD, R.J.; SARGEANT, A.B. Influence of radio packs on captive mallards and blue-winged teal. **The Journal of Wildlife Management** v. 37, p.3-9, 1973.
- HAGEN, C.A.; SANDERCOCK, B.K.; PITMAN, J.C.; ROBEL, R.J.; APPLGATE, R.D. Radiotelemetry survival estimates of lesser prairie-chickens in Kansas: are there transmitter biases? **Wildlife Society Bulletin** v. 34:1064–1069, 2006.
- HERNÁNDEZ, F.; ARREDONDO, J.A.; HERNANDEZ, F.; HEWITT, D.G.; DEMASO, S.J.; BINGHAM, R.L. Effects of radiotransmitters on body mass, feed consumption, and energy expenditure of northern bobwhites. **Wildlife Society Bulletin** v. 32, n. 2, p. 394-400, 2004.
- HERZOG, P.W. Effects of radio-marking on behavior, movements, and survival of spruce grouse. **The Journal of Wildlife Management** v. 43, p. 316–323, 1979.
- HESSLER, E. J. R.; TESTER, J.R.; SINIFF, D.B.; NELSON, M.M. A biotelemetry study of survival of pen-reared pheasants released in selected habitats. **The Journal of Wildlife Management** v. 34, p. 267-274, 1970.
- HILL, I.F.; CRESWELL, B.H., KENWARD, R.E. The problems and rewards of radio-tagging nestling passerines – testing harnesses to accommodate growth. **Proceedings of the Strabourg Conference**, p.1-8, 1998.
- HINES, J.E.; ZWICKEL, F.C. Influence of radio packages on young blue grouse. **The Journal of Wildlife Management** v. 49, p. 1050-1054, 1985.

- HUBBARD, M. W., L-L. C. TSAO, E. E. KLAAS, M. KAISER, AND D. H. JACKSON. Evaluation of transmitter attachment techniques on growth of wild turkey poults. **The Journal of Wildlife Management** v. 62, p. 1574–1578, 1998.
- IBAMA. **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., 2004.
- IUCN 2009. 2009 **IUCN Red List of Threatened Species**. Disponível em <<http://www.redlist.org/search/>>. Acesso em 13/10/2009.
- JOHNSON, R.N.; BERNER, A.H. Effects of radio transmitters on released cock pheasants. **The Journal of Wildlife Management** v. 44, p. 686-689, 1980.
- KENWARD, R.E. **A manual of wildlife radio tagging** (biological techniques). Academic Press. 2000, 311p.
- KENWARD, R.E.; PFEFFER, R.H.; AL-BOWARDI, M.A.; FOX, N.C.; RIDDLE, K.E.; BRAGIN, E.A.; LEVIN, A.; WALLS, S.E.; HODDER, K.H. Setting harness sizes and other marking techniques for a falcon with strong sexual dimorphism. **Journal of Field Ornithology** v. 72, p. 244-257, 2001.
- LANCE, A.N.; WATSON, A. Further tests of radio-marking red grouse. **The Journal of Wildlife Management** v. 41, p. 579-582, 1977.
- LEHNER P.N. **Handbook of ethological methods**. 2nd edition, Cambridge University Press, Cambridge, UK, 1996, 672p.
- MARCSTROM, V.R.; KENWARD, R.E.; KARLBOM, M. Survival of ring-necked pheasants with backpacks, necklaces, and leg bands. **The Journal of Wildlife Management** v. 53, p. 808-810, 1989.
- MARKS, J. S.; MARKS. V. S. Influence of radio collars on survival of sharp-tailed grouse. **The Journal of Wildlife Management** v. 51, p. 468–471, 1987.
- MECH, L.D.; BARBER, S.M. **A critique of wildlife radio-tracking and its use in national parks**. A report to the U.S. National Park Service. 2002, 80p.
- MILLSPAUGH, J. J.; J. M. MARZLUFF. **Radio tracking and animal populations**. Academic Press, San Diego, California. 2001, 474 p.
- MUELLER, B.S.; ATKINSON, J.B.; DEVOS, T. Mortality of radio-tagged and unmarked northern bobwhite quail. **Biotelemetry** v.10, p. 139–144, 1988.
- MUÑOZ, M.C.; KATTAN, G.A. Diets of Cracids: how much do we know? **Orn. Neotrop.** 18: 21-36, 2007.
- NENNO, E.S.; WILLIAM, M. Effects of radio packages on behavior of wild turkey hens. **The Journal of Wildlife Management** v. 43, p. 760-765, 1979.
- O’HEARN, P.P.; ROMERO, M.; CARLSON, R.; DELCHANTY, D.J. Effective subcutaneous radio-transmitter implantation into the furcular cavity of chukars. **Wildl. Soc. Bull.** v. 33 , n.2, p. 1033-1046, 2005.
- OLIVEIRA-FILHO, A.T. & FONTES, M.A.L. Patterns of Floristic Differentiation among Atlantic Forests in Southeastern Brazil and the Influence of Climate. **Biotropica** v. 32 (4b): 793-810, 2000.
- OSBOURNE, D. A.; FRAWLEY, B. J.; WEEKS Jr, H. P. Effects of radio tags on captive northern bobwhite (*Colinus virginianus*) body composition and survival. **American Midland Naturalist** v. 173, p.213–224, 1997.
- PALMER, W. E.; WELLENDORF. S.D. Effects of radio-transmitters on bobwhite survival and recovery rates. **Journal of Wildlife Management** v. 71, p. 1281–1287, 2007.

- PARRY, E.S.; DEMASO, S.J.; COX, S.A.; PEOPLES, A.D. Recovery rates of banded vs. radiomarked northern bobwhites in western Oklahoma. **Proceedings of the Annual Conference of Southeastern Association of Fish and Wildlife Agencies** v. 51, p. 342–351, 1997.
- PEKINS, P.J. Effects of poncho-mounted rádios on blue grouse. **Journal of Field Ornithology** v. 59, p.46-50, 1988.
- PRATOLONGO, F.A. Dispersión, supervivencia y reproducción de la pava aliblanca *Penelope albipennis* TACZANOWSKI 1877 (CRACIDAE) reintroducida a su hábitat natural en Perú. **Ecología Aplicada** v.3, p. 112-117, 2004.
- SLAUGH, B.T.; FLINDERS, J.T.; ROBERTSON, J.A.; OLSON, M.R.; JOHNSON, N.P. Radio transmitter attachment for chukars. **Great Basin Naturalist** v. 49, p. 632-636, 1989.
- SMALL, R.J.; RUSCH, D.H. Backpacks vs. ponchos: survival and movements of radio-marked ruffed grouse. **Wildl. Soc. Bulletin** v. 13, p. 163-165, 1985.
- SNYDER, W.D. Survival of radio-marked hen ring-necked pheasants in Colorado. **The Journal of Wildlife Management** v. 49, p. 1044–1050, 1985.
- SOUTHGATE, R. Why reintroduce the bilby? In: M. Serena (ed.). **Reintroduction biology of Australian and New Zealand fauna**. Surrey Beatty & Sons: Chipping Norton, 1995.
- TERHUNE, T.M.; SISSON, D.C.; GRAND, J.B.; STRIBLING, H.L. Factors influencing survival of radiotagged and banded northern bobwhites in Georgia. **The Journal of Wildlife Management** v. 71, p. 1288–1297, 2007.
- THIRGOOD, S.J.; REDPATH, S.M.; HUDSON, P.J.; HURLEY, M.M.; AEBISCHER, N.J. Effects of necklace radio transmitters on survival and breeding success of red grouse *Lagopus lagopus scoticus*. **Wildlife Biology** v. 1, p. 121–126, 1995.
- VENTURATO, E.; CAVALLINI, P.; BANTI, P.; DESSI-FULGHERI, F. Do radio collars influence mortality and reproduction? A case with ring-necked pheasants (*Phasianus colchicus*) in Central Italy. **European Journal of Wildlife Research** v. 55, n. 6, p. 547-551, 2009.
- WARNER, R.E.; ETTER, S.L. Reproduction and survival of radio-marked hen ring-necked pheasants in Illinois. **The Journal of Wildlife Management**, v. 47, p. 369–375, 1983.
- WHITE, G.C.; GARROTT, R.A. **Analysis of radio-tracking data**. Academic Press, San Diego, California. 1990, 383 p.
- WILLEBRAND, T. Demography and ecology of a black grouse population. **Tese de doutorado**. Uppsala University, Suécia, 44p., 1988.

CAPÍTULO 2

SOBREVIVÊNCIA DE MUTUNS-DO-SUDESTE *Crax blumenbachii* REINTRODUZIDOS NA RESERVA ECOLÓGICA DE GUAPIAÇU, RJ, BRASIL

Resumo

A reintrodução é uma ferramenta importante para o restabelecimento de populações de espécies ameaçadas, porém há alta mortalidade de indivíduos, reportada para algumas espécies. O mutum-do-sudeste *Crax blumenbachii* (Galliformes, Cracidae), considerado “em perigo” de extinção, é endêmico da parte sudeste da Mata Atlântica brasileira. Indivíduos nascidos em cativeiro (CRAX, Contagem, MG, Brasil) já foram reintroduzidos em três locais de Minas Gerais (Brasil), na década de 1990, com o registro de nascimento de filhotes em pelo menos uma das áreas. Entre agosto de 2006 e outubro de 2008, 53 mutuns-do-sudeste jovens (< 30 meses), com rádio-transmissor VHF, nascidos na CRAX, foram transferidos para a Reserva Ecológica de Guapiaçu (REGUA, Cachoeiras de Macacu, RJ, Brasil). No presente estudo, foi estimada a probabilidade de sobrevivência destas aves (verificando possíveis diferenças entre sexos, anos, grupos liberados ou entre mansos e ariscos), além de identificadas as causas de mortalidade. Além disso, foi verificada a existência de um período de vulnerabilidade após a liberação. As aves foram mantidas em grupos de no máximo 10 indivíduos, por em média 41 dias, dentro de um viveiro de adaptação na mata. Durante o período de adaptação, cinco aves morreram no viveiro da reserva, devido ao comportamento agressivo de alguns indivíduos dominantes. Probabilidades de sobrevivência foram estimadas, utilizando o método de Kaplan-Meier, com auxílio do programa MARK. Houve probabilidade de sobrevivência anual de 76% (variando entre 64 e 85%), sendo constante ao longo dos anos. Machos e fêmeas apresentaram probabilidades de sobrevivência semelhantes e constantes ao longo do tempo do estudo. Contudo, no final da pesquisa havia menos mutuns machos que fêmeas (pois foram soltos em diferentes proporções), o que indicou ser necessária a liberação de mais machos na REGUA. Houve um período de maior vulnerabilidade das aves, durante os 18 primeiros meses na natureza. A principal causa da mortalidade de mutuns foi a predação por animais silvestres, seguida de cães domésticos e caça. Os indivíduos dos grupos liberados no ano de 2008 apresentaram menor mortalidade, em comparação a dos grupos liberados em 2006 e 2007. Não houve remoção de predadores, pois muitos também são ameaçados de extinção. Recomenda-se a remoção de cães domésticos da área e aumento de fiscalização no entorno da reserva contra caçadores, além de contínua conscientização ambiental das pessoas que moram nas comunidades vizinhas. Estas informações foram essenciais para avaliar falhas e auxiliar no sucesso da reintrodução de mutuns-do-sudeste.

Palavras-chave: Caça. Cão doméstico. Cracidae. Galliformes. Método de Kaplan-Meier. Mata Atlântica. Mortalidade. Predador. Reintrodução. Rádio-telemetria. Vulnerabilidade.

1. Introdução

A reintrodução é uma ferramenta importante para o restabelecimento de populações de espécies ameaçadas, como o mutum-do-sudeste *Crax blumenbachii* (Galliformes, Cracidae). Porém, é conhecido que este tipo de manejo deve ser feito com acompanhamento dos indivíduos após a liberação, para identificar as razões do sucesso ou falha do projeto (SOUTHGATE, 1995). Muitas revisões indicaram que é grande o número de falhas em programas de reintroduções, translocações e introduções de aves (LONG, 1981 apud KLEIMAN 1989) e há muitos estudos em que não foi relatado se houve sucesso ou não (FISCHER; LINDENMAYER, 2000).

Hoje é amplamente reconhecida a importância de monitorar indivíduos reintroduzidos, analisando-se dados como sobrevivência, movimentação, uso do habitat e reprodução (SHORT *et al.*, 1992; ARMSTRONG *et al.*, 1999; TWEED *et al.*, 2003; WPA; IUCN, 2009).

A maioria dos estudos com galiformes reintroduzidos reportou que muitas espécies apresentaram períodos de maior mortalidade logo após a liberação, principalmente devido à ação de predadores (KURZEJESKI; ROOT, 1989; WILSON *et al.*, 1992; MUSIL *et al.*, 1993; MILLER *et al.*, 1998).

Mortalidades altas no início de qualquer projeto de reintrodução ocasionam diminuição do número de indivíduos da população fundadora, e são indicativas de que os métodos envolvendo a liberação dos indivíduos devem ser melhorados (ARMSTRONG *et al.*, 1999; TWEED *et al.*, 2003). Nesta fase, a mortalidade pode ser mais alta que o normal, devido a estresse, ferimentos ou inexperiência do indivíduo liberado, e esta mortalidade deve ser considerada como distinta da mortalidade em longo prazo (ARMSTRONG *et al.*, 1999; TWEED *et al.*, 2003).

O mutum-do-sudeste é endêmico da parte sudeste da Mata Atlântica brasileira, originalmente ocupando cerca de 140 mil km², que abrangia do sul da Bahia ao Rio de Janeiro e leste de Minas Gerais, em cotas altimétricas em geral até 500 m de altitude (IBAMA, 2004). Esta ave cinegética possui de 3 a 4 kg e atualmente é considerada “em perigo” de extinção, devido principalmente à caça e à destruição do habitat (IBAMA, 2004; IUCN, 2009).

Estimativas populacionais sugerem no máximo 250 mutuns-do-sudeste na natureza, divididos em pelo menos quatro populações isoladas na Bahia e três no Espírito Santo (IBAMA 2004). A reintrodução desta espécie ocorreu em três locais

em Minas Gerais na década de 90, com a transferência de aves do criadouro científico CRAX (Contagem, MG, Brasil). Houve apenas o monitoramento da população reintroduzida em Ipaba (RPPN Fazenda Macedônia) através de registros visuais de pesquisadores e funcionários treinados. Nesta área, desde 1991 foram registradas 16 carcaças encontradas, e cerca de 75 filhotes nascidos (AZEREDO; SIMPSON 2004; CENIBRA-CRAX, 2008).

No plano de ação da espécie, a reintrodução acompanhada de monitoramento dos indivíduos foi recomendada em locais onde a recolonização natural é impossível, como é o caso dos fragmentos de Mata Atlântica do estado do Rio de Janeiro e leste de Minas Gerais, que estão isolados da população autóctone mais próxima, nas matas capixabas (IBAMA 2004). A reintrodução de mutuns-do-sudeste na Reserva Ecológica de Guapiaçu (REGUA, RJ, Brasil) teve início em agosto de 2006. Foi o primeiro programa de reintrodução de mutuns-do-sudeste no estado do Rio de Janeiro e também o primeiro a utilizar a técnica de telemetria para obtenção de dados na fase pós-liberação.

Os objetivos referentes a este capítulo foram (1) estimar a probabilidade de sobrevivência de mutuns-do-sudeste entre os diferentes anos de estudo; (2) documentar causas de mortalidade de mutuns-do-sudeste reintroduzidos, na fase de adaptação no viveiro e na fase após a liberação; (3) verificar a existência de um período de vulnerabilidade após a liberação, (4) verificar se existiu diferença entre a probabilidade de sobrevivência de machos e fêmeas ao longo do período de estudo; (5) verificar se existiu diferença entre a probabilidade de sobrevivência de indivíduos dos grupos liberados em diferentes anos; (6) verificar se existiu diferença entre a probabilidade de sobrevivência de mutuns mansos e ariscos ao longo do período de estudo.

2. Material e métodos

2.1. Área de estudo

A Reserva Ecológica de Guapiaçu (REGUA, Cachoeiras de Macacu, RJ, Brasil, Figura 1) é uma propriedade privada administrada pela organização não-governamental de mesmo nome, com cerca de 7.200 há (Nicholas Locke, informação verbal). Possui vegetação de Mata Atlântica Ombrófila Densa, inserida

na Serra do Mar (Córrego Alegre, Zona 23K, UTM N 7.515.700 m, L 728.783 m), e abrange floresta montana, submontana e de baixada (OLIVEIRA-FILHO; FONTES, 2000).

Compreende altitudes de 20 a cerca de 2.000 m, sendo que acima de 400 m de altitude a mata da REGUA sobrepõe-se ao Parque Estadual dos Três Picos, que é a maior unidade de conservação estadual do Rio de Janeiro (58.799,83 ha, segundo o INEA).

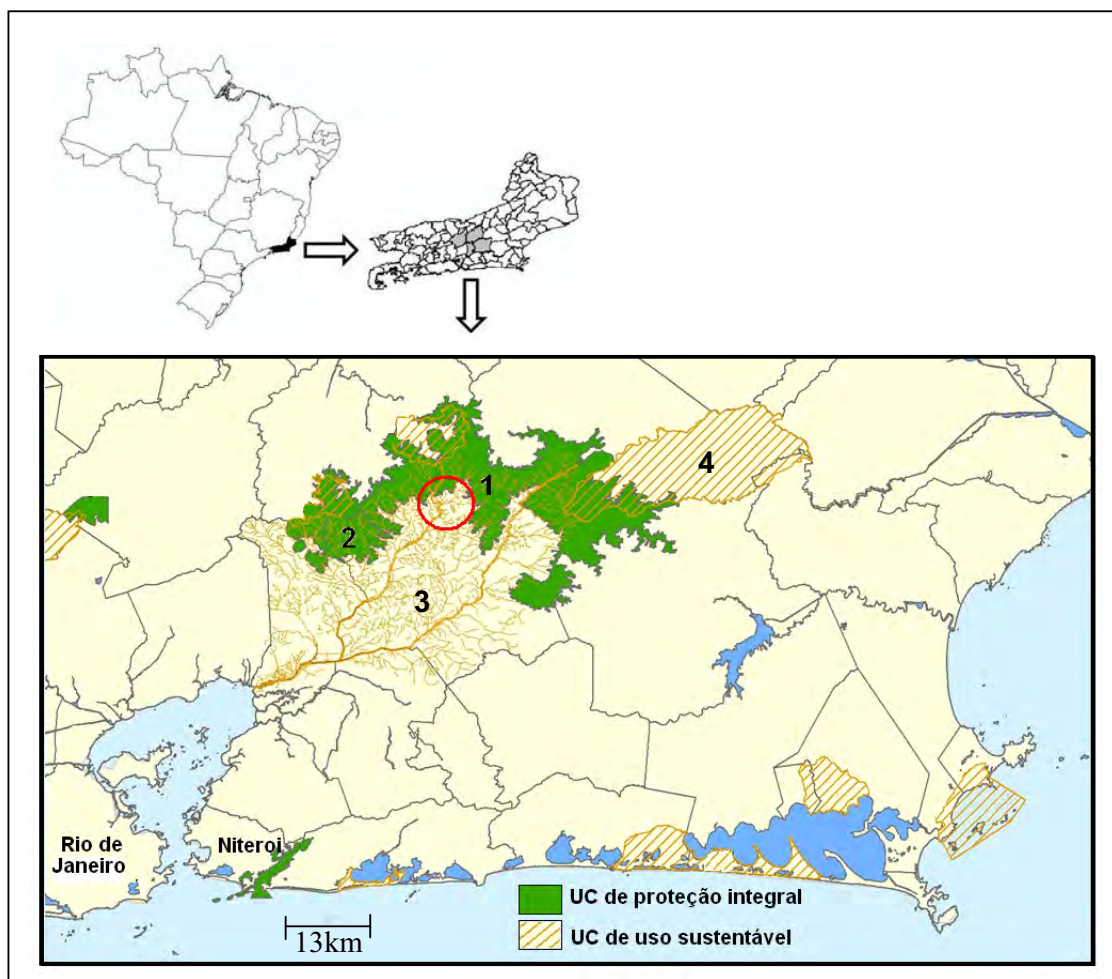


Figura 1. Localização da Reserva Ecológica de Guapiaçu no estado do Rio de Janeiro (Brasil) destacada em vermelho, e outras unidades de conservação (UC) de proteção integral da região (1=Parque Estadual Três Picos, 2= Estação Ecológica do Paraíso/ Centro de Primatologia) e de uso sustentável (3=APA da Bacia do Rio Macacu, 4= APA Macaé de Cima) (modificado do mapa cedido pelo INEA em 2009 e de <http://www.gismaps.com.br>).

A maior parte da REGUA compreende áreas de mata (94,78%), o que contribui na composição de um corredor entre áreas de unidades de conservação na Bacia Hidrográfica Guapi-Macacu (REGUA; PMCM, 2008, PEDREIRA *et al.*, 2009)

(Figura 1 e Figura 2). É importante notar que a área pertencente à REGUA não é contínua, pois o processo de aquisições de terras ainda está em andamento. No entanto, a vegetação de mata é contínua (Figura 2).

Além de áreas de mata, no interior da REGUA também há uma pequena porcentagem de áreas abertas (quase 5% da área total, incluindo áreas de pastagem e agricultura) e áreas residenciais (0,3%) (Figura 2).

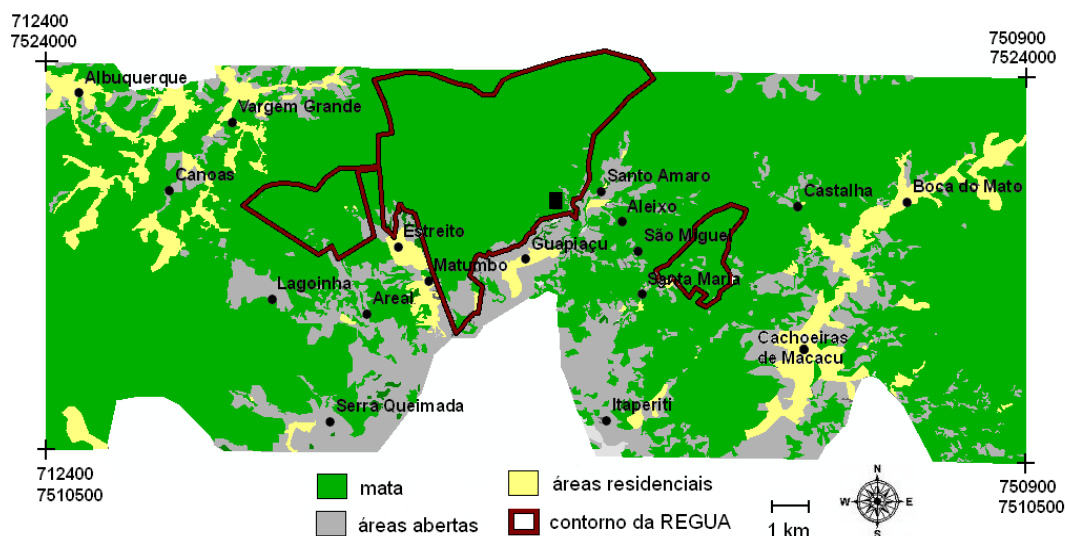


Figura 2. Mapa de cobertura do solo da região da Reserva Ecológica de Guapiaçu (REGUA, RJ, Brasil), local do viveiro de adaptação (quadrado preto) e as localidades do entorno (pontos), gerado a partir de aereofotografias digitais cedidas pelo Instituto Estadual do Ambiente (INEA, RJ, Brasil) (interpretação de C.S.S. Bernardo).

As comunidades no entorno da REGUA com o maior número de moradores são: Guapiaçu (cerca de 350 famílias), Matumbo (300 famílias), Estreito (200 famílias), Boa Sorte (160 famílias), Areal (150 famílias), Santa Maria (100 famílias) e Santo Amaro (60 famílias) (Raquel Locke, informação verbal).

No entorno da reserva, a grande maioria dos fragmentos florestais situa-se no interior de pequenas propriedades, entre 100 e 200 m de altitude, cercada por plantações e pastagens (FREITAS *et al.*, 2005). Espécies arbóreas comuns na região pertencem à família Araliaceae, Myrtaceae, Sapotaceae, Rutaceae, Euphorbiaceae, Melastomataceae, Arecaceae, Rubiaceae, Leguminosae e Meliaceae (KURTZ; ARAÚJO, 2000), sendo que as quatro últimas citadas são algumas das famílias mais consumidas pela sub-família Cracinae, à qual pertence o mutum-do-sudeste (MUÑOZ; KATTAN, 2007).

Os dados de duas estações meteorológicas situadas na região da área de estudo, entre 42 e 235 m de altitude, indicaram que a precipitação pluviométrica anual durante a época do estudo foi de 2.600 mm (DOOSE, 2009). O período mais chuvoso (> 200 mm mensais) e quente (mínima de 14° e máxima de 37°) estendeu-se entre os meses de novembro a abril, enquanto o período menos chuvoso (< 200 mm mensais) e frio (mínima de 9° e máxima de 14°) estendeu-se entre os meses de maio a outubro (Figura 3, DOOSE, 2009).



Figura 3. Precipitação pluviométrica mensal na região da Reserva Ecológica de Guapiaçu (RJ, Brasil), entre os anos de 2007 e 2008 (DOOSE, 2009).

No Plano de Ação para a conservação de *C. blumenbachii* indica-se a REGUA como um dos locais potenciais para a reintrodução da espécie (IBAMA, 2004), pois a região da reserva possui uma extensa área de baixada (áreas de menos de 500 m em relação ao nível do mar), que provavelmente foi habitat de mutuns-do-sudeste no início do século passado (IBAMA, 2004). A ação de caçadores e o ciclo de desmatamentos sofrido pela região no século XX extinguiram várias espécies, como antas *Tapirus terrestris*, queixadas *Tayassu pecari*, jacutingas *Aburria jacutinga*, além da ave objeto deste estudo.

Na REGUA já foram registradas 447 espécies de aves, havendo três espécies de populações autóctones da ordem Galliformes (os jacus *Penelope obscura* e *P. superciliaris*, e o uru *Odontophorus capueira*) (MALLET-RODRIGUES; NORONHA, 2009, PIMENTEL; OLMOS, submetido).

Em relação aos potenciais predadores de mutuns-do-sudeste que ocorrem na REGUA, podem ser citados os felinos *Puma concolor*, *Leopardus pardalis*, *L. tigrinus*

e *Puma yaguaroundi*, outros carnívoros como o cachorro-do-mato *Cerdocyon thous*, iraras *Eira barbara* e furões *Gallictis vittata* (PIMENTEL *et al.*, 2005), além de aves de rapina, como gavião-pato *Spizaetus melanoleucus* e gavião-pega-macaco *Spizaetus tyrannus* (PIMENTEL; OLMOS, submetido).

2.2. Fase pré-liberação

De agosto de 2006 a outubro de 2008, 53 indivíduos jovens da espécie *Crax blumenbachii* (23 machos e 30 fêmeas) foram transferidos da CRAX para a REGUA, com a autorização dos órgãos ambientais federal (ICMBio) e estadual (INEA- RJ).

As licenças de transportes foram emitidas após o exame de saúde dos indivíduos a serem transferidos, exigido pelo ICMBio. Após a emissão da licença, com validade de 30 dias, as aves destinadas à reintrodução foram capturadas uma a uma nos viveiros da CRAX, com o objetivo de colocar o rádio-transmissor (tipo mochila) e uma anilha de identificação individual (Figura 4).

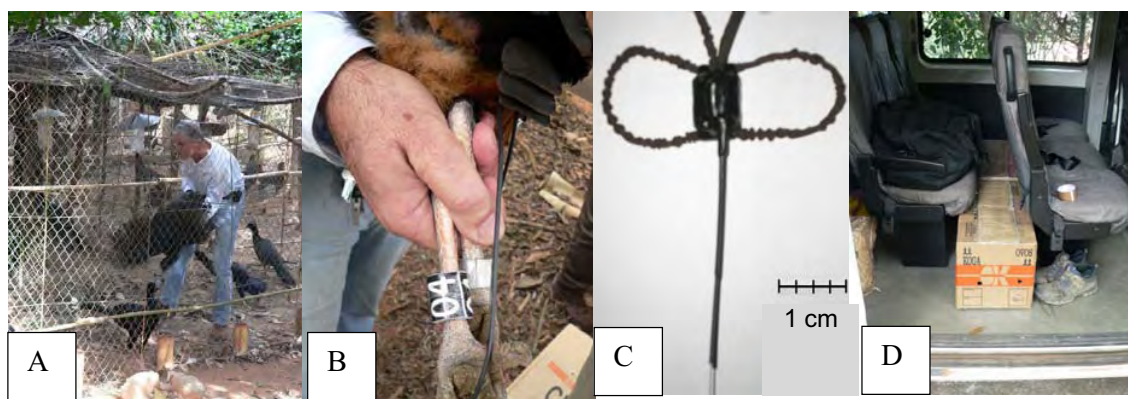


Figura 4. A- Captura dos mutuns-do-sudeste em cativeiro por Roberto Azeredo, no criadouro científico CRAX; B- anilhas; C- transmissor do tipo mochila; D- caixas de transporte de papelão no interior do veículo.

O rádio-transmissor VHF do tipo mochila (150,00 a 150,99 MHz) foi escolhido com base num teste feito na CRAX, entre fevereiro e maio de 2006 (vide capítulo 1). Os rádios-transmissores foram fornecidos pela empresa Biotrack Ltda. (Dorset, UK), possuíam em média 27 meses de vida útil, cor preta-fosca e massa de 46g, que equivale a 1,3% da massa corpórea do mutum-do-sudeste e está abaixo do limite de 3% recomendado por Kenward (2000).

Antes da captura de cada indivíduo, as caixas de transporte de papelão (70 x 30 x 35 cm altura) foram adaptadas: cada um dos lados foi reforçado com fita adesiva e verificou-se a existência suficiente de furos para a ventilação. Por fim, forrou-se o fundo com serragem.

Apenas uma vez foi necessário envolver uma das caixas de papelão com um saco de ráfia durante o transporte, pois o animal debateu-se, a ponto de danificar a caixa. Os mutuns-do-sudeste foram transportados por rodovia da CRAX à REGUA (cerca de nove horas de viagem), no fim da tarde/ noite, e foram liberados no viveiro de adaptação da reserva durante as primeiras horas do amanhecer.

Os indivíduos transportados foram colocados em um viveiro situado na mata da REGUA (15,5 m de comprimento, 8 m de largura e 8 m de altura) (vide capítulo 1). Assim, o método adotado foi a liberação branda (ou “soft” release”, *sensu* BRIGHT; MORRIS 1994; BECK *et al.*, 1994), uma vez que houve um período de adaptação na nova área, antes da liberação. A função principal da liberação branda foi acostumar os animais ao novo ambiente, evitando o estresse fisiológico (BRIGHT; MORRIS 1994). É conhecido que a liberação branda pode aumentar as chances de sobrevivência e reduzir os movimentos após os indivíduos serem soltos, favorecendo a fidelidade ao local (BRIGHT; MORRIS 1994; VAN VUREN 1998; STAMPS; SWAISGOOD, 2007).

2.3. Fase pós-liberação

Após serem soltos, as portas do viveiro foram fechadas para impedir que indivíduos retornassem ao mesmo. Três comedouros com ração comercial foram situados no lado externo do viveiro, num raio de 30 m deste, para garantir alimentação enquanto os indivíduos encontravam-se na área (Apêndice A).

Uma antena Yagi de três elementos e o receptor de modelo Sika[®] (empresa Biotrack[®], Dorset, UK) foram usados para a captação do sinal dos rádio-transmissores. A coleta de dados foi feita por apenas um pesquisador, de agosto de 2006 a maio de 2007, e por duas pessoas a partir de maio de 2007 (Apêndice B).

Testes em campo na REGUA demonstraram que o sinal dos transmissores pôde ser percebido a uma distância de até 4 km, se a captação era feita em locais abertos, e até 1 km quando a captação era feita dentro da mata.

Para localizar cada animal, foi utilizado o protocolo padrão de triangulação (WHITE; GARROT, 1990; RIC, 1998; KENWARD, 2000), descrito com mais detalhes no capítulo 3. Para verificar se o indivíduo estava vivo ou morto, o sinal mais forte foi seguido até o avistamento do animal. Neste caso, a localização foi obtida diretamente com auxílio de GPS Garmin Etrex, com acurácia < 20m.

2.4. Estimativas de probabilidades de sobrevivência

As probabilidades de sobrevivência (ϕ , a partir daqui, seguindo as notações de LEBRETON *et al.*, 1992) foram estimadas utilizando o método de Kaplan-Meier (K-M, a partir daqui) (KAPLAN; MEIER, 1958; POLLOCK *et al.*, 1989). Nesta análise, a probabilidade de detecção é igual a um, uma vez que o pesquisador sabe a localização dos indivíduos, por estes portarem rádio-transmissor.

Com este método é possível adicionar amostras a qualquer tempo, como é o caso deste estudo, onde mutuns-do-sudeste foram liberados em diferentes épocas (POLLOCK *et al.*, 1989; LEBRETON *et al.*, 1993; CONROY; CARROLL, 2009). Também é permitido remover indivíduos da amostra a qualquer momento, o que é útil quando não for possível conhecer o destino do indivíduo (dados censurados), seja porque (1) a bateria do transmissor falhou antes do animal morrer; (2) o indivíduo se locomoveu para locais não acessíveis e o sinal não pôde ser mais detectado, ou (3) o transmissor despreendeu do animal (POLLOCK *et al.*, 1989). Desta forma, os dados relativos a animais censurados não foram descartados apenas porque o sinal desapareceu ou porque o animal temporariamente deixou a área (POLLOCK *et al.*, 1989). Para cada ocasião ou intervalo de tempo (Tabela 1), cada animal foi classificado como vivo (código 10), morto (11) ou censurado (00).

Foi assumido que o rádio-transmissor não influenciou a probabilidade de sobrevivência do indivíduo. O destino de um indivíduo foi independente do destino de outros (podendo isso ter sido confirmado através da análise de interação social, vide capítulo 3), animais foram censurados ao acaso e o exato tempo em que ocorreu a morte foi conhecido (KAPLAN; MEIER, 1958; BUNCK, 1987; POLLOCK *et al.*, 1989).

Foi utilizado o software MARK 5.1 (WHITE; BURNHAM, 1997) para estimar ϕ através do método K-M e selecionar modelos baseados no menor valor do critério de informação Akaike corrigido (Corrected Akaike Information Criterion ou AICc). Foi

utilizada a função seno e a segunda parte da estimativa de variância para esta estimativa (BURNHAM; ANDERSON, 2002).

Tabela 1. Intervalos de tempo considerados para as análises de probabilidade de sobrevivência de mutuns-do-sudeste reintroduzidos na REGUA (RJ, Brasil), de agosto de 2006 a outubro de 2008.

Ocasão	Estação do ano	Meses correspondentes
1	Seca 2006	Agosto a Outubro 2006
2	Chuvosa 2007	Novembro 2006 a Abril 2007
3	Seca 2007	Maio 2007 a Outubro 2007
4	Chuvosa 2008	Novembro 2007 a Abril 2008
5	Seca 2008	Maio 2008 a Outubro 2008

2.5. Modelos considerados

Um conjunto de hipóteses foi elaborado para desenvolver modelos específicos que explicassem uma possível variação na sobrevivência de mutuns-do-sudeste. Na Tabela 2 foram descritos os modelos testados no programa MARK.

Para detectar se houve um período de maior vulnerabilidade de mutuns-do-sudeste após a liberação, foram considerados vários modelos, em que no período inicial ϕ foi menor (exemplos de período inicial: os dois primeiros meses, os quatro primeiros meses), e nos períodos subsequentes ϕ foi considerada maior. Também foi considerado o modelo em que não houve período de vulnerabilidade após a liberação (ϕ similar e constante ao longo do tempo) (Tabela 2). Alguns estudos reportaram maior vulnerabilidade de aves da ordem Galliformes após a liberação (KURZEJESKI; ROOT, 1989; WILSON *et al.*, 1992; MUSIL *et al.*, 1993), tendo sido o mesmo esperado para os mutuns-do-sudeste na REGUA.

Outros modelos foram considerados para analisar se ϕ diferiu ou não entre os sexos, comportamento (manso/ arisco) ou grupos de liberação, levando ou não em conta o fator tempo (Tabela 2).

O sexo é uma fonte de variação em estimativas de sobrevivência, podendo ser influenciado pela idade, período reprodutivo e dispersão. Machos apresentaram maior sobrevivência que fêmeas na espécie *Colinus virginianus* (POLLOCK *et al.*, 1989; BURGER *et al.*, 1998; PALMER; WELLENDORF, 2007; TERHUNE *et al.*, 2007).

Existem alguns estudos que apresentaram maior sobrevivência de indivíduos residentes, ao passo que transeuntes (maior mobilidade) são mais vulneráveis à predação, principalmente em locais pouco familiares (SWINGLAND; GREENWOOD, 1983; SMALL *et al.*, 1993). Seguindo-se este padrão, foi esperada sobrevivência semelhante de mutuns machos e fêmeas, já que se movimentaram similarmente para locais mais distantes (vide capítulo 3, item 3.2).

Foi esperado que mutuns que utilizaram quintais (ainda que não exclusivamente) tivessem probabilidade menor de sobrevivência, em relação a mutuns que utilizaram áreas de mata exclusivamente, devido à presença de cães domésticos. Os indivíduos que utilizaram quintais foram denominados “mansos”, enquanto os outros foram denominados “ariscos” (Tabela 2).

Tabela 2. Modelos de sobrevivência de mutuns-do-sudeste reintroduzidos na REGUA (RJ, Brasil), testados no programa MARK, com o método de Kaplan-Meier, considerando os parâmetros do modelo “período de vulnerabilidade”, “sexo”, “comportamento” e “grupos de liberação”.

Parâmetro do modelo	Notação do modelo	Definição do modelo
Período de vulnerabilidade	$\varphi_{(tx)} = \varphi_{(ts)}$	Probabilidade de sobrevivência (φ) foi constante ao longo do tempo (sem período de vulnerabilidade)
Período de vulnerabilidade	$\varphi_{(tx)} < \varphi_{(ts)}$	Probabilidade de sobrevivência (φ) durante os primeiros x meses (tx) foi menor que durante os meses subsequentes (ts)
Sexo	$\varphi_{(.)\text{♀}} = \varphi_{(.)\text{♂}}$	Probabilidade de sobrevivência (φ) entre os sexos foi semelhante e constante ao longo do tempo (.)
Sexo	$\varphi_{(.)\text{♀}} \neq \varphi_{(.)\text{♂}}$	Probabilidade de sobrevivência (φ) variou entre os sexos e foi constante ao longo do tempo (.)
Sexo	$\varphi_{(t)\text{♀}} = \varphi_{(t)\text{♂}}$	Probabilidade de sobrevivência (φ) foi semelhante entre os sexos e variou com o tempo (t)
Sexo	$\varphi_{(t)\text{♀}} \neq \varphi_{(t)\text{♂}}$	Probabilidade de sobrevivência (φ) variou entre os sexos e variou com o tempo (t)
Comportamento	$\varphi_{(.)\text{mansos}} = \varphi_{(.)\text{ariscos}}$	Probabilidade de sobrevivência (φ) entre indivíduos mansos e ariscos foi semelhante e constante ao longo do tempo (.)
Comportamento	$\varphi_{(.)\text{mansos}} \neq \varphi_{(.)\text{ariscos}}$	Probabilidade de sobrevivência (φ) variou entre indivíduos mansos e ariscos e foi constante ao longo do tempo (.)
Comportamento	$\varphi_{(t)\text{mansos}} = \varphi_{(t)\text{ariscos}}$	Probabilidade de sobrevivência (φ) foi semelhante entre os indivíduos mansos e ariscos e variou com o tempo (t)
Comportamento	$\varphi_{(t)\text{mansos}} \neq \varphi_{(t)\text{ariscos}}$	Probabilidade de sobrevivência (φ) variou entre os indivíduos mansos e ariscos e variou com o tempo (t)
Grupos de liberação	$\varphi_{(.)_{2006}} = \varphi_{(.)_{2007}} = \varphi_{(.)_{2008}}$	Probabilidade de sobrevivência (φ) foi semelhante entre os grupos de liberação (2006, 2007, 2008) e constante ao longo do tempo (.)
Grupos de liberação	$\varphi_{(.)_{2006}} \neq \varphi_{(.)_{2007}} \neq \varphi_{(.)_{2008}}$	Probabilidade de sobrevivência (φ) variou entre os grupos de liberação (2006, 2007, 2008) e foi constante ao longo do tempo (.)
Grupos de liberação	$\varphi_{(t)_{2006}} = \varphi_{(t)_{2007}} = \varphi_{(t)_{2008}}$	Probabilidade de sobrevivência (φ) foi semelhante entre os grupos de liberação (2006, 2007, 2008) e variou com o tempo (t)
Grupos de liberação	$\varphi_{(t)_{2006}} \neq \varphi_{(t)_{2007}} \neq \varphi_{(t)_{2008}}$	Probabilidade de sobrevivência (φ) variou entre os grupos de liberação (2006, 2007, 2008) e variou com o tempo (t)

Foi esperado que indivíduos liberados nos primeiros grupos tivessem maior chance de sobrevivência que os liberados posteriormente, pois o aumento de densidade populacional de mutuns ocasionaria um aumento na competição e consequente depleção de recursos (KREBS; DAVIES, 1993). Assim, o número de indivíduos soltos em cada ano foi correlacionado com a probabilidade de sobrevivência dos grupos liberados (Correlação de Spearman, SOKAL; ROHLF, 1995).

Além da densidade populacional, outros fatores podem ter contribuído para a variação na sobrevivência dos diferentes grupos liberados, como a quantidade de dias que cada grupo permaneceu no viveiro de adaptação na REGUA, e a idade média dos indivíduos quando soltos. Estas variáveis também foram correlacionadas com a probabilidade de sobrevivência de cada grupo liberado, através da correlação de Spearman (SOKAL; ROHLF, 1995).

3. Resultados

3.1. Fase pré-liberação

Cinco aves morreram durante o período de adaptação no viveiro da REGUA. Estas mortes foram ocasionadas por comportamento de dominância de alguns indivíduos, e ocorreram entre 14 e 19 dias de confinamento (Tabela 3). O número de dias das aves no viveiro de adaptação variou entre 17 e 71 dias, devido não só ao comportamento dominante de alguns indivíduos (antecipando-se a liberação de alguns grupos), mas também devido a chuvas intensas (e.g. novembro de 2007) ou logística (e.g. ausência da pesquisadora principal em campo, devido a uma viagem, em setembro de 2008).

3.2. Fase pós-liberação

Duas fêmeas foram desconsideradas da amostra por terem se associado a quintais após três meses em liberdade (vide item 4.4 deste capítulo). Assim, foram utilizadas as histórias de vida de 46 mutuns-do-sudeste (26 fêmeas e 20 machos), para a estimativa de ϕ após a liberação.

No mínimo 18 animais permaneceram vivos até outubro de 2008 (cinco machos, 13 fêmeas) e 15 mutuns-do-sudeste (8 machos e 7 fêmeas) morreram após a liberação, no período entre agosto de 2006 e outubro de 2008.

Tabela 3. Informação sobre os mutuns-do-sudeste reintroduzidos na REGUA (RJ, Brasil), entre o período de agosto de 2006 a outubro de 2008.

n. indivíduos transferidos		n. indivíduos liberados		n. dias no viveiro de adaptação	Mês/ano da liberação	Idade média dos indivíduos em meses (mínima – máxima)
♂	♀	♂	♀			
3	3	3	3	38	Ago./2006	18,8 (18-20)
3	4	3	4	49	Out./ 2006	22,2 (21-23)
4	4	4	3	41	Nov./2006	14,7 (13-21)
1	1	1	1	71	Mar./2007	16,5 (16 -17)
5	5	2	4	20*	Set./2007	20,8 (20-22)
5	5	5	5	17*	Nov./2007	13,3 (12-15)
2	8	2	8	54	Set./ 2008	21,2 (19-24)
TOTAL	23	30	20	28		

*Antecipação da liberação devido ao comportamento dominante de alguns indivíduos

Treze indivíduos foram censurados, pois a bateria do rádio-transmissor de uma fêmea falhou antes do previsto, o rádio-transmissor de três machos e três fêmeas se despreendeu do corpo do animal e seis indivíduos possivelmente se deslocaram para áreas distantes (três machos e três fêmeas), de difícil acesso para o monitoramento (Tabela 4). Assumindo-se que os animais censurados encontravam-se vivos até outubro de 2008, a população no fim do estudo foi de 31 indivíduos (11 machos e 20 fêmeas). Assumindo-se que os animais censurados morreram, a população no fim do estudo foi de 18 indivíduos (5 machos e 13 fêmeas).

Apesar de 40% das mortes terem ocorrido na estação seca de 2007 (Tabela 5), a sobrevivência anual foi constante entre os três diferentes anos de estudo, sendo em média 76% (intervalo de confiança de 64 a 85%, AICc = 71,22, peso AICc = 0,77, desvio padrão= 5,42).

A predação natural foi a principal causa de mortalidade de mutuns, com metade das mortes ocorrendo durante a estação chuvosa de 2008 (novembro a abril) (Tabela 5). Cães domésticos foram a segunda maior causa de mortalidade, principalmente no começo do estudo, em 2007 (Tabela 5). A caça foi responsável pela morte de dois indivíduos na estação seca de 2007 e de um indivíduo na estação seca de 2008.

Tabela 4. Número de aves vivas, mortas e censuradas em cada mês do período do estudo. Em negrito encontra-se os meses correspondentes às liberações de mutuns-do-sudeste reintroduzidos na REGUA (RJ, Brasil).

Mês amostral	n aves vivas	n aves mortas	n aves censuradas
Agosto 2006	6	0	0
Setembro 2006	5	1 (♀)	0
Outubro 2006	10	0	0
Novembro 2006	16	1 (♂)	0
Dezembro 2006	16	0	0
Janeiro 2007	16	0	0
Fevereiro 2007	14	2 (♂♀)	0
Março 2007	16	0	0
Abril 2007	15	1 (♂)	0
Maio 2007	13	1 (♂)	1 (♂)
Junho 2007	11	2 (♀♀)	0
Julho 2007	11	0	0
Agosto 2007	11	0	0
Setembro 2007	15	2 (♂♂)	0
Outubro 2007	13	0	2 (♂♂)
Novembro 2007	20	2 (♀♀)	1 (♂)
Dezembro 2007	18	2 (♂♀)	0
Janeiro 2008	15	0	3 (♂♀♀)
Fevereiro 2008	12	0	3 (♀♀♀)
Março 2008	12	0	0
Abril 2008	12	0	0
Maio 2008	12	0	0
Junho 2008	11	0	1 (♂)
Julho 2008	11	0	0
Agosto 2008	11	0	0
Setembro 2008	21	0	0
Outubro 2008	18	1 (♂)	2 (♀♀)
TOTAL – fim do estudo	18	15	13

Foi possível distinguir entre animais predados, mortos por cães e caçados com base em evidências encontradas na carcaça. Ossos quebrados, carne consumida e penas espalhadas evidenciaram morte por predação; ossada e carne intactas, penas destacadas (principalmente da cauda) evidenciaram morte por cães; evidências de que a ave foi caçada incluíram ossos de uma das asas (ainda com a alça do transmissor amarrada) encontrados próximos a cevas ou armadilhas ou rádio-transmissor enterrado/ jogado na lixeira (Apêndice C).

Tabela 5. Causas de mortalidade de mutuns-do-sudeste reintroduzidos na REGUA (RJ, Brasil), de agosto de 2006 a outubro de 2008.

	Predação natural	Cães domésticos	Caça	Total
Seca 2006	1	0	0	1
Chuvosa 2007	1	2	0	3
Seca 2007	2	2	2	6
Chuvosa 2008	4	0	0	4
Seca 2008	0	0	1	1
Total	8	4	3	15

3.3. Modelos considerados

Houve um período de maior vulnerabilidade durante os primeiros 18 meses após a liberação de mutuns-do-sudeste, de acordo com o modelo mais plausível (o de menor valor de AICc, ou seja, AICc=107, peso AICc= 0,74, desvio padrão= 19,1). Durante este período crítico à sobrevivência das aves reintroduzidas, a sobrevivência foi $\varphi = 94 \pm 3\%$ (intervalo de confiança). Após este período até o fim do estudo, a sobrevivência foi $\varphi = 100\%$ (Apêndice D).

A probabilidade de sobrevivência não diferiu entre machos e fêmeas e manteve-se constante ao longo do tempo ($\varphi = 85\%$, intervalo de confiança de 76 a 90%), de acordo com o modelo mais plausível (AICc= 81,16, peso AICc= 0,67, desvio padrão= 10,09) (Apêndice D).

O modelo mais plausível indicou que a probabilidade de sobrevivência foi constante ao longo do tempo (agosto de 2006 a outubro de 2008) e não diferiu entre indivíduos que exibiram comportamento manso, associados a quintais, e indivíduos ariscos que se mantiveram na mata ($\varphi = 84\%$, intervalo de confiança de 76 a 90%, AICc= 85,92, peso AICc= 0,65, desvio= 10,85) (Apêndice D)..

Os grupos liberados em diferentes anos apresentaram probabilidades de sobrevivência diferentes, porém constantes ao longo do tempo (agosto de 2006 a outubro de 2008), como indicado pelo modelo de menor AICc (AICc= 83,22, peso AICc= 0,60, desvio= 8,18). Os indivíduos liberados em 2008 apresentaram φ maior em relação aos grupos liberados em 2006 e 2007, entre agosto de 2006 a outubro de 2008 (Tabela 6, Apêndice D).

Tabela 6. Probabilidades de sobrevivência (φ) de mutuns-do-sudeste liberados na REGUA em diferentes anos (liberados em 2006, 2007 e 2008).

Ano em que ocorreu a liberação	φ (%)	Intervalo de confiança (%)
2006	87	75-93
2007	74	56-86
2008	100	100

A probabilidade de sobrevivência de diferentes grupos após a liberação teve correlação positiva com o número de dias que cada grupo permaneceu no viveiro, retirando-se da amostra a dupla solta em março de 2007 (Spearman R= 0,92, p=0,008). A sobrevivência dos grupos liberados não foi correlacionada com a idade dos indivíduos no momento da liberação (Spearman R= 0,49, p=0,31) ou com o

número de indivíduos soltos no momento da liberação do grupo em questão (Spearman $R=0,07$, $p=0,88$).

4. Discussão

4.1. Sobrevivência

Houve alta probabilidade de sobrevivência anual de mutuns-do-sudeste na REGUA após a liberação, entre agosto de 2006 e outubro de 2008 (76%, com intervalo de confiança entre 64 e 85%). Esta foi maior que a de outros galiformes: 55% dos *Penelope albipennis* reintroduzidos sobreviveram após a liberação em uma reserva na costa norte do Peru (PRATOLONGO, 2004), enquanto *Phasianus colchicus* provenientes de cativeiro e da natureza apresentaram ϕ em torno de 70% em duas áreas de introdução na Suécia (BRITTAS *et al.*, 1992).

Na RPPN Fazenda Macedônia (Ipaba, MG, Brasil) foram registradas 16 mortes entre os 72 mutuns-do-sudeste reintroduzidos entre 1991 e 2008, através de informações de funcionários e pesquisadores (CENIBRA-CRAX, 2008) (Tabela 7). Devido a uma coleta de dados aleatória e não sistematizada, os valores de mortalidade na RPPN Fazenda Macedônia foram, portanto, subestimados.

A probabilidade anual de sobrevivência de mutuns-do-sudeste na REGUA foi até mesmo superior à de galiformes com populações autóctones, como o codorniz da Virgínia *Colinus virginianus* (TERHUNE *et al.*, 2007), o tetraz *Tetrao tetrax* da Inglaterra (BOWKER *et al.*, 2007) e perus *Meleagris gallopavo silvestris* no Mississippi (MILLER *et al.*, 1998).

Tabela 7. Comparação entre a população reintroduzida na RPPN Fazenda Macedônia (Ipaba, MG, Brasil) (CENIBRA-CRAX, 2008) e REGUA (Cachoeiras de Macacu, RJ, Brasil) (este estudo).

	REGUA	RPPN Faz. Macedônia
n. indivíduos fornecidos pela CRAX	53	72
n. mortes viveiro	5	2
período considerado	2006-2008	1990-2008
n. mortes após a liberação	15	16
ano da liberação (n. de indivíduos)	2006 (20) 2007 (18) 2008 (10)	1991 (30) 1993 (37) 2007 (5)
monitoramento pós-liberação	Telemetria, informação de funcionários e pesquisadores	Informação de funcionários e transecção linear por pesquisadores
Número de funcionários envolvidos no projeto	7 guardas-parques, 1 pesquisador e 1 assistente de campo	5 guardas-parques, 2 pesquisadores
Distância aproximada da área de estudo ao criadouro científico	550 km	250 km
Evidências de reprodução	2 cópulas e construção de ninho pelo macho em 2009	Registro de 75 filhotes, construção de ninho, cópula ao longo do período

4.2. Causas de mortalidade

Cerca de 90% dos mutuns sobreviveram na fase de adaptação no viveiro da mata da REGUA; na RPPN Fazenda Macedônia, houve pelo menos duas perdas de mutuns-do-sudeste no viveiro (CENIBRA-CRAX, 2008) (Tabela 7). A alta probabilidade de sobrevivência dos mutuns-do-sudeste na fase pré-liberação indicou que o método sugerido por Azeredo e Simpson (2004) foi adequado.

As mortes de mutuns-do-sudeste no viveiro de adaptação da REGUA ocorreram devido ao comportamento dominante que alguns indivíduos desenvolveram no recinto. A construção de mais de um viveiro de adaptação numa área é recomendada, para futuros programas de reintrodução da espécie, sendo útil não só para isolar indivíduos dominantes na fase pré-liberação, como também para evitar a habituação de predadores naturais e exóticos em um único local de liberação.

A principal causa de mortalidade de mutuns-do-sudeste reintroduzidos foi a predação por animais nativos. As perdas eram esperadas, já que se trata de um processo ecológico natural, frequentemente registrado em galiformes nativos, reintroduzidos, translocados e introduzidos (MARCSTROM *et al.*, 1988; KURZEJESKI; ROOT, 1989; WILSON *et al.*, 1992; MUSIL *et al.*, 1993; MILLER *et al.*, 1998; MONTADERT; LEONARD, 2003).

A comunidade de predadores de mutuns-do-sudeste na REGUA é diversificada, destacando-se os felinos *Puma concolor*, *Leopardus pardalis*, *L. tigrinus* e *Herpailurus yaguaroundi*, além de outros carnívoros como o cachorro-domato *Cerdocyon thous*, iraras *Eira Barbara* e furões *Gallictis vittata* (PIMENTEL *et al.*, 2005). Algumas espécies de aves de rapina existentes na REGUA, como *Harpyhaliaetus coronatus*, *Accipiter bicolor*, *Leucopternis polionotus*, *Parabuteo unicinctus*, *Spizaetus melanoleucus*, *Spizaetus tyrannus* e *Micrastur semitorquatus* (PIMENTEL; OLMOS, submetido) já foram registradas predando cracídeos em outras áreas (SIGRIST, 2009).

Há potenciais mamíferos predadores de ovos e/ou filhotes de mutuns-do-sudeste que ocorrem na REGUA, tais como o quati *Nasua nasua*, o macaco-prego *Cebus nigritus* e o gambá *Didelphis aurita* (PIMENTEL *et al.*, 2005), além dos répteis como o teiú *Tupinambis merianae* (se ovos e/ou filhotes estiverem no chão da mata) e serpentes como *Chironius bicarinatus*, *Spilotes pullatus*, *Boa constrictor* e *Pseustes sulphureus* (GOMES, em fase de elaboração; ALVES *et al.*, 2005).

Alguns estudos demonstraram que a remoção de predadores naturais teve efeito positivo no sucesso da eclosão de ovos e aumento do tamanho populacional de aves após a época da reprodução (CÔTÉ; SUTHERLAND, 1997). Outras pesquisas demonstraram que a remoção de predadores não foi efetiva, especialmente em locais com comunidade de mamíferos diversa, pois houve a substituição dos predadores removidos, através da imigração ou do recrutamento, tão logo o experimento cessava (BEASOM, 1974; FREY *et al.*, 2005).

Um programa de controle de predadores é caro, apresenta dificuldades logísticas, demanda tempo e muitas vezes há também a morte de espécies que não são predadoras (BEASON, 1974; HUGUES *et al.*, 2005). Exterminar predadores, tanto nativos quanto exóticos, tem implicações legais e éticas, e na maioria das vezes não é uma proposta bem-recebida pelo público (MESSMER *et al.*, 1999; PERRY; PERRY, 2008). Além disso, muitos predadores naturais dos mutuns

também se enquadram em alguma categoria de ameaça, tais como a águia-cinzenta *Harpyhaliaetus coronatus* (em perigo) ou o vulnerável gato-do-mato *Leopardus tigrinus* (IUCN, 2009).

Algumas populações de aves reintroduzidas, principalmente isoladas ou de espécies insulares não-voadoras, foram extintas localmente devido à predação por espécies exóticas, incluindo cães e gatos domésticos (DIAMOND; VEITCH, 1981; MCLENNAN *et al.*, 1996). Alguns mutuns-do-sudeste reintroduzidos na REGUA foram mortos por cães domésticos, cujos donos residiam no entorno da reserva. É reconhecido o impacto da presença de gatos e cães em um grande número de espécies nativas, não só devido à predação, mas também devido à transmissão de doenças e competição por recursos (LACERDA, 2002; MANOR, SALTZ, 2004; BUTTLER *et al.*, 2004; SCHLOEGEL *et al.*, 2005; GALETTI; SAZIMA, 2006). Um programa de erradicação de cães e gatos em curto prazo, em áreas protegidas brasileiras, mitigaria o problema de declínio e extinção de espécies nativas nestas unidades de conservação (GALETTI; SAZIMA, 2006).

Animais criados em cativeiro não têm a oportunidade de encontrar predadores naturais e, portanto, não aprendem a reconhecê-los e a escapar imediatamente (KLEIMAN, 1989; MCLEAN *et al.*, 1996).

Em alguns estudos foi registrado que animais cativos não reconheceram predadores, como ocorreu com o perdiz *Perdix perdix* e os tetrazes *Bonasia bonasus* e *Lyrurus tetrrix*. Estas aves foram criadas em cativeiro com contato humano, e quando soltas tiveram dificuldade para reconhecer predadores aéreos e responder à presença deles ou ao alarmes de indivíduos da mesma espécie (CURIO, 1998).

Algumas espécies de animais em cativeiro foram treinadas antes da liberação para reconhecer potenciais predadores, simulando-se ataques, a fim de aumentar a probabilidade de sobrevivência dos animais quando fossem liberados (MCLEAN *et al.*, 1996, VAN HEEZIK *et al.*, 1999). Antes da reintrodução de *Penelope albipennis* no Peru, foi empregado no criadouro um método para ensinar as aves cativas a fugirem de predadores, além de um controle anti-predadores, através de armadilhas (PRATOLONGO, 2004).

É recomendado o treinamento de mutuns-do-sudeste nascidos em cativeiro, para reconhecerem predadores nativos e exóticos, antes da liberação. A experiência prévia com predadores pode aumentar as chances de sobrevivência quando soltos.

4.3. Caça

A presença de mutuns-do-sudeste caçados no entorno da REGUA sugere que os esforços para a conscientização ambiental devem continuar em longo prazo. A REGUA possui projetos próprios nesta linha, como o “projeto Jovens Guardas”, cujo objetivo é promover mudanças no comportamento de crianças e adolescentes, principalmente em relação às atividades ilegais, prejudiciais ao ambiente, como a caça.

Além disso, a REGUA desenvolve projetos com escolas municipais, com outras ONGs e instituições da região, que visam informar as pessoas sobre os problemas ambientais (como a Associação Mico-Leão-Dourado e Instituto Bioatlântica). Recomenda-se a continuidade destes projetos, bem como aumentar o número de parcerias com ONGs da região e com as escolas municipais de cidades próximas (principalmente Cachoeiras de Macacu e Guapimirim).

A fiscalização nas matas do entorno da REGUA, e o consequente cumprimento da lei, devem ser mais efetivos. O baixo número de funcionários para a fiscalização dos 58.799,83 ha do Parque Estadual Três Picos torna difícil a tarefa de inibição de caçadores nas matas. Este não é um problema exclusivo desta unidade de conservação; Primo e Pellens (2000) analisaram 48 áreas protegidas no estado do Rio de Janeiro, e concluíram que a maioria possuía pequeno número de funcionários destinados à fiscalização, entre outros problemas. Este problema é comum em área protegidas brasileiras, sendo um entrave no cumprimento dos objetivos de uma unidade de conservação (PRIMO; PELLENS, 2000; BROCKELMAN; GRIFFITHS, 2002; LIMA *et al.*, 2005). Assim, é urgente a necessidade de contratação de mais agentes de fiscalização nas unidades de conservação brasileiras.

Recomenda-se estabelecer uma cooperação oficial entre a REGUA e unidades de conservação de uso integral do entorno (Parque Estadual Três Picos, Estação Ecológica Paraíso), visando maior fiscalização da região.

4.4. Comportamento manso

Neste estudo, nove mutuns-do-sudeste (do total de 48) foram avistados próximos às áreas residenciais, sempre contíguas às áreas de mata. Não foi possível detectar diferenças na sobrevivência de indivíduos mansos ou ariscos.

Locais próximos às habitações humanas apresentaram menor ocorrência de algumas espécies de mamíferos predadores, em parte devido à caça e em parte devido à movimentação de pessoas (SÁ, 2000; PERES, 2001; PERES; LAKE, 2003, BERNARDO 2004).

É interessante notar que, em locais próximos à habitações na região da REGUA, era frequente a presença de cães domésticos. Assim, foi esperada maior mortalidade de mutuns “mansos”. Três fatores principais contribuíram para a ocupação de alguns mutuns próximos à habitações: a presença de criação de galinhas (e alguns cães acostumados a elas), a experiência prévia do contato de mutuns com cães (que permitia uma reação de fuga imediata, após a aprendizagem) e a abundância de alimento (pomares, plantações e/ou alimento deixado para as galinhas).

Cerca de três meses após a liberação, duas fêmeas passaram a frequentar quintais próximos à mata ciliar do rio Estreito (desconsideradas da amostra, como informado no início do item 3.2). Estas foram trazidas de volta ao viveiro de adaptação, com o intuito de transportá-las de volta à CRAX. No entanto, os dois indivíduos morreram no viveiro, após cerca de quatro meses em confinamento, enquanto o lento processo de burocracia ocorria, para obtenção das licenças necessárias para o transporte. Depois deste fato ocorrido, optou-se por informar as pessoas sobre a conduta apropriada ao avistar um mutum, ao invés de remover mutuns mansos da área.

Por serem animais criados em cativeiro com o contato humano, alguns indivíduos possuem a tendência de exibir comportamento dócil e de reter na memória o ambiente do cativeiro (HUTCHINS *et al.*, 1995; SNYDER *et al.*, 1996; CURIO, 1998). Um dos fatores que pode afetar a escolha do habitat é a lembrança que o indivíduo possui de seu habitat natal (“habitat imprinting”, STAMPS; SWAISGOOD, 2007).

Na RPPN Fazenda Macedônia (MG, Brasil) foram reportados seis indivíduos mansos na sede ou em quintais no entorno (quatro fêmeas e dois machos) entre

1992 e 1993 (CENIBRA-CRAX 2001). Após a reintrodução de *Penelope albipennis* no Peru, cinco indivíduos com comportamento manso foram removidos da natureza (PRATOLONGO, 2004).

É possível que a causa da mansidão de alguns mutuns-do-sudeste tenha sido devido não só à lembrança deles ao habitat natal, mas também devido ao comportamento naturalmente manso de cracídeos em geral. A mansidão de cracídeos é reportada até mesmo em indivíduos nascidos livres na natureza, como no caso de *Aburria pipile*, espécie que é endêmica da ilha de Trinidad e Tobago, na costa da Venezuela (HAYES *et al.*, 2009). Na Fazenda Cupido (próximo a Linhares e Sooretama, ES), vários mutuns-do-sudeste nativos visitam com frequência a região da sede, em busca de alimento nos cacaeiros *Theobroma cacao* e nas seringueiras *Hevea brasiliensis* (Fabio Olmos, informação verbal). No parque das Mangabeiras, na região de Belo Horizonte, *Penelope obscura* e *Penelope superciliaris* nativos são avistados com facilidade se alimentando de restos de alimento deixados por usuários do parque (OTTONI *et al.*, 2009) e possuem comportamento muito manso.

Na Reserva Biológica de Una (BA), Gatto *et al.* (2007) reportaram que mutuns-do-sudeste nativos apresentaram-se ariscos e sugeriram que este comportamento pode ter relação com a alta pressão de caça na região.

Para evitar que aves nascidas em cativeiro se acostumem a seres humanos, com o objetivo de aumentar a probabilidade de sobrevivência dos indivíduos quando liberados na natureza, alguns projetos de reintrodução usaram fantoches que lembram um indivíduo adulto da espécie, para alimentar os filhotes e evitar o contato visual dos animais com humanos (WALLACE; TEMPLE, 1987; VALUTIS; MARZLUFF, 1999; KREGER *et al.*, 2005).

4.5. Vulnerabilidade

Houve um longo período de vulnerabilidade de mutuns-do-sudeste na REGUA que se estendeu durante os primeiros 18 meses após a liberação. Alguns estudos indicaram que houve maior mortalidade da espécie no início do estudo, como os galiformes *Bonasa umbellus*, que apresentou maior vulnerabilidade nos primeiros 45 dias após a liberação (KURZEJESKI; ROOT, 1989), faisões fêmeas translocadas (*Phasianus colchicus*), cuja mortalidade e dados censurados atingiram uma taxa de 20-25% na primeira semana (WILSON *et al.*, 1992), e *Centrocercus urophasianus*,

translocados em Idaho (EUA), que apresentaram maior mortalidade nas três primeiras semanas após a liberação (MUSIL *et al.*, 1993).

O período de vulnerabilidade de mutuns-do-sudeste pode estar relacionado à fase de maior movimentação dos animais para reconhecimento da área (vide capítulo 3, figura 7) e, portanto, maior gasto energético e exposição a predadores, como sugerido por Metzgar (1967). Não foram encontradas diferenças entre as mortalidades no período de transição e colonização por *Bonasa umbellus* em Wisconsin, tampouco diferenças entre sexos (SMALL *et al.*, 1993). Contudo, outros estudos feitos com a mesma espécie relataram maior mortalidade de indivíduos que apresentaram maior mobilidade (KURZEJESKI; ROOT, 1989; THOMPSON; FRITZELL, 1989).

É recomendado substituir as aves que morreram durante o período de vulnerabilidade, como forma de reforçar o número de indivíduos da população fundadora (ARMSTRONG *et al.*, 1999; TWEED *et al.*, 2003).

4.6. Sexo

Não houve diferença estatisticamente significativa na sobrevivência entre os sexos de mutuns-do-sudeste, como foi esperado, baseando-se no padrão similar de movimentação de machos e fêmeas (vide capítulo 3, item 3.2). Contudo, ao fim do estudo haviam fêmeas solitárias, devido à liberação de mais fêmeas que machos na REGUA.

É difundido que apenas o mutum-do-sudeste macho constrói o ninho e que a espécie é monogâmica (IBAMA 2004). Não há evidências suficientes que comprovem a construção de apenas um ninho por macho, por temporada reprodutiva, embora em regime de semi-cativeiro isto tenha sido observado (Roberto Azeredo, informação verbal).

Durante o estudo em Linhares, foi encontrado mais machos que fêmeas, sendo frequente o registro de um macho acompanhado de apenas uma fêmea (COLLAR; GONZAGA, 1988). Sick (1970) mencionou a possibilidade de mutuns-do-sudeste serem poligâmicos (ou seja, quando um macho acasala com várias fêmeas, KREBS; DAVIES, 1993). Neste estudo, foi observado um macho adulto com quatro fêmeas, e um macho adulto com duas fêmeas, em outra ocasião. Estes registros

visuais podem sugerir que a espécie seja poligâmica, reforçando a hipótese de Sick (1970).

Na RPPN Fazenda Macedônia foi reportado desequilíbrio na razão sexual de mutuns-do-sudeste reintroduzidos, pois pelo menos seis fêmeas solitárias foram avistadas com frequência (CENIBRA-CRAX, 2008). Sick (1970) reportou um aparente excesso de fêmeas, com base em uma observação de indivíduos autóctones, feita em 1961, sugerindo que machos podem ser mais conspícuos que fêmeas (principalmente devido à vocalização diferenciada na fase de reprodução, denominada “booming”). Este padrão foi o mesmo observado em *Crax globulosa*, em que machos foram detectados a uma distância maior do observador que mutuns fêmeas, sugerindo que a conspicuidade de machos torna mais fácil sua visualização, inclusive a grandes distâncias, sendo mais caçados que fêmeas (HILL *et al.*, 2008).

Algumas espécies de galifomes apresentaram menor sobrevivência de fêmeas, como no caso de *Bonasa umbellus*, reintroduzido em Missouri (EUA) (KURZEJESKI; ROOT, 1988), do tetraz azul *Dendragapus obscurus* nativo do Canadá (HINES, 1986) e do codorniz nativo dos EUA *Colinus virginianus* (POLLOCK *et al.*, 1989; BURGER *et al.*, 1998; PALMER; WELLENDORF, 2007; TERHUNE *et al.*, 2007). Esta maior vulnerabilidade de fêmeas pode ter relação com a capacidade maior de dispersão de aves fêmeas, quando comparada a aves machos (GREENWOOD, 1980).

4.7. Densidade populacional

A área ocupada por todos os mutuns vivos no final do estudo (18 a 31 indivíduos) compreendeu cerca de 90 km². Assim, a densidade populacional de mutuns-do-sudeste na REGUA apresentou-se baixa (0,20 a 0,34 indivíduos/km²).

A densidade de nove espécies de cracídeos na Venezuela variou de 1 a 36 ind./km² (SILVA & STRAHL, 1991). A densidade de outras espécies de cracídeos variou de 0,87 a 25 ind./km² (BROOKS, 1997; BENNETT; DEFLER, 1997; TORRES, 1997; SILVA; STRAHL, 1997; MARTINEZ-MORALES, 1999; RIOS *et al.*, 2005; LONDOÑO *et al.*, 2007). Alguns galiformes, como *Crax daubentoni* nativo da Venezuela e *Phasianus colchicus* introduzido no Texas (EUA), apresentaram densidade de 100 ind./km² (BERTSCH; BARRETO, 2008; WHITESIDE; GUTHERY, 1983).

É conhecido que muitas espécies se beneficiam da presença de co-específicos (STEPHENS; SUTHERLAND, 1999). O efeito Allee pode ocorrer na população reintroduzida de mutuns na REGUA, uma vez que populações pequenas apresentam frequentemente uma reprodução ou sobrevivência reduzida (ALLEE, 1951 apud STAMPS, 2001; STEPHENS *et al.*, 2009). Desta forma, a baixa densidade populacional pode interferir na probabilidade de encontro entre parceiros, na eficiência da vigilância e/ou fuga contra predadores, no aumento de cruzamentos de animais consanguíneos, entre outros fatores (COURCHAMP *et al.*, 1999; STEPHENS; SUTHERLAND, 1999).

O remanescente de Mata Atlântica, ao qual a REGUA insere-se, é o maior do estado do RJ, havendo ainda espaço e recursos suficientes para mutuns se dispersarem na paisagem. No entanto, a caça é um fator limitante da dispersão da população reintroduzida.

Recomenda-se enriquecer a população de mutuns reintroduzidos na REGUA, adicionando indivíduos, até perfazer no mínimo 80 indivíduos nos 90 km² ocupados (atingindo assim a mínima densidade populacional encontrada para outros cracídeos, como comentado anteriormente). Uma população maior tem mais chances de estabelecimento, em relação a uma população menor, que está sujeita a catástrofes naturais e fatores aleatórios demográficos, ambientais e genéticos (SHAFFER, 1981). A época ideal do transporte e liberação dos mutuns-do-sudeste na REGUA provou-se ideal nos meses menos chuvosos e com temperatura mais amena (transporte em julho e liberações até o início de novembro).

4.8. Grupos liberados

Os indivíduos liberados em 2008 apresentaram maior sobrevivência que os indivíduos soltos em 2006 e 2007. Os indivíduos soltos em 2007 apresentaram a menor probabilidade de sobrevivência entre os grupos, podendo haver relação com a maior mobilidade deste grupo nos primeiros 11 meses após a liberação (vide capítulo 3, item 4.2). A densidade populacional de mutuns-do-sudeste reintroduzidos aumentou ao longo dos três anos do estudo, mas não teve correlação com a sobrevivência. Por outro lado, o tempo de permanência dos indivíduos no viveiro foi positivamente correlacionado com a sobrevivência após a liberação. Mantê-los em

média 41 dias no viveiro foi benéfico, uma vez que tiveram maior chance de se adaptarem ao novo ambiente e ao rádio-transmissor (vide capítulo 1).

Durante o período de adaptação no viveiro, foram oferecidos frutos nativos para os indivíduos, a fim de aumentar as chances de sucesso nas atividades de forrageio, quando em liberdade (STAMPS; SWAISGOOD, 2007; WPA/ IUCN 2009). Além disso, no presente estudo foi disponibilizada ração comercial em comedouros externos ao viveiro, como forma de garantia de alimentação dos mutuns-do-sudeste após a liberação, enquanto havia alguma ave nas imediações do viveiro de adaptação (Apêndice A).

As informações relativas à sobrevivência de mutuns-do-sudeste reintroduzidos foram essenciais para avaliar falhas e sucessos do programa e para planejar reintroduções nesta e em outras áreas.

5. Referências Bibliográficas

- ALLEE, W.C. **The social life of animals**. Beacon: Boston, 1951.
- ALVES, M.A.S.; ESBERARD, C.E.L.; VECCHI, M.B.; LAURINDO, T.F.S.; TOMAZ, V.C. *Pseustes sulphureus* (South American puffing snake): Diet. **Herpetological Review** v.36, n.4, p. 459, 2005.
- ARMSTRONG, D.P.; CASTRO, I.; ALLEY, J.C.; FEENSTRA, B.; PERROTT, J.K., Mortality and behaviour of hihi, an endangered New Zealand honeyeater, in the establishment phase following translocation. **Biological Conservation** v. 89, p. 329–339, 1999.
- AZEREDO, R.; SIMPSON, J. A reprodução em cativeiro do mutum-do-sudeste e os programas de reintrodução realizados pela CRAX. In: **Plano de Ação para a conservação do mutum-do-sudeste *Crax blumenbachii*** – uma espécie bandeira para a conservação da Mata Atlântica. IBAMA/MMA: Brasília. p.37-50, 2004.
- BEASOM, S.L. Selectivity of predator control techniques in South Texas. **The Journal of Wildlife Management** v. 38, n.4, p. 837-944, 1974.
- BECK, B.B.; RAPAPORT, L.G.; PRICE, M.R.S.; WILSON, A.C. Reintroduction of captive born animals. Pages 265–286. In: **Creative conservation: interactive management of wild and captive animals**. (Olney, P. J S.; Mace, G.M.; Feistener, A. T C.) (eds.). Chapman and Hall: New York, USA, 1994.
- BENNETT, S.; DEFLER, T.R. Anotaciones sobre los crácidos del bajo Apaporis en el sureste de Colombia. Pp. 289–297 in Strahl S. D., S. Beaujon, D. M. Brooks, A.J. Begazo, G. Sedaghatkish, & F. Olmos (eds.). **The Cracidae: Their biology and conservation**. Hancock House Publishers, Blaine, Washington, 1997.
- BERNARDO, C.S.S. Abundância, densidade e tamanho populacional de aves e mamíferos cinegéticos no Parque Estadual Ilha do Cardoso, SP, Brasil. **Dissertação de mestrado**, Escola Superior de Agricultura Luis de Queiros, Universidade de São Paulo, 156p, 2004.

- BERTSCH, C.; BARRETO, G.R. Diet of the yellow-knobbed curassow in the Central Venezuelan Llanos. **The Wilson Journal of Ornithology** v. 120, n.4, p. 764-777, 2008.
- BOWKER, G.; BOWKER, C.; BAINES, D. Survival rates and causes of mortality in black grouse *Tetrao tetrix* at lake Vyrnwy, North Wales, UK. **Wildlife Biology** v. 13 n. 3, p. 231-237, 2007.
- BRIGHT, P.W.; MORRIS, P.A. Animal Translocation for Conservation: Performance of Dormice in Relation to Release Methods, Origin and Season. **Journal of Applied Ecology** v. 31, n. 4, p. 699-708, 1994.
- BRITTAS, R.; MARCSTROM, V., KENWARD, R.E.; KARLBOM, M. Survival and breeding success of reared and wild ring-necked-pheasants in Sweden. **The Journal of Wildlife Management** v. 56, p. 368-376, 1992.
- BROCKELMAN, W.Y.; GRIFFITHS, M. Mecanismos de fortalecimento das áreas protegidas. In: **Tornando os parques eficientes: estratégias para conservação da natureza nos trópicos**. Curitiba: Universidade Federal do Paraná. p. 290-304, 2002.
- BROOKS, D.M. Population and ecological parameters of the Chaco Chachalaca (*Oryzopsis canicollis*). p. 412-417 In: Strahl S. D., S. Beaujon, D. M. Brooks, A. J. Begazo, G. Sedaghatkish, & F. Olmos (eds.). **The Cracidae: Their biology and conservation**. Hancock House Publishers, Blaine, Washington, 1997.
- BUNCK, C.M. Analysis of survival data from telemetry projects. **J. Raptor Res.** v. 21, n. 4, p. 132-134, 1987.
- BURGER, L.W., Jr.; SISSON, D.C.; STRIBLING, H.L.; SPEAKE, D.W. 1998. Northern bobwhite survival and cause-specific mortality on an intensively managed plantation in Georgia. **Proceedings of the Annual Conference of the Southeastern Association of Fish and Wildlife Agencies** v 52, p. 174- 190, 2002.
- BURNHAM, K.P.; ANDERSON, D.R. **Model Selection and Multimodel Inference: A Practical Information-Theoretical Approach**. 2 ed. New York: Springer-Verlag, 2002.
- BUTLER, J. R. A.; DU TOIT, J. T.; BINGHAM, J. Free-ranging dogs (*Canis familiaris*) as predator and prey in rural Zimbabwe: threats of competition and disease to large wild carnivores. **Biological Conservation**, v. 115, p. 369-378, 2004.
- CENIBRA-CRAX. Relatório de posição – dezembro de 1990 a novembro de 2000. **Relatório técnico de atividades** – acordo de cooperação técnico-científica CENIBRA-CRAX. 94p, 2001.
- CENIBRA-CRAX. Projeto de reintrodução de aves silvestres na Fazenda Macedônia. **Relatório técnico de atividades** – acordo de cooperação técnico-científica CENIBRA-CRAX. 35p, 2008.
- CONROY, M.J.; CARROLL, J.P. **Quantitative Conservation of Vertebrates**, 1st edition. Wiley-Blackwell Publishing, ISBN 978-1-4051-8228-7 (pb) and 978-1-4051-9098-5(hb). 2009, 336p.
- CÔTÉ, I.M.; SUTHERLAND, W.J. The effectiveness of removing predators to protect bird populations. **Conservation Biology** v. 11, n. 2, p. 395-405, 1997.
- COULSON, J.C.; WOOLLER, R.D. Differential survival rates among breeding Kittiwake gulls *Rissa tridactyla*. **Journal of Animal Ecology** v. 45, p. 205-213, 1976.
- COURCHAMP, F.; CLUTTON-BROCK, T.; GRENFELL, B. Inverse density dependence and the Allee effect. **Trends in Ecology and Evolution** v. 14, p. 405-410, 1999.

- CURIO, E. Behavior as a tool for management intervention in birds. In: Caro, T. (Ed.), **Behavioral Ecology and Conservation Biology**. Oxford University Press, New York, NY, p. 163–187, 1998.
- DIAMOND, J.M.; VEITCH, C.R. Extinctions and introductions in New Zealand avifauna: cause and effect? **Science** v. 211, p. 499-501, 1981.
- DOOSE, F. Análise espaço-temporal de diferentes tipos de uso da terra e as consequências para parâmetros físicos e químicos do solo no domínio da Mata Atlântica, RJ, Brasil. **Dissertação de mestrado**, Universidade de Leipzig, Alemanha, 2009.
- FISCHER, J.; LINDENMAYER, D.B. An assessment of the published results of animal relocations. **Biological Conservation** v. 96, p. 1-11, 2000.
- FREITAS, S.R.; MELLO, M.C.S.; CRUZ, C.B.M. Relationships between Forest structure and vegetation indices in Atlantic Rainforest. **Forest Ecology and Management** v. 218, p.353-362, 2005.
- FREY, S.N.; MAJORS, S.; CONOVER, M.R.; MESSMER, T.A.; MITCHELL, D.L. Effect of predator control on ring-necked pheasant populations. **Wildlife Society Bulletin** v. 31, n. 3, p. 727-735, 2003.
- GALETTI, M.; SAZIMA, I. Impacto of feral dogs in an urban Atlantic Forest fragment in southeastern Brazil. **Natureza & Conservação** v. 4, n. 1, p. 146-151, 2006.
- GATTO, C.A.F.R.; DEVELEY, P.F.; GOERCK, J. Avaliação populacional, parâmetros demográficos e associações de habitat de *Crax blumenbachii* na região da Reserva Biológica de Una, Bahia. **Relatório técnico enviado à Fundação Biodiversitas/ CEPAN**, 2007.
- GOMES, M.A. Ecologia e conservação de anfíbios anuros e répteis em uma paisagem fragmentada: Quais fatores limitam a ocorrência das espécies nos fragmentos. **Tese de doutorado**, Universidade Estadual do Rio de Janeiro, RJ, Brasil. Em fase de elaboração.
- GREENWOOD, P.J. Mating systems, philopatry and dispersal in birds and mammals. **Animal Behavior** v. 28, p. 1140-1162, 1980.
- HAYES, F.E.; SHAMEERUDEEN, C.L.; SANASIE, B.; HAYES, B.D.; RAMJOHN, C.L.; LUCAS, F.B. Ecology and behaviour of the critically endangered Trinidad piping-guan *Aburria pipile*. **Endangered species research** v. 6, p. 223-229, 2009.
- HILL, D.L.; ARANIBAR-ROJAS, H., MACLEOD, R. Wattled curassows in Bolivia: abundance, habitat use, and conservation status. **Journal of Field Ornithology** v. 79, n. 4, p. 345-351, 2008.
- HINES, J.E. Survival and reproduction of dispersing blue grouse. **The Condor** v. 88, n. 1, p. 43-49, 1986.
- HUTCHINS, M.; SHEPPARD, C.; LYLES, A.M.; CASEDI, G. Behavioral considerations in the captive management, propagation, and reintroduction of endangered birds. In: Gibbons, E.F.; Durrant, B.S.; Demarest, J. (Eds.), **Conservation of Endangered Species in Captivity: An Interdisciplinary Approach**. State University of New York Press: Albany, NY, p. 263–289, 1995.
- IBAMA. **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., 2004.
- IUCN 2009. 2009 **IUCN Red List of Threatened Species**. Disponível em <<http://www.redlist.org/search/>>. Acesso em 13/10/2009.
- KAPLAN, E. L.; MEIER P. Nonparametric estimation from incomplete observations. **Journal of the American Statistical Association** v. 53, p. 457-48, 1958.

- KENWARD, R.E. **A manual of wildlife radio tagging** (biological techniques). Academic Press. 2000, 311p.
- KLEIMAN, D.G. Reintroduction of captive mammals for conservation. **BioScience** v. 39, p. 152-161, 1989.
- KREBS, J.R.; DAVIES, N.B. **An introduction to behavioural ecology**. 3. ed. Blackwell, Oxford. Blackwell, 2005, 420p.
- KREGER, M.D.; HATFIELD, J.S.; ESTEVEZ, I.; GEE, G.F.; CLUGSTON, D.A. The effects of captive rearing on the behavior of newly-released whooping cranes (*Grus Americana*). **Applied Animal Behavior Science** v. 93, p. 165-178, 2005.
- KURTZ, B.C.; ARAÚJO, D.S.D. Composição florística e estrutura do componente arbóreo de um trecho de Mata Atlântica da Estação Ecológica do Paraíso, Cachoeiras de Macacu, Rio de Janeiro, Brasil. **Rodriguésia** v. 51, p. 69–112, 2000.
- KURZEJESKI, E.W.; ROOT, B.G. Home range, movements, and habitat use by reintroduced ruffed grouse in northern Missouri. **Wildlife Society Bulletin** v. 17, p. 106–111, 1989.
- LACERDA, A.C.R. Análise de ocorrência de *Canis familiaris* no Parque Nacional de Brasília: influência da matriz, monitoramento e controle. **Dissertação de mestrado**. Brasília, Distrito Federal, Universidade de Brasília, 2002.
- LEBRETON, J.D.; BURNHAM, K.P.; CLOBERT, J.; ANDERSON, D.R. Modelling survival and testing hypothesis using marked animals: a unified approach with case studies. **Ecological Monographs** v. 62, p. 67-118, 1992.
- LEBRETON, J.D.; PRADEL, R.; CLOBERT, J. The statistical analysis of survival in animal populations. **Trends in Ecology and Evolution** v. 8, n. 3, p. 91-95, 1993.
- LIMA, G.S.; RIBEIRO, G.A.; GONÇALVES, W. Avaliação da efetividade de manejo das unidades de conservação de proteção integral em Minas Gerais. **Revista Árvore** v. 29, n. 4, p. 647-653, 2005.
- LONDOÑO, G.A.; MUÑOZ, M.C.; RIOS, M.M. Density and natural history of the sickled-winged guan *Chamaepetes goudotti* in the central Andes, Colombia. **The Wilson Journal of Ornithology** v. 119, n. 2, p. 228-238, 2007.
- LONG, J.L. **Introduced birds of the world: the worldwide history, distribution and influence of birds introduced to new environments**. New York: Universe Books, 1981.
- MALLET-RODRIGUES, F.; NORONHA, M.L.M. Birds in the Parque Estadual dos Três Picos, Rio de Janeiro State, Southeast Brazil. **Cotinga** v. 31, p. 96-107, 2009.
- MANOR, R.; SALTZ, D. The impact of free-roaming dogs on gazelle kid/ female ratio in a fragmented area. **Biological Conservation** v. 119, p. 231-236, 2004.
- MARCSTROM, V.R.; KENWARD, R.E.; KARLBOM, M. Survival of ring-necked pheasants with backpacks, necklaces, and leg bands. **The Journal of Wildlife Management** v. 53, p. 808-810, 1989.
- MARTINEZ-MORALES, M.A. Conservation status and habitat preferences of the Cozumel Curassow. **The Condor** v. 101, p. 14–20, 1999.
- MCLEAN, I.G.; LUNDIE-JENKINS, G.; JARMAN, P.J. Teaching and endangered mammal to recognize predators. **Biological Conservation** v. 75, p. 51-62, 1996.
- MCLENNAN, J.A.; POTTER, M.A.; ROBERTSON, H.A.; WAKE, G.C.; COLBOURNE, R.; DEW, L.; JOYCE, L.; MCCANN, A.J.; MILES, J.; MILLER, P.J.; REID, J. Role of predation in the decline of Kiwi *Apteryx spp.* in the New Zealand. **New Zealand Journal of Ecology** v. 20, p. 27-35, 1996.
- MESSMER, T. A.; BRUNSON, M. W.; REITER, D.; HEWITT, D.G. United States public attitudes regarding predators and their management to enhance avian recruitment. **Wildlife Society Bulletin** v.27, p. 75-85, 1999.

- METZGAR, L.H. Home range shape and activity in *Peromyscus leucopus*. **Journal of Mammalogy** v. 54, p. 383-390, 1973.
- MILLER, D.A.; BURGER, L.W.; LEOPOLD, B.D.; HURST, G.A. Survival and Cause-Specific Mortality of Wild Turkey Hens in Central Mississippi. **The Journal of Wildlife Management** v. 62, n 1, p. 306-313.
- MONTADERT, M.; LEONARD, P. Survival in an expanding hazel grouse *Bonasa bonasia* population in the southeastern French Alps. **Wildlife Biology** v. 9, p. 357-364, 2003.
- MUÑOZ, M.C.; KATTAN, G.A. Diets of Cracids: how much do we know? **Orn. Neotrop.** v. 18, p. 21-36, 2007.
- MUSIL, D.D.; CONNELLY, J.W.; KERRY, P.R. Movements, survival, and reproduction of sage grouse translocated into central Idaho. **The Journal of Wildlife Management** v. 57, p. 85-91, 1993.
- OLIVEIRA-FILHO, A.T.; FONTES, M.A.L. Patterns of Floristic Differentiation among Atlantic Forests in Southeastern Brazil and the Influence of Climate. **Biotropica** v. 32, n. 4b, p. 793-810, 2000.
- OTTONI, I.; OLIVEIRA, F.R.; YOUNG, R.J. Estimating the diet of urban birds: the problems of anthropogenic food and food digestibility. **Applied Animal Behaviour Science** v. 117, p. 42-46, 2009.
- PALMER, W.E.; WELLENDORF, S.D. Effects of radio-transmitters on bobwhite survival and recovery rates. **The Journal of Wildlife Management** v. 71, p. 1281-1287, 2007.
- PEDREIRA, B.C.C.G.; FIDALGO, E.C.C.; ABREU, M.B. Mapeamento do uso e cobertura da terra da bacia hidrográfica do rio Guapi-Macacu, RJ. In: **Anais do Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto**, Natal, RN, Brasil. Anais...Natal: INPE, p. 2111-2118, 2009.
- PERES, C.A.; LAKE, I.R. Extent of non-timber resource extraction in tropical forests: accessibility to game vertebrates by hunters in the Amazon Basin. **Conservation Biology** v. 17, n. 2, p. 521-535, 2003.
- PERES, C.A. Synergistic effects of subsistence hunting and habitat fragmentation on Amazonian forest vertebrates. **Conservation Biology** v. 15, n. 6, p. 4190-1505, 2001.
- PERRY, D.; PERRY, G. Improving interaction between animal rights groups and conservation biologists. **Conservation Biology** v. 22, n. 1, p. 27-35, 2008.
- PIMENTEL, L.S.; PAULA, R.B.; PISSINATTI, A.; RUBIÃO, E.C.N. Inventário de mamíferos selvagens na Reserva Ecológica de Guapiaçu (REGUA). In: **I e II Fórum de Produção Acadêmica do Centro de Ciências Biomédicas / FESO**, 2005, Teresópolis. Cadernos Técnicos em Saúde. Teresópolis : Papel Virtual Editora, v. 1. p. 83-83, 2005.
- PIMENTEL, L.S.; OLMOS, F. The birds of Reserva Ecológica Guapiaçu (REGUA), Rio de Janeiro, Brazil. **Cotinga**: submetido.
- POLLOCK, K.H.; WINTERSTEIN, S.R.; BUNCK, C.M.; CURTIS, P.D. Survival analysis in telemetry studies: the staggered entry design. **Journal of Wildlife Management** v. 53, p. 7-15, 1989.
- PRATOLONGO, F.A. 2004. Dispersión, supervivencia y reproducción de la pava aliblanca *Penelope albigennis* TACZANOWSKI 1877 (CRACIDAE) reintroducida a su hábitat natural en Perú. **Ecología Aplicada** v. 3, p. 112-117.

- PRIMO, P. B. S.; PELLENS, R. A situação atual das unidades do Estado do Rio de Janeiro. In: **ANAIS DO CONGRESSO BRASILEIRO DE UNIDADES DE CONSERVAÇÃO**, 2, 2000, Campo Grande. Trabalhos Técnicos, Campo Grande: 2000. v.2. p. 628-637. PRIMO, P.B.S.; PELLENS, R. A situação atual das unidades do Estado do Rio de Janeiro. In: **ANAIS DO CONGRESSO BRASILEIRO DE UNIDADES DE CONSERVAÇÃO**, 2, 2000, Campo Grande. Trabalhos Técnicos, Campo Grande v.2. p. 628-637, 2000.
- RESERVA ECOLÓGICA DE GUAPIAÇU (REGUA); PREFEITURA MUNICIPAL DE CACHOEIRAS DE MACACU (PMCM). **Agenda 21 de Cachoeiras de Macacu, RJ, Brasil**. Gráfica Nacif: Nova Friburgo, Brasil, 2008.
- RESOURCES INVENTORY COMMITTEE (RIC), 1998. Wildlife radio-telemetry. Standards for components of British Columbia's biodiversity, n. 5, 118 p. Disponível em: <<http://www.for.gov.bc.ca/ric>>. Acesso em 17/02/2006.
- RIOS, M.M.; LONDOÑO, G.A.; MUÑOZ, M.C. Densidad poblacional y historia natural de la pava negra (*Aburria aburri*) em los Andes centrales de Colombia. **Ornitologia neotropical** v. 16, p. 205-217, 2005.
- SÁ, R.M.L. **Manejo de fauna na reserve Xavante Rio Das Mortes**, MT: cultura indígena e método científico integrados para a conservação. Brasília WWF. 68p. Série técnica n. 4, 2000.
- SCHLOEGEL, L.M.; DASZAK, P.; NAVAS, A. Medicina da conservação: buscando causas e soluções práticas para doenças infecciosas emergentes. **Natureza & Conservação** v. 3, p. 29-41, 2005.
- SHAFFER, M.L. Minimum Population Sizes for Species Conservation. **BioScience**, v. 31, n. 2, p. 131-134, 1981.
- SHORT, J.; BRADSHAW, S.D.; GILES, J.; PRINCE, R.I.T.; WILSON, G.R. Reintroduction of macropods (Marsupialia: Macropodoidea) in Australia—a review. **Biological Conservation** v. 62, p. 189–204, 1992.
- SICK, H. Notes on Brazilian cracids. **The Condor** v. 72, n. 1, p. 106-108, 1970.
- SIGRIST, T. **Guia de campo Aves Brasilis** – Avifauna brasileira: descrição das espécies. São Paulo: Avis Brasilis, 2009.
- SILVA, J.L.; STRAHL, S.D. Human impact on populations of chachalacas, guans and curassows (Galliformes: Cracidae) in Venezuela. In: **Neotropical Wildlife Use and Conservation**. Eds. Robinson, J. G. & Redford, K. H. Univ. of Chicago Press, Chicago, p. 37-52, 1991.
- SILVA, J.; STRAHL, S. Presión de caza sobrepoblaciones de crácidos en los parques nacionales al norte de Venezuela. In: Strahl, S.D.; Beaujon, S.; Brooks, D.M.; Begazo, A.; Sedaghatkish, J.G.; Olmos, F. (eds.). **The Cracidae: Their biology and conservation**. Hancock House Publishers, Blaine, Washington, p. 437–448, 1997.
- SMALL, R.J.; HOLZWART, J.C.; RUSCH, D.H. Are ruffed grouse more vulnerable to mortality during dispersal? **Ecology** v.74, n.7, p. 2020-2026, 1993.
- SNYDER, N.; DERRICKSON, S.; BESSINGER, S.R.; WILEY, J.W.; SMITH, T.B.; TOONE, W.D.; MILLER, B. Limitations of captive breeding in endangered species recovery. **Conservation Biology** v. 10, p. 338–348, 1996.
- SOKAL, R.R.; ROHLF, F.J. **Biometry: the principles and practice of statistics in biological research**. 3rd edition. W. H. Freeman and Co.: New York. 887 pp., 2005.
- SOUTHGATE, R. Why reintroduce the bilby? In: M. Serena (ed.). **Reintroduction biology of Australian and New Zealand fauna**. Surrey Beatty & Sons: Chipping Norton, 1995.

- STAMPS, J.A. Habitat selection by dispersers: integrating proximate and ultimate approaches. In: **Dispersal** (Clobert, J.; Danchin, A.A.; Nichols, J.D. (eds.), p. 230-242, 2001;
- STAMPS, J.; SWAISGOOD, R. Someplace like home: experience, habitat selection and conservation biology. **Applied Animal Behaviour Science** v. 102, n. 3, p. 392-409, 2007.
- STEPHENS, P.A.; SUTHERLAND, W.J. Consequences of the Allee effect for behaviour, ecology and conservation. **Trends in Ecology and Evolution** v.14, p. 401-405, 1999.
- STEPHENS, P.A.; SUTHERLAND, W.J., FRECKLETON, R.P. What is an Allee effect? **Oikos** v. 87, p. 185-190, 1999.
- SWINGLAND, I.R.; GREENWOOD, P.J. **The ecology of animal movement**. Clarendon, Oxford, England, 1983.
- TERHUNE, T.M.; SISSON, D.C.; GRAND, J.B.; STRIBLING, H.L. Factors influencing survival of radiotagged and banded northern bobwhites in Georgia. **The Journal of Wildlife Management** v. 7, n.4, p. 1288–1297, 2007.
- THOMPSON, F.R.; FRITZWELL, E.K. Habitat use, home range, and survival of territorial male ruffed grouse. **The Journal of Wildlife Management** v. 53, n. 1, p. 15-21, 1989.
- TWEED, E.J.; FOSTER, J.T.; WOODWORTH, B.L.; OESTERLE, P.; KUEHLER, C.; LIEBERMAN, A.A.; POWERS, A.T.; WHITAKER, K.; MONAHAN, W.B.; KELLERMAN, J.; TELFER, T. Survival, dispersal, and home-range establishment of reintroduced captive-bred puaiohi, *Myadestes palmeri*. **Biological Conservation** v. 111, p. 1-9, 2003
- TORRES, B. Densidades poblacionales de La comunidad de crácidos en el Parque Nacional Manú (Perú). In: Strahl S. D., S. Beaujon, D. M. Brooks, A. J . Begazo, G. Sedaghatkish, & F. Olmos (eds.). **The Cracidae: Their biology and conservation**. Blaine, Washington, Hancock House Publishers, 1997, p. 376–379.
- VALUTIS, L.L.; MARZLUFF, J.M. The appropriateness of puppet-rearing birds for reintroduction. **Conservation Biology**. v. 13, n. 3, p. 584-591, 1999.
- VAN HEEZIK, Y.; SEDDON, P.J.; MALONEY, R.F. Helping reintroduced houbara bustards avoid predation: effective anti-predator training and the predictive value of pre-release behavior. **Animal Conservation** v. 2, p. 155-163, 1999.
- VAN VUREN, D. Mammalian dispersal and reserve design. In: **Behavioral ecology and conservation biology**. (Caro, T.) (ed). Pp. 369-393, Oxford University Press: New York, USA, 1998.
- WALLACE, M.P.; TEMPLE, S.A. Releasing captive-reared Andean condors to the wild. **The Journal Of Wildlife Management** v. 51, n. 3, p. 541-550, 1987.
- WHITE, G.C.; BURNHAM, K.P. **Program MARK: survival estimation from populations of marked animals**. Colorado State University, Fort Collins, Colorado, USA, 1997.
- WHITE, G.C.; GARROT, R.A. **Analysis of wildlife radio-tracking data**. Academic Press, San Diego, 1990, 383 p.
- WHITESIDE, R. W.; GUTHERY, F. S. Ring-necked pheasant movements, home ranges, and habitat use in west Texas. **The Journal of Wildlife Management** v. 47, p.1097–1104, 1983.
- WILSON, R.J.; DROBNEY, R.D.; HALLETT, D.L. Survival, dispersal, and site fidelity of wild female ring-necked pheasants following translocation. **Journal of Wildlife Management** v. 56, p. 79–85, 1992.

WPA/IUCN (World Pheasant Association; IUCN/SSC Re-introduction Specialist Group). **Guidelines for the Re-introduction of Galliformes for Conservation Purposes**. Gland, Switzerland: IUCN and Newcastle-upon-Tyne, UK: World Pheasant Association, 2009, 86 p.

CAPÍTULO 3

TAMANHO DA ÁREA DE VIDA, MOVIMENTAÇÃO E INTERAÇÃO SOCIAL DE MUTUNS-DO-SUDESTE *Crax blumenbachii* REINTRODUZIDOS NA RESERVA ECOLÓGICA DE GUAPIAÇU, RJ, BRASIL

Resumo

Informações sobre o tamanho da área de vida de um animal e sua movimentação na paisagem são essenciais para delinear ações adequadas, que visem a melhoria do estado de conservação da população em questão. O mutum-do-sudeste *Crax blumenbachii* (Galliformes, Cracidae) é endêmico da parte sudeste da Mata Atlântica brasileira, e atualmente é considerado “em perigo” de extinção, devido principalmente à caça e à destruição do habitat. Entre 2006 e 2008, a área de vida de 25 indivíduos reintroduzidos na Reserva Ecológica de Guapiáçu (REGUA, RJ, Brasil) foi estimada, utilizando-se a técnica de telemetria. As análises foram feitas com auxílio dos programas Ranges 8 e ArcGis 9.2. Mutuns ocorreram com mais frequência próximos a algum curso d’água, como reportado para outras espécies de cracídeos. Em média, a área de vida de mutuns-do-sudeste foi de 125 ha e deslocaram-se, no máximo, a uma distância de 12 km do local da liberação. Não houve diferenças na distância de deslocamento de machos e fêmeas ($F=0,97$, $p=0,65$). O tamanho da área de vida de mutuns foi similar à espécies de galiformes com massa corpórea semelhante; a massa corpórea de galiformes teve relação com o tamanho da área de vida (R^2 ajustado= 0,37, $F=17,8$, $p<0,0002$). Foi encontrada relação entre o tamanho de área de vida de mutuns e a idade ($F=15,9$, $p<0,0003$). A maioria dos jovens apresentou tamanho médio de área de vida entre 51 e 100 ha, enquanto indivíduos na fase adulta utilizaram uma área maior, entre 201 e 250 ha, em média. Não houve fidelidade à área de vida, considerando-se períodos consecutivos, mas a movimentação durante os 11 primeiros meses indicou que a fase de estabelecimento se iniciou cerca de um ano após a liberação, coincidindo com a época de maturidade sexual. Houve a formação de três casais após os mutuns atingirem a maturidade sexual, sendo que um casal estava associado desde a fase jovem. Em várias situações, foi avistado um macho adulto interagindo com várias fêmeas, sugerindo um possível sistema poligâmico. Os dados obtidos podem ser utilizados para delinear futuros projetos com os mutuns na REGUA, bem como para o planejamento de ampliação dos limites da reserva e de criação de outras áreas protegidas na região. Além disso, podem servir para a comparação com futuros projetos, que visem o monitoramento de populações de mutuns-do-sudeste, autóctones e reintroduzidas.

Palavras-chave: Cracidae. Estabelecimento. Fidelidade local. Galliformes. Mata Atlântica. Movimentação. Reintrodução. Rádio-telemetria.

1. Introdução

O uso do espaço por animais é o resultado da combinação de diversos fatores internos (como a morfologia, as condições fisiológicas, a dieta, a idade e o status social do indivíduo) e fatores externos, como a distribuição e disponibilidade de recursos no ambiente (tais como alimento, parceiro e locais para nidificar) (CODY, 1985; KREBS; DAVIES, 1993; BADYAEV *et al.*, 1996).

A área de vida de um animal pode ser definida simplesmente como “a área repetidamente atravessada pelo indivíduo” (DONCASTER; MACDONALD, 1991). Os limites de uma área de vida frequentemente são difusos e difíceis de serem determinados, pois são provavelmente imprecisos, até mesmo para os animais (GAUTESTAD; MYSTERUD, 1995).

O tamanho da área de vida de um indivíduo já foi relacionado com a massa corpórea do animal, bem como com o nível trófico (relacionado aos requerimentos energéticos), latitude e interações com vizinhos de mesma espécie (MCNAB, 1963; JETZ *et al.*, 2004). As espécies de mamíferos de grande porte utilizaram áreas de vida maiores que as previstas pelas necessidades energéticas, pois houve sobreposição de áreas de vida e, conseqüentemente, compartilharam recursos com vizinhos de mesma espécie (JETZ *et al.*, 2004).

Houve uma relação positiva entre o gasto diário de energia e tamanho de área de vida de diversas aves (MACE; HARVEY, 1983). A variação no tamanho de área de vida de galliformes já foi relacionada com as mudanças na disponibilidade de frutos (PARRA *et al.*, 2001; BERNAL; MEJÍA, 1995; SANTAMARIA; FRANCO, 2000), água (MARTINEZ-MORALES, 1999) e com atividades reprodutivas, como a procura por parceiro e o local para nidificação (BADYAEV *et al.*, 1996). Porém, não há padronização dos métodos utilizados para estimativa de áreas de vida de cracídeos, sendo difícil a comparação entre espécies. Todos os métodos utilizados para quantificar o tamanho de área de vida possuem problemas associados e não há um método recomendado que seja o melhor para qualquer pesquisa (WHITE; GARROT, 1990; POWELL, 2000; KENWARD, 2001).

A movimentação dos animais na paisagem pode ser aleatória ou ser relacionada a uma decisão comportamental (IMS, 1995). Assim como em outros estudos, Hoover (2003) demonstrou que algumas aves retornaram a um local anteriormente ocupado, baseando-se em experiências prévias. Desta forma, houve

fidelidade à área de vida (retorno a uma área utilizada previamente, *sensu* GREENWOOD, 1980, em oposição ao conceito de dispersão, que pode ser definida como o movimento para uma área não sobreposta à anterior, *sensu* VAN VUREN, 1998).

A escolha por retornar a um local pode influenciar a sobrevivência, a fecundidade, a dinâmica populacional, e até mesmo a variabilidade genética entre populações (LANDE; BARROWCLOUGH, 1987). Análises de interação dinâmica entre indivíduos, que levam em conta o fator temporal, juntamente com o grau de fidelidade à área de vida, podem ser um indicativo de estabelecimento de território (POWELL, 2000). O território pode ser definido como uma área que contém recursos limitados, defendida através de um comportamento agressivo ou de sinais, orientados espacialmente (BORGER *et al.*, 2008). Este deve ser grande o bastante para prover requerimentos energéticos necessários à sobrevivência do indivíduo, porém pequena o suficiente para o animal protegê-la de outros indivíduos da mesma espécie (BUSKIRK, 2004).

Muitas espécies desenvolvem mapas cognitivos da área onde vivem, o que permite a distinção entre locais com diferentes características, a localização dos recursos alimentares e de áreas de vida de indivíduos de mesma espécie, bem como rotas de fuga e deslocamento (PETERS, 1978; POWELL, 2000). Acredita-se que esta familiaridade com a área de vida aumenta as chances de sobrevivência e melhora a habilidade do indivíduo se deslocar pelo ambiente, forragear em locais com maior abundância de alimento e evitar ou escapar de predadores com mais eficiência (STAMPS, 1995). O mapa cognitivo de um indivíduo muda com o tempo, em função da disponibilidade de recursos que também varia temporalmente (POWELL, 2000).

Ao reintroduzir uma espécie, os indivíduos são induzidos a procurar por um novo habitat e estabelecer-se no local escolhido, por um determinado período de tempo ou tempo indefinido (STAMPS, 2001). Assim, a movimentação de animais reintroduzidos pode ser uma informação utilizada no planejamento de reservas, visando maior efetividade destas na garantia de recursos necessários à sobrevivência e à reprodução (VAN VUREN, 1998).

A reintrodução de mutuns-do-sudeste na Reserva Ecológica de Guapiaçu (REGUA, RJ, Brasil) teve início em agosto de 2006. Foi o primeiro programa de reintrodução de mutuns-do-sudeste no estado do Rio de Janeiro e também o primeiro a utilizar a técnica de telemetria para obtenção de dados na fase pós-liberação.

O mutum-do-sudeste é endêmico da parte sudeste da Mata Atlântica brasileira, originalmente ocupando cerca de 140 mil km², que abrangia do sul da Bahia ao Rio de Janeiro e leste de Minas Gerais, em cotas altimétricas em geral até 500 m de altitude (IBAMA, 2004). Esta ave cinegética possui de 3 a 4 kg e atualmente é considerada “em perigo” de extinção, devido principalmente à caça e à destruição do habitat (IBAMA, 2004; IUCN, 2009). Estimativas populacionais sugerem no máximo 250 mutuns-do-sudeste na natureza, divididos em pelo menos quatro populações isoladas na Bahia e três no Espírito Santo (IBAMA 2004).

A reintrodução desta espécie ocorreu em três locais em Minas Gerais na década de 90, com a transferência de aves do criadouro científico CRAX (Contagem, MG, Brasil). Houve o monitoramento das populações reintroduzidas, através de registros visuais de pesquisadores e/ou funcionários treinados (AZEREDO; SIMPSON 2004; CENIBRA-CRAX, 2008).

Neste capítulo, os objetivos foram (1) estimar o tamanho da área de vida de mutuns-do-sudeste, levando em consideração a idade, o sexo, o tempo de monitoramento, o comportamento dominante/ submisso e manso/arisco; (2) analisar a movimentação de mutuns após a liberação e verificar possível diferença entre sexos; (3) verificar se indivíduos adultos mantiveram a mesma área de vida de quando jovens e se mantiveram a mesma área de vida quando outros indivíduos foram liberados; (4) descrever interação social, ou seja, se houve interação entre os indivíduos soltos, como a formação de casais.

2. Material e métodos

2.1. Área de estudo

A Reserva Ecológica de Guapiaçu (REGUA, Zona 23K, Córrego Alegre, UTM N 7.515.700 m, L 728.783 m, Cachoeiras de Macacu, RJ, Brasil) possui cerca de 7.200 ha de Mata Atlântica Ombrófila Densa (Nicholas Locke, informação verbal), inseridos na Serra do Mar, abrangendo floresta montana, submontana e de baixada (OLIVEIRA-FILHO; FONTES, 2000).

A maior parte da REGUA compreende áreas de mata (94,78%), o que contribui na composição de um corredor entre áreas de unidades de conservação na Bacia Hidrográfica Guapi-Macacu (REGUA; PMCM, 2008, PEDREIRA *et al.*, 2009).

Compreende altitudes de 20 a cerca de 2.000 m de altitude, sendo que acima de 400 m de altitude a mata da REGUA sobrepõe-se ao Parque Estadual dos Três Picos, que é a maior unidade de conservação do Rio de Janeiro (58.799,83 ha, segundo o Instituto Estadual do Meio Ambiente – INEA, RJ, Brasil).

A precipitação pluviométrica anual durante a época do estudo foi de 2.600 mm (DOOSE, 2009). O período mais chuvoso (> 200 mm mensais) e quente (mínima de 14° e máxima de 37°) estendeu-se entre os meses de novembro a abril, enquanto o período seco (< 200 mm mensais) e frio (mínima de 9° e máxima de 14°) estendeu-se entre os meses de maio a outubro (DOOSE, 2009).

No Plano de Ação para a conservação de *C. blumenbachii*, indica-se a REGUA como um dos potenciais locais para a reintrodução da espécie (IBAMA, 2004), pois a região da reserva possui uma extensa área de baixada (< 500 m de altitude), que provavelmente foi habitat de mutuns-do-sudeste até o início do século passado (IBAMA, 2004). A ação de caçadores e o ciclo de desmatamentos, sofrido pela região no século XX, extinguiram várias espécies, como antas *Tapirus terrestris*, queixadas *Tayassu pecari*, jacutingas *Aburria jacutinga*, além da ave objeto deste estudo.

No entorno da reserva, a grande maioria dos fragmentos florestais situa-se no interior de pequenas propriedades, entre 100 e 200m de altitude, cercada por plantações e pastagens (FREITAS *et al.*, 2005).

Na REGUA já foram registradas 447 espécies de aves, havendo três espécies de populações autóctones da ordem Galliformes (os jacus *Penelope obscura* e *P. superciliaris*, e o uru *Odontophorus capueira*) (MALLET-RODRIGUES; NORONHA, 2009, PIMENTEL; OLMOS, submetido).

2.2. Obtenção das localizações

Para localizar cada animal, foi utilizado o protocolo padrão de triangulação (WHITE; GARROT, 1990; RIC, 1998; KENWARD, 2000). As localizações foram calculadas a partir de dois ou mais azimutes, obtidos em até 60 minutos.

As localizações do animal, a partir dos azimutes, foram estimadas ainda em campo, com auxílio do programa Locate III (NAMS, 1990), instalado em um computador de mão (palmtop Zion 32®). Quando três ou mais azimutes foram

considerados, uma elipse de erro com 95% de probabilidade de acerto foi estimada, através do estimador de máxima verossimilhança (M.L.E.).

Todos os ângulos obtidos com a bússola foram diminuídos em 23°, valor este correspondente à declinação magnética, estimada através de informações da carta topográfica de 1974 do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (Cartas Teresópolis e Nova Friburgo).

As localizações de cada uma das aves reintroduzidas foram obtidas em média três vezes por semana, mas este número variou principalmente em decorrência da acessibilidade ao local em que o animal se encontrava e do número de animais monitorados no período em questão.

Todos os animais foram localizados num espaço curto de tempo (tempo mínimo da coleta de dados entre dois azimutes foi de 3 minutos e máximo de 20 minutos, variando devido ao tipo de locomoção utilizado pelo pesquisador). Cada dia de localização foi iniciado com um indivíduo diferente, para evitar que a mesma ave fosse localizada sempre numa mesma hora do dia (entre 06:00 e 17:00h).

A análise de auto-correlação foi utilizada para verificar qual o intervalo ótimo de coleta de dados, de modo que as localizações fossem independentes espacialmente (SWIHART; SLADE, 1985).

A fim de se medir a acurácia das localizações, foi obtida a média do tamanho das elipses de erro e os desvios-padrão dos azimutes (WHITE; GARROT, 1990).

Os dados foram coletados por um só pesquisador, de agosto de 2006 a maio de 2007, e por duas pessoas a partir de maio de 2007.

2.3. Distâncias mensais movidas após a liberação

As análises foram feitas no programa Ranges 8 (KENWARD *et al.*, 2008), considerando-se 25 indivíduos soltos em 2006 e 2007 (15 fêmeas, 10 machos, Figura 1), em um período de 25 meses de estudo. Todos os indivíduos foram soltos quando eram jovens (< 30 meses), e 10 deles (5 fêmeas e 5 machos) foram também monitorados após atingirem a idade adulta. Foram excluídas as aves que morreram em até um mês após a liberação na mata.

As distâncias (m) em linha reta entre o local de liberação e cada localização de um indivíduo foram medidas. A média destas distâncias foi obtida em cada mês,

juntando-se os dados de todos os indivíduos ($n=25$) e separando-se por machos ($n=10$) e fêmeas ($n=15$).

A análise de variância de medidas repetidas (ANOVA MR) foi utilizada para testar se houve diferença significativa entre as distâncias movidas por machos e fêmeas ao longo do tempo (WEINFURT, 2000; QUINN; KEOUGH, 2006).

2.4. Seleção de métodos para a estimativa do tamanho da área de vida

Existem vários métodos para estimar o tamanho da área de vida, sendo que os principais baseiam-se nas densidades das localizações (como as elipses, médias harmônicas, kernel) ou na ligação entre as localizações (como o mínimo polígono convexo e “neighbour linkage”) (KENWARD *et al.*, 2001). A análise feita com o método “neighbour-linkage” levou em consideração as distâncias mínimas de ligação entre as localizações, formando-se polígonos sem a tendência de englobar áreas vizinhas não utilizadas (KENWARD *et al.*, 2001; KENWARD *et al.*, 2008).

Os métodos utilizados nas estimativas de tamanho de área de vida de galiformes variaram (vide item 3.4), sendo difícil a comparação entre as espécies. Assim, optou-se por calcular o tamanho da área de vida de mutuns com estes diferentes métodos, para verificar se houve diferença entre as estimativas, utilizando-se o mesmo conjunto de dados de localizações de mutuns-do-sudeste.

Os métodos considerados foram: mínimo polígono convexo (MPC, incluindo 100% e 95% das localizações) (MOHR, 1947), kernel fixo (KF, incluindo 95% das localizações), kernel adaptativo (KA, incluindo 95% das localizações) (WORTON, 1989) e método de “neighbour linkage” (NL, incluindo 95% das localizações) (KENWARD *et al.*, 2001).

Para demonstrar se existiu diferença entre o tamanho de área de mutuns estimado por diferentes métodos foi utilizado o teste de Kruskal-Wallis (PAGANO; GAUVREAU, 2006). O critério para a escolha do método que melhor representou a estimativa de tamanho de área de vida de mutuns foi a baixa sensibilidade a valores extremos e a baixa amplitude dos resultados.

Uma vez definido o método que melhor representou o tamanho de área de vida de mutuns-do-sudeste reintroduzidos na REGUA, o segundo passo foi aplicar diferentes métodos de exclusão dos valores extremos, de maneira objetiva, baseando-se nas distâncias das localizações (método de “Outlier Restricted Edge

Polygons” ou OREP) (KENWARD *et al.*, 2008). Assim, as localizações mais distantes foram excluídas com base em distâncias ao vizinho mais próximo (“nearest neighbour distances” ou NNED) ou com base em distâncias calculadas pelo estimador kernel (“kernel exclusion distances” ou KED). Foi aplicado um processo de exclusão de 5% das localizações mais distantes, bem como um processo de repetição (iterativo) que excluiu as localizações mais extremas, cujas distâncias excederam o nível $\alpha=0,1\%$, até todas as distâncias serem contidas no nível α de distribuição normal (KENWARD *et al.*, 2008).

As diferentes técnicas de exclusão de valores extremos foram comparadas através do teste de Kruskal-Wallis, sendo escolhida a técnica que gerou resultados com menor amplitude. A estimativa do tamanho da área de vida de mutuns-do-sudeste reintroduzidos na REGUA foi, portanto, baseada num critério conservativo e representou o tamanho mínimo de área utilizada por estas aves.

2.5. Fatores relacionados ao tamanho da área de vida

A análise de covariância (ANCOVA) foi empregada para testar se a variável-resposta “tamanho de área de vida” apresentou diferença significativa quando considerado o fator “sexo” e as covariáveis “idade” (em meses) e “tempo de monitoramento” (em meses) (QUINN; KEOUGH, 2006). As variáveis contínuas foram transformadas em logaritmo natural para garantir a homocedasticidade dos dados (SOKAL; ROHLF, 1995; QUINN; KEOUGH, 2006).

A variável “índice de dominância” foi correlacionada com o tamanho de área dos indivíduos (Correlação de Spearman), esperando-se que indivíduos com índice baixo de dominância (ou seja, submissos) apresentassem tamanho maior de área de vida, pois teriam que se deslocar mais para procurar áreas que não fossem ocupadas por indivíduos dominantes.

Para determinar índices de dominância, 40 mutuns-do-sudeste foram observados no viveiro da REGUA, a fim de identificar indivíduos submissos e dominantes (capítulo 1, tabela 2). Para tal, o método utilizado foi o “scan sampling” (LEHNER, 1996), em que se anotou qualquer comportamento associado à dominância e à submissão, em um ponto predeterminado no tempo (no caso, a cada dois minutos). As aves foram observadas em períodos diferentes do dia, para minimizar viés nos resultados.

Foi estimado um índice de dominância para cada indivíduo observado, que foi considerado como a razão entre o número de vitórias e número total de interações com outros indivíduos (LEHNER, 1996).

O tamanho de área de vida de indivíduos que se associaram a quintais (denominados “mansos”, como no capítulo 2) foi comparado com o de indivíduos que permaneceram em áreas de mata (denominados “ariscos”), através do teste de Mann-Whitney (QUINN; KEOUGH, 2006). Foi esperado que mutuns mansos apresentassem menor tamanho de área de vida, pois há maior facilidade de encontro de alimento em ambiente próximos a habitações humanas. Nestas áreas, os recursos podem ser mais abundantes, com baixa abundância de predadores naturais (SÁ, 2000; PERES 2001, PERES & LAKE, 2003; BERNARDO, 2004).

Foram compilados estudos sobre o tamanho de área de vida de várias espécies de galiformes (Tabela 1). Através de regressão linear simples, foi testado se a massa corpórea influenciou no tamanho das áreas de vida de galiformes. Os dados foram transformados em logaritmo natural, para garantir a homocedasticidade (QUINN; KEOUGH, 2006).

2.6. Fidelidade à área de vida

Esta análise foi realizada para verificar se cada indivíduo permaneceu numa mesma área, durante o período de estudo, ou se os indivíduos passaram a ocupar outras áreas após um determinado evento. Os eventos considerados foram: (1) após atingirem a maturidade sexual e (2) após a liberação de indivíduos no ano seguinte.

Para a análise de fidelidade à área de vida após atingirem a maturidade sexual, foram considerados cinco machos e cinco fêmeas, que foram monitorados quando jovens (≤ 30 meses de idade) e quando adultos (> 31 meses de idade). Foi definido que o indivíduo apresentou um grau alto de fidelidade à área de vida se mais de 50% das localizações de um jovem se sobrepuseram à área de vida deste quando adulto.

Para verificar se cada indivíduo permaneceu numa mesma área após a liberação de indivíduos no ano seguinte, houve dados suficientes de seis indivíduos soltos em 2006 e de oito indivíduos soltos em 2007. Foi definido que um indivíduo apresentou um grau alto de fidelidade à área de vida se mais de 50% das

localizações anteriores ao evento (liberação de indivíduos no ano seguinte) estavam contidas na área de vida ocupada por este indivíduo após este evento.

2.7. Interações sociais entre mutuns-do-sudeste

Este tipo de estudo só foi possível de realizar porque todos os indivíduos portavam rádio-transmissor. Se fossem liberados alguns indivíduos sem rádio-transmissor, seria difícil saber o número de indivíduos sem rádio interagindo com os animais com rádio.

Todos os animais em uma mesma região foram localizados simultaneamente, com menos de uma hora de intervalo entre as localizações de cada animal. A série de dados temporais de cada indivíduo foi analisada através do programa Ranges 8 (KENWARD *et al.*, 2008), para verificar se dois animais se moveram independentemente um do outro (WHITE; GARROT, 1990).

Tabela 1. Comparação entre o tamanho de área de vida de algumas espécies da ordem Galliformes (1= BERTSCH; BARRETO, 2008, 2= BERNAL; MEJÍA, 1995, 3= SANTAMARIA; FRANCO, 1994, 4= PARRA *et al.*, 2001, 5= IQUBAL *et al.*, 1996, 7= WHITESIDE; GUTHERY, 1983, 8= MCGOWAN, 2004, 9= TERHUNE *et al.*, 2006, 10= DAVISON, 1981, informação verbal, 11= RATCLIFFE; CROWE, 2001, 12= WINTERBACH, 1991 apud WHITESIDE; GUTHERY, 1983, 13= AYENI, 1983, 14= ZHANG; ZHENG, 2007, 15= THOMPSON; FRITZELL, 1989, 16= WOOLF *et al.*, 1984; 17= MACE; HARVEY, 1983, 18= SUN; FANG, 1997, 19= YOUNG *et al.*, 1991, 20= XU *et al.*, 2009, 21= HINES, 1986) (massa corpórea segundo DUNNING Jr., 1992).

Espécie	Massa corpórea (kg)	Tamanho da área de vida em ha (N indivíduos)	Local	Status da população	Método	Referência
<i>Meleagris gallopavo</i>	10	54,96 (sem dados)	Sem dados	Sem dados	Sem dados	17
<i>Meleagris gallopavo</i>	10	238 (105)	EUA	Autóctone	Mínimo polígono convexo 95%	6
<i>Crax alector</i>	3,6	185 (4)	Colômbia	Autóctone	Mínimo polígono convexo 100%	2
<i>Crax dalbentoni</i>	3	149 (9)	Venezuela	Autóctone	Kernel fixo 95%	1
<i>Crax dalbentoni</i>	3	197 (9)	Venezuela	Autóctone	Kernel adaptativo 95%	1
<i>Mitu salvini</i>	2,5	155 (4)	Colômbia	Autóctone	Mínimo polígono convexo 100%	3
<i>Mitu salvini</i>	2,5	72 (4)	Colômbia	Autóctone	Mínimo polígono convexo 100%	4
<i>Argusianus argus</i>	2,3	10-50 (2)	Malásia	Autóctone	Grids	10
<i>Syrnaticus reevesii</i>	1,5	44,9 (17)	China	Autóctone	Mínimo polígono convexo 95%	20
<i>Syrnaticus reevesii</i>	1,5	23,8 (17)	China	Autóctone	Kernel fixo 95%	20
<i>Tragopan caboti</i>	1,4	1,5-30 (23)	China	Autóctone	Sem dados	14
<i>Tragopan caboti</i>	1,4	2,9-20 (3)	China	Autóctone	Média harmônica	19
<i>Numida meleagris</i> (população quase extinta)	1,3	28,4 - 252,7 (15)	África do Sul	Autóctone	Mínimo polígono convexo 95%	11
<i>Numida meleagris</i> (população quase extinta)	1,3	22,39- 212,4 (15)	África do Sul	Autóctone	Média harmônica 95%	11
<i>Numida meleagris</i> (população quase extinta)	1,3	11,42 - 78,84	África do Sul	Autóctone	Kernel 95%	11
<i>Numida meleagris</i>	1,3	604 (sem dados)	África do Sul	Autóctone	Sem dados	12
<i>Numida meleagris</i>	1,3	875 (sem dados)	Nigéria	Autóctone	Sem dados	13
<i>Phasianus colchicus</i>	1,2	120-363 (47)	EUA	Introduzida	Mínimo polígono convexo 100%	7
<i>Phasianus colchicus</i>	1,2	12,5 (sem dados)	Sem dados	Sem dados	Sem dados	17
<i>Centrocercus urophasianus</i>	1,13	14,6 (sem dados)	Sem dados	Sem dados	Sem dados	17

Tabela 1. (Continuação). Comparação entre o tamanho de área de vida de algumas espécies da ordem Galliformes (1= BERTSCH; BARRETO, 2008, 2= BERNAL; MEJIA, 1995, 3= SANTAMARIA; FRANCO, 1994, 4= PARRA *et al.*, 2001, 5= IQUBAL *et al.*, 2003, 6= BADYAEV *et al.*, 1996, 7= WHITESIDE; GUTHERY, 1983, 8= MCGOWAN, 2004, 9= TERHUNE *et al.*, 2006, 10= DAVIDSON, 1981, informação verbal, 11= RATCLIFFE; CROWE, 2001, 12= WINTERBACH, 1991 apud WHITESIDE; GUTHERY, 1983, 13= AYENI, 1983, 14= ZHANG; ZHENG, 2007, 15= THOMPSON; FRITZELL, 1989, 16= WOOLF *et al.*, 1984; 17= MACE; HARVEY, 1983, 18= SUN; FANG, 1997, 19= YOUNG *et al.*, 1991, 20= XU *et al.*, 2009, 21= HINES, 1986) (massa corpórea segundo DUNNING JR., 1992).

Espécie	Massa corpórea (kg)	Tamanho da área de vida em ha (N indivíduos)	Local	Status da população	Método	Referência
<i>Tymphanucus cupido</i>	0,90	5,32 (sem dados)	Sem dados	Sem dados	Sem dados	17
<i>Polyplectron malacense</i>	0,6	8,8 (5)	Malásia	Autóctone	Mínimo polígono convexo 100%	8
<i>Bonasa umbellus</i>	0,56	45-84 (20)	EUA	Autóctone	Mínimo polígono convexo 100%	15
<i>Bonasa umbellus</i>	0,56	93,6 (sem dados)	EUA	Reintroduzida	Mínimo polígono convexo 100%	16
<i>Bonasa umbellus</i>	0,56	10 (sem dados)	Sem dados	Sem dados	Sem dados	17
<i>Lagopus lagopus</i>	0,51	2,57 (sem dados)	Sem dados	Sem dados	Sem dados	17
<i>Dendragapus obscura</i>	0,51	16,8 (235)	Canadá	Autóctone	Mínimo polígono convexo 100%	21
<i>Dendragapus obscura</i>	0,51	1,21 (sem dados)	Sem dados	Sem dados	Sem dados	17
<i>Francolinus gularis</i>	0,5	0,13 (13)	Índia	Autóctone	Mínimo polígono convexo 100%	5
<i>Bonasa sewerzowi</i>	0,27	1,8-3,2 (3)	China	Autóctone	Sem dados	18
<i>Colinus virginianus</i>	0,17	17,35 (74)	EUA	Translocada	Mínimo polígono convexo 95%	9
<i>Colinus virginianus</i>	0,17	1,1 (sem dados)	Sem dados	Sem dados	Sem dados	17

Com auxílio do programa Ranges, foram estimadas as distâncias observadas entre as localizações de cada par de indivíduos (denominados de A1 e A2), calculando a média aritmética, média geométrica e mediana. As distâncias esperadas foram estimadas como a distância entre cada localização do A1 e todas as localizações do A2. Estas distâncias observadas e esperadas foram comparadas com o índice de Jacobs (JACOBS, 1974).

Se o valor do índice de Jacobs foi próximo ao valor -1, foi interpretado que o par de animais se evitou (territorialidade); se o valor foi próximo a zero, interpretou-se que os animais se moveram independentemente; se o valor foi próximo a +1, foi interpretado que os animais interagiram (KENWARD, 2000).

A interação positiva ou negativa entre dois indivíduos foi considerada quando pelo menos dois dos três valores (média geométrica, média aritmética e mediana) foram maiores que +0,75 ou menores que -0,75 (KENWARD, 2000).

O índice de Jacobs, obtido no conjunto de dados referente aos jovens, foi comparado ao conjunto de dados referente aos adultos, a fim de verificar possíveis associações de indivíduos desde jovens.

3. Resultados

3.1. Obtenção das localizações

Foram utilizadas 2.834 localizações para a estimativa da área de vida de 25 mutuns-do-sudeste liberados na REGUA em 2006 e 2007. Foi obtido em média 123 ± 25 (erro padrão) localizações registradas para cada macho e 106 ± 15 (erro padrão) localizações para cada fêmea (Apêndice E).

Foram utilizadas 251 localizações, obtidas entre agosto e novembro de 2006, para medir a acurácia das elipses de erro. A média do tamanho das elipses de erro neste período foi de 0,98 ha (0,8 a 1,1 ha) e a média dos desvios-padrão dos azimutes foi $9,7^\circ$ ($8,3^\circ$ a $11,1^\circ$).

A partir de 160 localizações por indivíduo, houve estabilização da curva referente ao cumulativo total do tamanho da área de vida (Figura 1). Assim, seriam necessárias no mínimo 160 localizações para a obtenção de uma estimativa de tamanho de área de vida mais confiável.

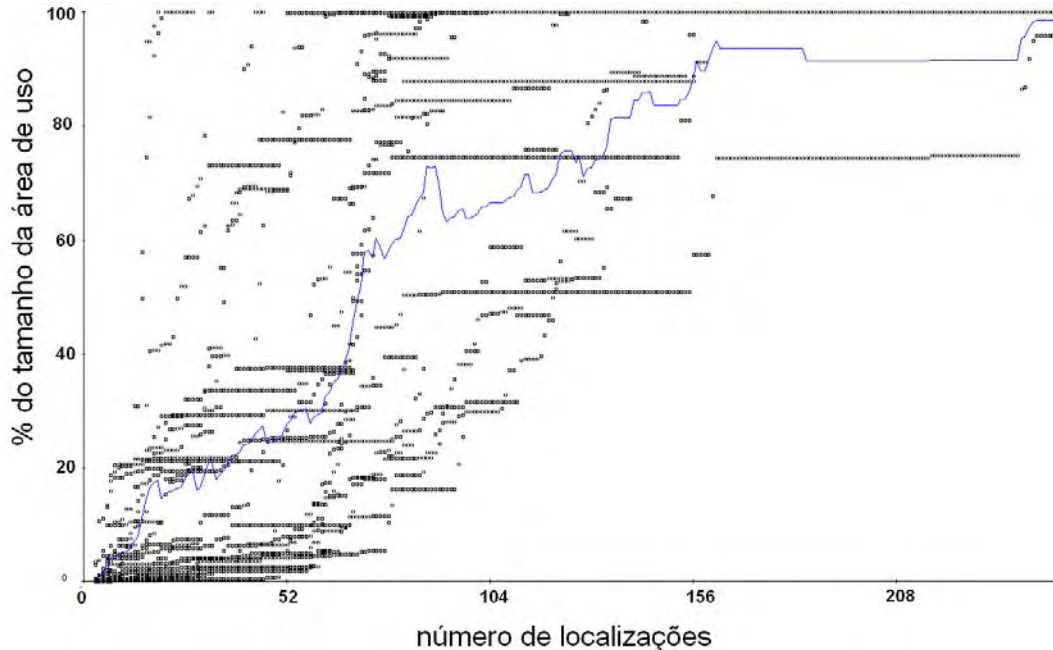


Figura 1. Curva de rarefação média, demonstrando a relação entre o número de localizações e o percentual cumulativo estimado de área de vida de mutuns-do-sudeste reintroduzidos na Reserva Ecológica de Guapiaçu (RJ, Brasil).

As localizações de cada animal foram altamente correlacionadas, mesmo se os dados fossem coletados a cada 300 horas (12 dias e meio). Apenas um macho (anilha 5, liberado em 2006) teve localizações independentes quando estas eram coletadas a cada 96 horas (ou seja, a cada quatro dias).

Os mutuns-do-sudeste utilizaram áreas entre 20 m e 1.340 m de altitude, havendo predomínio de localizações entre 261 e 720 m (Figura 2). Quanto à declividade do terreno, utilizaram áreas entre 0,06 e 46,5% de declive, tendo utilizado com mais frequência as áreas entre 8 e 15% de declividade.

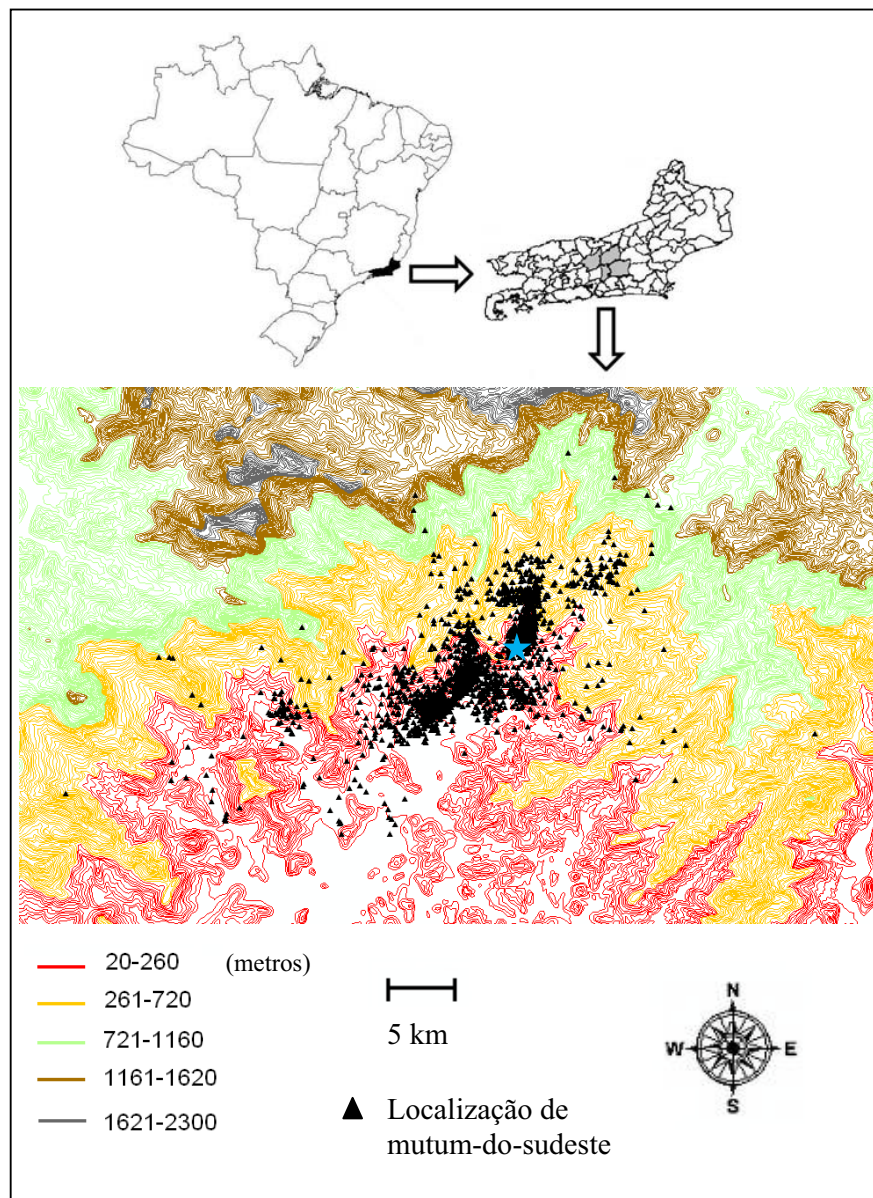


Figura 2. Localizações de mutuns-do-sudeste em um gradiente altitudinal (em metros), na região que abrange os municípios de Teresópolis, Cachoeiras de Macacu e Nova Friburgo, RJ, Brasil (estrela azul = local da liberação).

Mutumns-do-sudeste foram encontrados com mais frequência a uma distância de até 50 m de algum curso d'água e no máximo a 740 m em linha reta (Figura 3 e 4). Quase 50% das localizações distaram até 100 m de algum curso d'água.

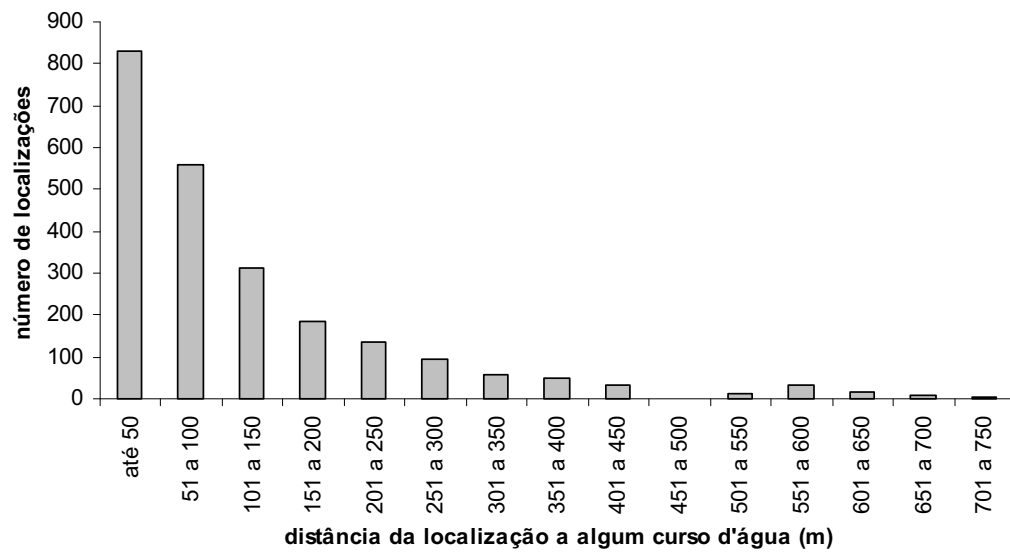


Figura 3. Distância das localizações de mutuns-do-sudeste a algum curso d'água (m).

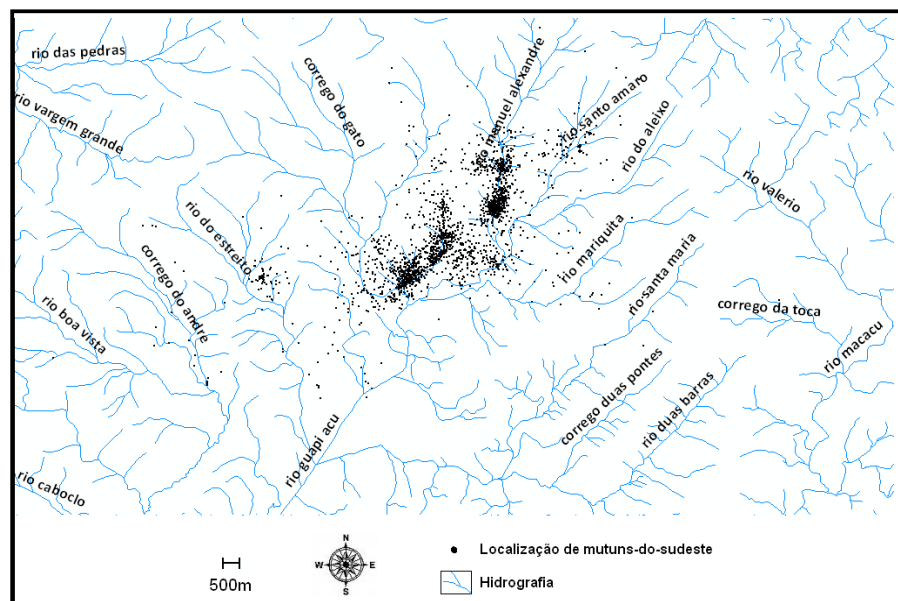


Figura 4. Localização de mutuns-do-sudeste e a hidrografia da região da reintrodução (mapa de hidrografia cedido pelo INEA- RJ, Brasil).

Os indivíduos jovens foram monitorados com maior frequência entre 8 e 12 meses seguidos, enquanto adultos foram acompanhados com mais frequência por 3 ou 17 meses seguidos (Figura 5).

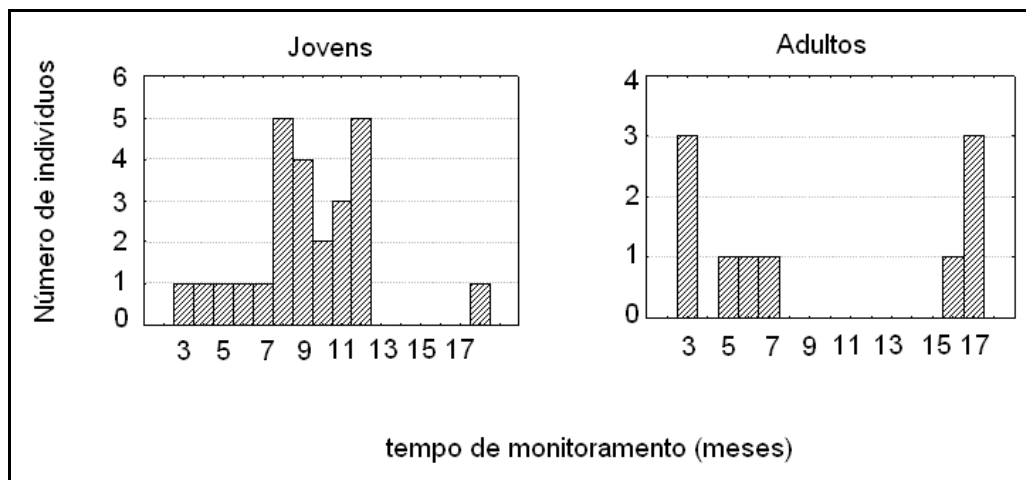


Figura 5. Tempo de monitoramento (meses) de mutuns-do-sudeste jovens e adultos.

3.2. Distâncias mensais movidas após a liberação

Na Figura 6, observou-se que as 25 aves continuaram a se afastar do local de liberação até cerca de 11 meses depois de terem sido soltas. Este período coincidiu com a idade jovem dos mutuns (< 30 meses de idade). Após este período, a distância tornou-se constante.

De acordo com a ANOVA de medidas repetidas, não houve diferença significativa entre as distâncias de machos e fêmeas ao local de liberação, ao longo de 25 meses ($F=0,67$, g.l.= 2, $p=0,65$) (Apêndice F). Este resultado indicou que ambos os sexos são capazes de se movimentar na paisagem, com distâncias semelhantes no deslocamento.

É possível observar na figura 6 que os indivíduos permaneceram a uma distância máxima de um quilômetro do local de liberação, durante os dois primeiros meses.

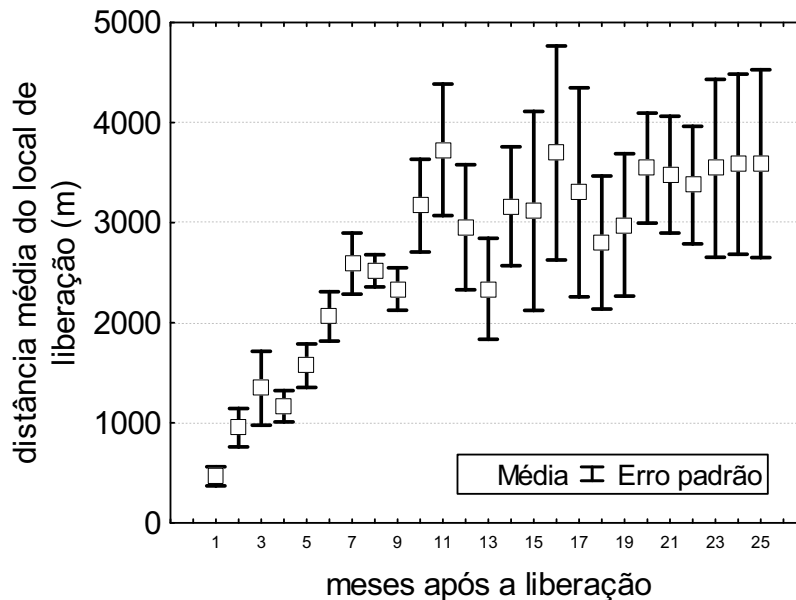


Figura 6. Distância média (em metros) de 25 mutuns-do-sudeste ao local de liberação, ao longo de 25 meses de monitoramento (EP= erro padrão da média, Min-Max= amplitude).

Durante os 11 primeiros meses após a liberação, 27% das localizações indicaram que as aves estavam distantes em média 2-2,5 km do local da liberação (Figura 7). Entre 12 e 25 meses (ou seja, após a maturidade sexual, atingida com mais de 30 meses de idade), não houve registros de aves reintroduzidas em distâncias médias menores que 2 km do local da liberação. Neste período, metade dos registros de localizações indicou que as aves estavam distantes em média 3-3,5 km do local da liberação (Figura 7). A distância máxima foi atingida por uma fêmea, que se estabeleceu a 12 km do viveiro de adaptação.

Os indivíduos soltos em 2007 distanciaram-se mais do local de liberação que os mutuns liberados em 2006, considerando o período de até 11 meses após a liberação (Figura 8). Neste período os indivíduos eram jovens (< 30 meses de idade).

Entre 12 e 18 meses após a liberação, os indivíduos soltos em 2007 estavam mais próximos ao viveiro (em média 2.169 m) que os liberados em 2006 (em média 3.193 m) (Figura 8). Neste período, a maioria dos indivíduos já era adulta (> 30 meses de idade).

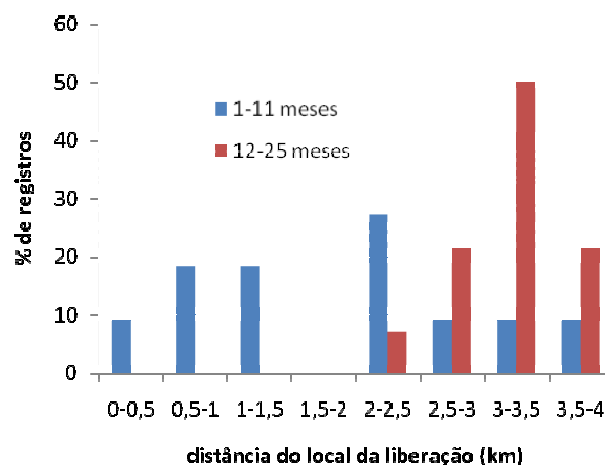


Figura 7. Distâncias médias (km) entre o local da liberação e as localizações de mutuns-do-sudeste reintroduzidos na REGUA.

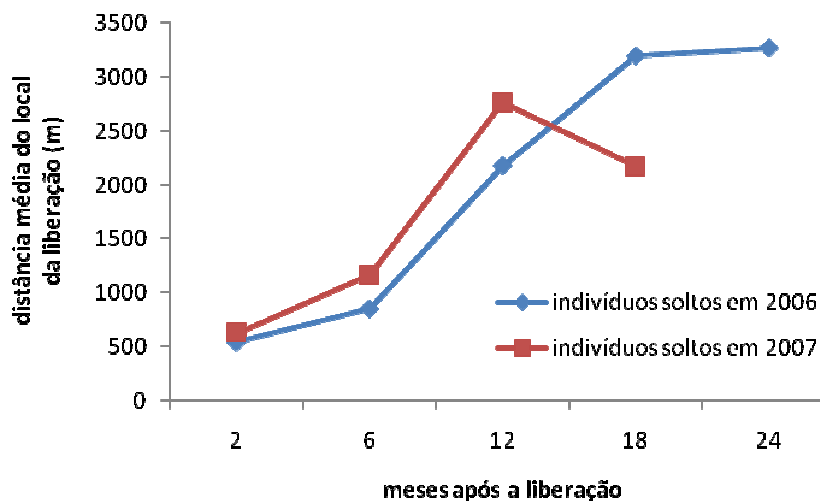


Figura 8. Distância média dos indivíduos soltos em 2006 e 2007, em relação ao local da liberação (viveiro de adaptação), em diferentes períodos de tempo.

3.3. Tamanho da área de vida de mutuns-do-sudeste reintroduzidos

Os diferentes métodos utilizados para a estimativa do tamanho da área de vida possuíram diferentes distribuições da mediana (teste de Kruskal-Wallis, $H=37,35$, g.l.= 4, $p<0,01$). Isto significou que cada método utilizado na estimativa do tamanho da área de vida de mutuns-do-sudeste reintroduzidos apresentou resultados bem divergentes. O método NL apresentou a menor variabilidade no

tamanho de áreas de vida (mediana= 364,7 ha, quartil 25%= 209 ha, quartil 75%= 615 ha), como representado nas figuras 9 e 10.

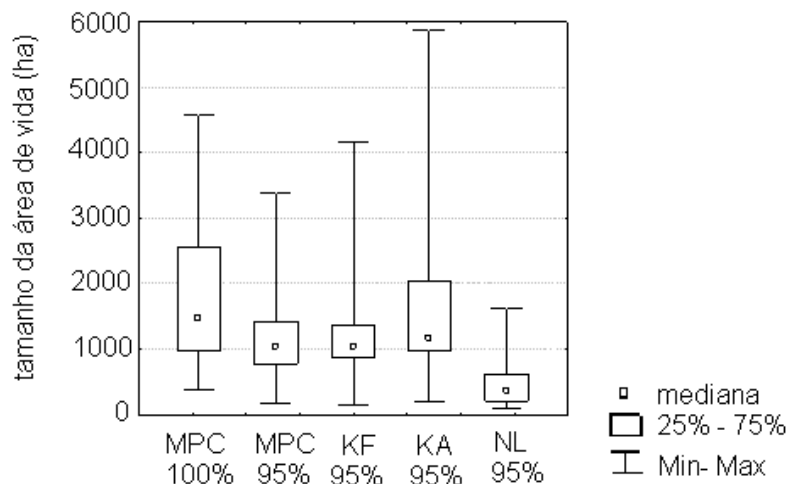


Figura 9. Tamanho da área de vida de 25 mutuns-do-sudeste (em 25 meses) estimado por diferentes métodos (MPC 100%= mínimo polígono convexo, incluindo 100% das localizações; MPC 95%= mínimo polígono convexo, incluindo 95% das localizações; KF 95% = kernel fixo, incluindo 95% das localizações; KA 95% = kernel adaptativo, incluindo 95% das localizações; NL 95% = “neighbour linkage”, incluindo 95% das localizações).

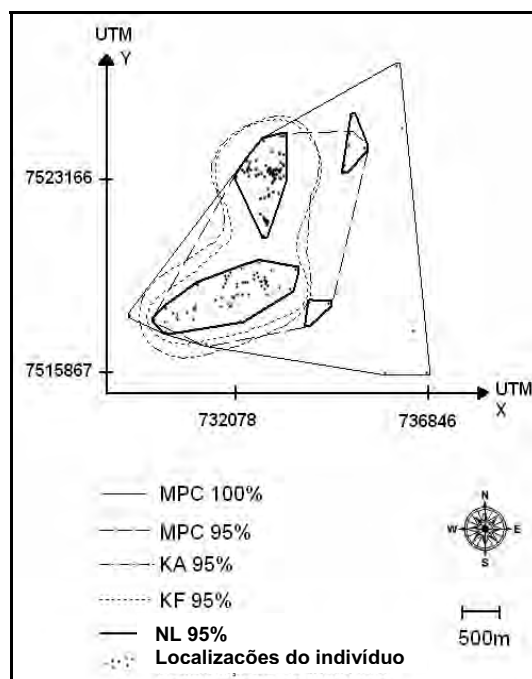


Figura 10. Comparação entre métodos de estimativas da área de vida, exemplificado com os dados de um dos machos (anilha 8), reintroduzido na REGUA em agosto de 2006 (MPC 100%= mínimo polígono convexo, incluindo 100% das localizações; MPC 95%= mínimo polígono convexo, incluindo 95% das localizações; KF 95% = kernel fixo, incluindo 95% das localizações; KA 95% = kernel adaptativo, incluindo 95% das localizações; NL 95% = “neighbour linkage”, incluindo 95% das localizações).

O método MPC (utilizando-se 100% das localizações) apresentou maior variabilidade no tamanho de áreas de vida dos mutuns reintroduzidos (mediana= 1.457 ha, quartil 25%= 969 ha, quartil 75%= 2.549 ha) (Figura 9 e 10).

O teste de Kruskal-Wallis indicou que houve diferença entre a mediana do tamanho de área de vida estimado pelo método de NL, quando foram aplicados diferentes métodos de exclusão de valores extremos ($H=68,9$, g.l.= 3, $p<0,01$). O método escolhido, por ter apresentado menor variabilidade nos resultados foi o NNED, com nível $\alpha=0,1\%$ (Figura 11).

Assim, a média do tamanho de área de vida de mutuns-do-sudeste foi de 125,8 ha (erro padrão ou E.P.= 12,3), de acordo com o método escolhido (NL, com exclusão de valores extremos através de NNED).

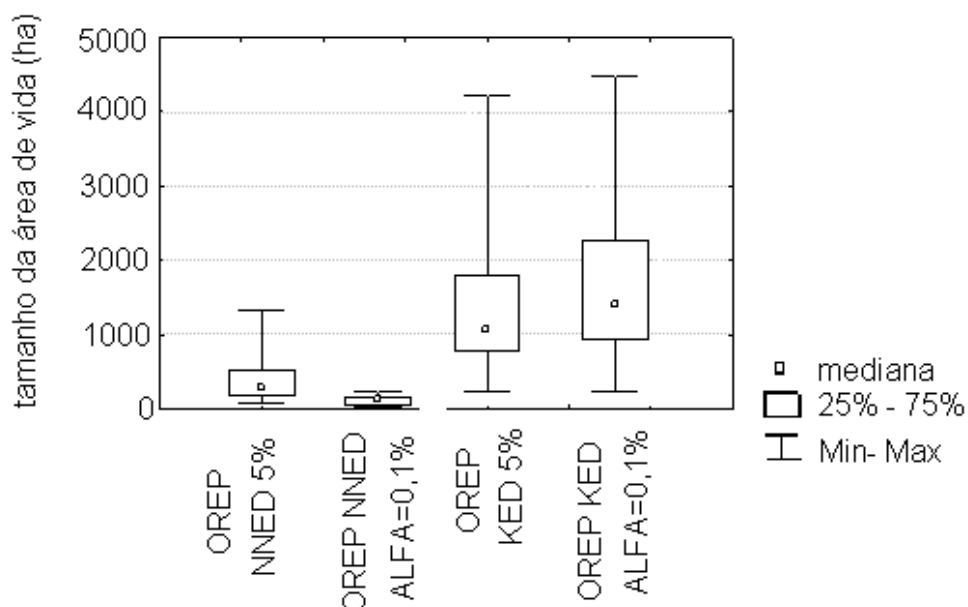


Figura 11. Tamanho da área de vida de 25 mutuns-do-sudeste (em 25 meses) estimado pelo método NL, utilizando diferentes métodos de exclusão de valores extremos (OREP= "Outlier Restricted Edge Polygons"; NNED= "nearest neighbour distances"; KED= "kernel exclusion distances"; 5%= quantidade de localizações mais distantes excluídas; alfa 0,1%= nível alfa de distribuição normal. Vide item 2.4 para explicações).

De acordo com a comparação entre tamanhos médios de área de vida, estimados em diferentes intervalos após a liberação das aves, os mutuns-do-sudeste utilizaram maior área de vida entre 7 e 12 meses após a liberação (média = 117,6 ha, EP= 22,2) (Figura 12). A área de vida média nos outros períodos foi menor, em torno de 60 ha (Figura 12, Apêndice G).

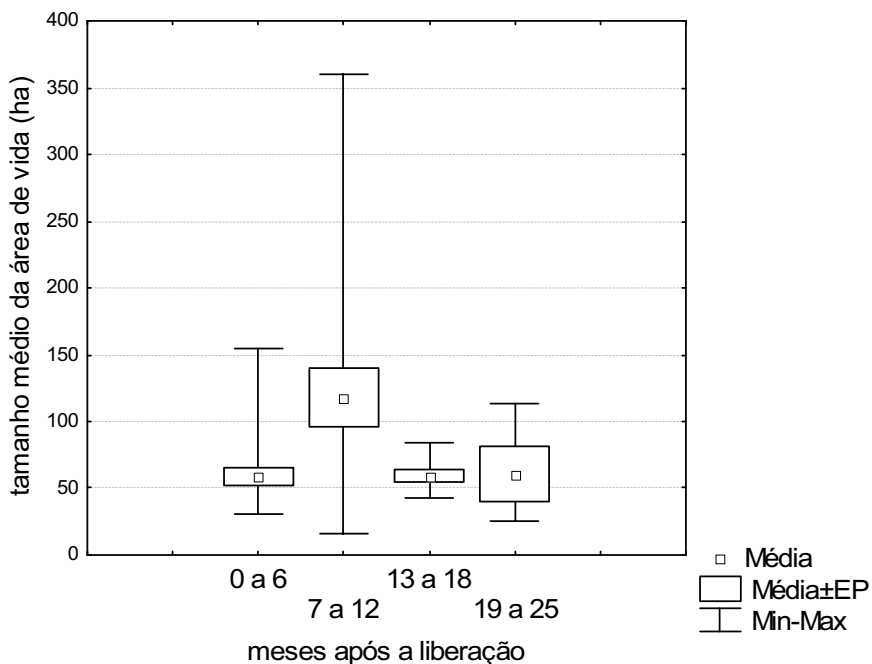


Figura 12. Tamanho da área de uso (ha) em diferentes períodos após a liberação, ilustrando a média, o erro padrão (EP) e amplitude dos dados (Min-Max).

A maior parte dos jovens (48% dos indivíduos) utilizou uma área de vida média entre 51 e 100 ha, enquanto 30% dos indivíduos na fase adulta utilizaram uma área maior, entre 201 e 250 ha em média (Figura 13).

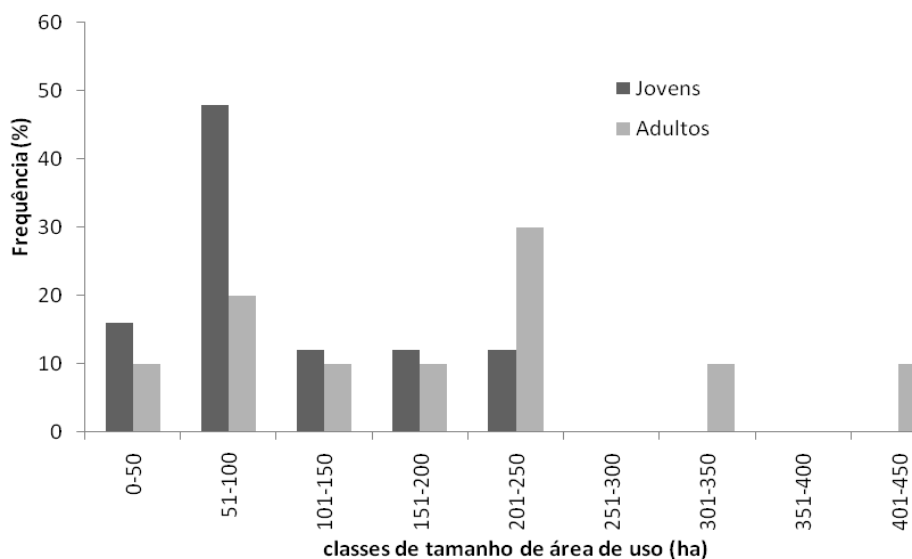


Figura 13. Classes de tamanho de área de vida de mutuns-do-sudeste reintroduzidos, na fase jovem (n=25) e adulta (n=10).

Fêmeas jovens utilizaram uma área de 96 ha em média, similar à média de machos jovens (109,9 ha). Quando adultas, as fêmeas utilizaram áreas maiores em relação ao período em que eram jovens (146 ha em média). Machos adultos utilizaram áreas maiores, quando comparado às outras categorias (241 ha em média) (Figura 14).

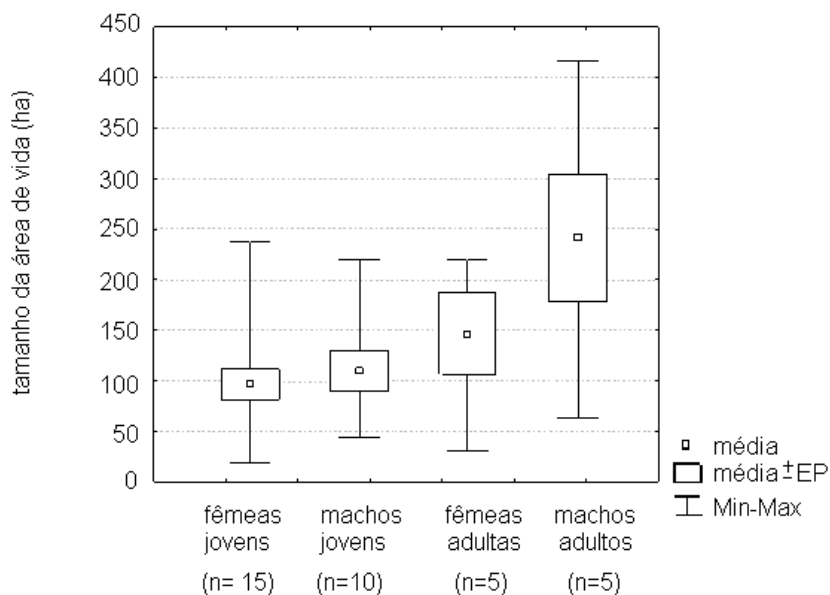


Figura 14. Tamanho de área de vida de mutuns-do-sudeste machos e fêmeas, quando jovens e adultos.

A distância média, em linha reta, entre os centros de duas áreas de vida mais próximas de indivíduos adultos foi de 2,8 km (Intervalo de confiança ou I.C.= 0,9). Uma representação espacial da área de vida de cada um dos adultos pode ser observada na Figura 15.

Indivíduos liberados em 2006 utilizaram em média 117 ha (I.C. entre 82 e 152 ha), enquanto os indivíduos soltos em 2007 utilizaram uma área de vida em torno de 74 ha (I.C. entre 43 e 104 ha). Estes números referiram-se ao período total de 25 meses.

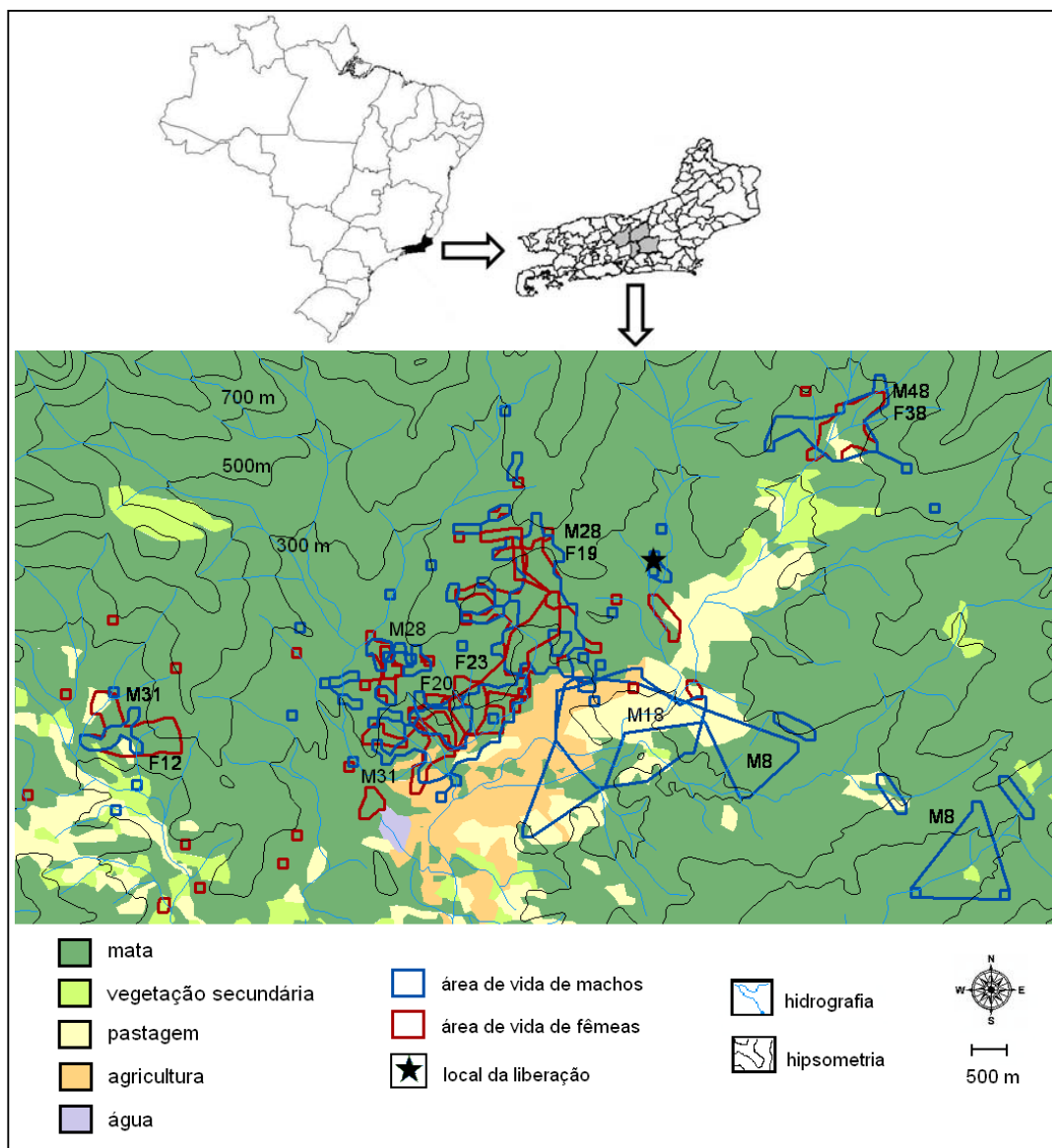


Figura 15. Área de vida de mutuns-do-sudeste machos (M) e fêmeas (F), durante a fase adulta (os números após as letras F ou M correspondem à anilha do indivíduo). Mapa de cobertura do solo, hidrografia e hipsometria cedido em 2009 pelo INEA (RJ, Brasil), e contorno do mapa do Brasil retirado de <http://www.gismaps.com.br>.

3.4. Fatores relacionados ao tamanho da área de vida

O tamanho da área de vida apresentou diferença significativa quando foi considerado o fator “sexo”, em conjunto com as covariáveis “idade” e “tempo de monitoramento”. A idade dos indivíduos (em meses) foi a única covariável que contribuiu para a diferença no tamanho da área de vida de mutuns-do-sudeste (Tabela 2).

Tabela 2. Resultados da análise de covariância, considerando as covariáveis “idade”, “sexo” e “tempo de monitoramento” (g.l.=graus de liberdade, F= valor de F).

	g.l.	F	p-valor
Idade	1	15,95	0,0003
Sexo	1	0,14	0,7
Tempo de monitoramento	1	0,83	0,36

Para determinar índices de dominância, foram observados 40 indivíduos durante 1582 minutos, quando os indivíduos se encontravam no viveiro de adaptação (vide capítulo 1, tabela 2). Dos 40 indivíduos observados, 21 mutuns-do-sudeste interagiram com outros indivíduos do mesmo grupo (13 fêmeas e 8 machos) (Tabela 3).

Foi obtido um maior índice de dominância de machos (média = 0,74, E.P.= 0,10), em comparação às fêmeas (média= 0,42, E.P.= 0,13), embora esta diferença não tenha sido estatisticamente significativa (Mann-Whitney, U=32, z ajustado= -1,54, p=0,14).

Também não houve diferenças entre os índices de dominância dos grupos observados (Kruskal-Wallis, H= 0,54, g.l.= 3, p=0,90). No grupo observado em julho/agosto 2006, apenas as fêmeas exibiram comportamento de dominância-submissão (Tabela 3).

A variável “índice de dominância” não foi correlacionada com o tamanho de área dos indivíduos (n=12, Spearman R= 0,10, p=0,73). Também não houve relação entre o comportamento manso ou arisco de indivíduos e o tamanho da área de vida de mutuns (Mann-Whitney, U=58, z ajustado= 0,3, p=0,76).

De acordo com a regressão linear simples, 39% da variabilidade entre os valores observados de tamanho de área de vida foram explicados pela massa corpórea de galiformes (R^2 ajustado= 0,39, p=0,0001). O restante da variação (61%) não foi explicado por esta relação, havendo outros fatores que podem contribuir para a variação no tamanho da área de vida de algumas espécies de galiformes. Em geral, o método de mínimo polígono convexo parece ter tanto subestimado como superestimado o tamanho de área de vida de galiformes, como pode ser visualizado na Figura 16.

Tabela 3. Índices de dominância (D.I.) obtidos para 21 indivíduos que exibiram comportamentos de dominância ou submissão, durante observações feitas no viveiro de adaptação na REGUA (N= número).

N. anilha	Sexo	Mês e ano da observação	Indivíduos no viveiro	D.I.
1	F	Julho/ Agosto 2006	6	1
3	F	Julho/ Agosto 2006	6	1
4	F	Julho/ Agosto 2006	6	0
18	M	Agosto/ Setembro 2006	7	1
31	M	Agosto/ Setembro 2006	7	0,67
12	F	Agosto/ Setembro 2006	7	0,5
28	M	Agosto/ Setembro 2006	7	0,5
19	F	Agosto/ Setembro 2006	7	0
7	F	Agosto/ Setembro 2007	10	1
37	F	Agosto/ Setembro 2007	10	0
20	F	Agosto/ Setembro 2007	10	1
22	M	Agosto/ Setembro 2007	10	1
23	F	Agosto/ Setembro 2007	10	0
9	M	Outubro/ Novembro 2007	10	1
10	F	Outubro/ Novembro 2007	10	1
25	M	Outubro/ Novembro 2007	10	1
16	M	Outubro/ Novembro 2007	10	0,5
14	M	Outubro/ Novembro 2007	10	0,25
24	F	Outubro/ Novembro 2007	10	0
27	F	Outubro/ Novembro 2007	10	0
29	F	Outubro/ Novembro 2007	10	0

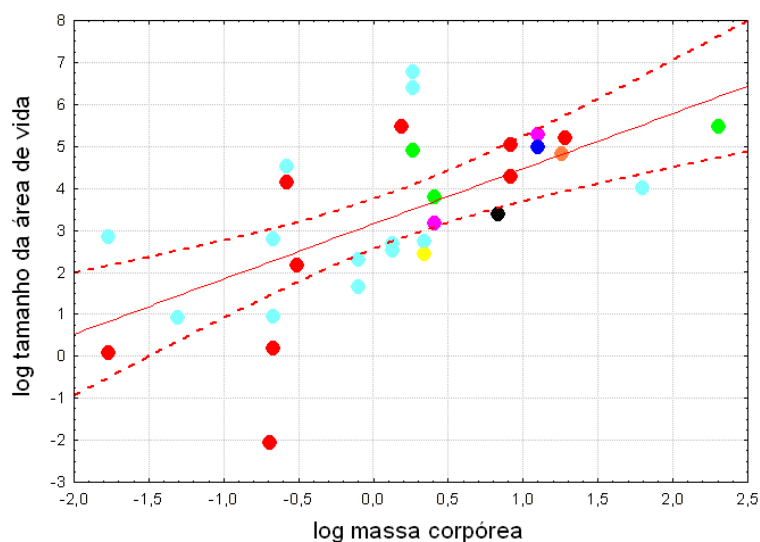


Figura 16. Relação entre log da massa corpórea (kg) e log do tamanho de área de vida (ha) de algumas espécies de galiformes. Linha vermelha contínua = reta da regressão linear simples, linhas pontilhadas= intervalo de confiança 95% (símbolos relativos ao método utilizado para a estimativa de área de vida: azul-escuro= kernel fixo 95%, verde= mínimo polígono convexo 95%, vermelho= mínimo polígono convexo 100%, amarelo= média harmônica, rosa= kernel adaptativo 95%, preto= "grids", azul-claro= sem dados, laranja= "neighbour linkage").

3.5. Fidelidade à área de vida

Não houve evidências de fidelidade à área de vida, como sugerido pelo baixo valor de sobreposição entre as localizações e respectivas áreas de vida, em períodos consecutivos. Em média, apenas 8% das localizações de mutuns-do-sudeste jovens foram sobrepostas às áreas utilizadas por eles quando adultos, havendo no máximo 17% de sobreposição (Tabela 4, Figura 17).

Tabela 4. Porcentagem de localizações de mutuns-do-sudeste jovens sobrepostas à área utilizada quando adultos (N= número, M= macho, F= fêmea).

N. anilha	Sexo	% localizações quando jovens na área de vida quando adultos
8	M	10
12	F	2
20	F	16
19	F	5
28	M	3
31	M	15
23	F	17
18	M	0
38	F	7
48	M	3

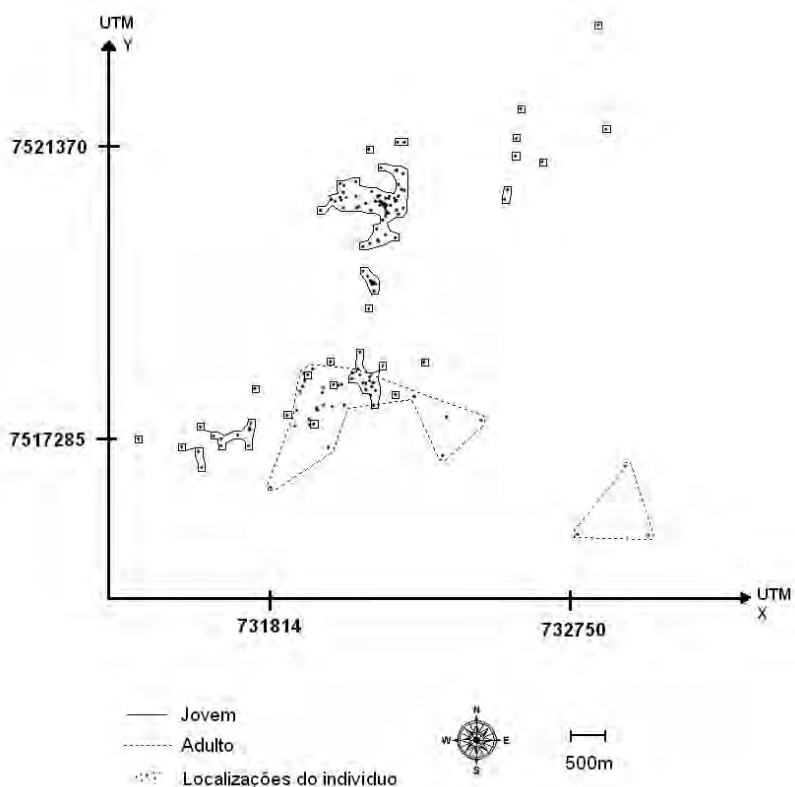


Figura 17. Comparação entre as áreas de uso de um mesmo indivíduo quando jovem e adulto (macho, anilha 8), ilustrando que houve pouca sobreposição entre as áreas de uso de indivíduos em diferentes idades.

Os indivíduos liberados em 2006 passaram a utilizar outras áreas após os indivíduos de 2007 e de 2008 serem soltos (Figura 18). Em média, apenas 16% das localizações das aves soltas em 2006 foram sobrepostas às áreas ocupadas após mais mutuns serem soltos. Isto indicou baixo grau de fidelidade à área de vida durante o período de estudo.

Após os grupos de 2008 serem soltos, os indivíduos liberados em 2006 ocupavam em média 20% da área ocupada no período anterior (Figura 18). Já os indivíduos liberados em 2007 ocupavam em média 10% da área ocupada no período anterior à liberação das aves em 2008.

Assim, houve uma tendência dos indivíduos já soltos utilizarem outras áreas, quando outros grupos foram liberados (ou seja, quando a densidade populacional aumentou).

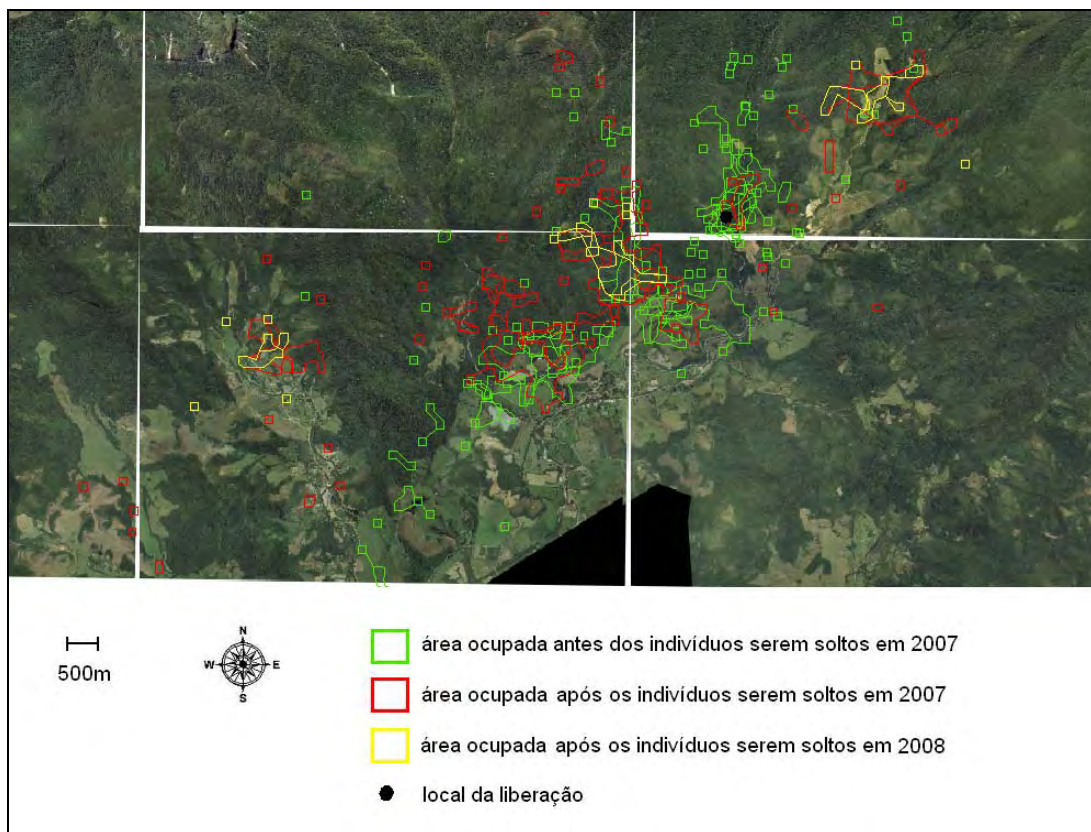


Figura 18. Área de vida de indivíduos soltos em 2006 na REGUA, antes e após a liberação de outros grupos. No plano de fundo foram exibidas as fotos aéreas, cedidas pelo INEA- RJ.

3.6. Interações sociais entre mutuns-do-sudeste

De 25 indivíduos, 21 mutuns-do-sudeste apresentaram-se associados a algum indivíduo quando jovens, pois apresentaram um índice de Jacobs maior que +0,75 (Apêndice H). Não houve interação negativa entre indivíduos jovens ou adultos (índice de Jacobs menor que -0,75), não sendo possível detectar sinais de territorialidade (Apêndice H, Tabela 5).

Os mutuns-do-sudeste reintroduzidos moveram-se em grupos de até sete indivíduos na mata quando jovens (quatro fêmeas e três machos). Foi mais frequente a interação positiva entre duas fêmeas jovens, que entre dois machos jovens (Apêndice H e I).

Houve a formação de oito casais quando os indivíduos eram jovens, mas apenas um casal permaneceu junto durante a fase adulta. Os outros dois casais que se associaram na fase adulta não interagiram quando jovens (Apêndice H, Tabela 5). Houve a associação de dois machos adultos, embora tenha sido no começo da fase reprodutiva (quando ambos tinham entre 31 e 33 meses de idade).

Tabela 5. Interações sociais dinâmicas positivas (média geométrica, média aritmética e mediana do índice de Jacobs $> + 0,75$) de mutuns-do-sudeste reintroduzidos na REGUA (RJ, Brasil), após atingirem a idade adulta (interação feita entre pares de indivíduos: ID1= identificação da anilha do indivíduo 1; ID2= identificação da anilha do indivíduo 2).

ID1	ID2	Média geométrica	Média aritmética	Mediana	Sexo ID1	Sexo ID2	Liberação ID1	Liberação ID2
19	28	0,98	1,00	1,00	F	M	Out/2006	Out/2006
38	48	0,82	1,00	1,00	F	M	Nov/2006	Nov/2006
8	18	0,72	0,96	0,93	M	M	Ago/2006	Out/2006
12	31	0,27	0,85	0,83	F	M	Out/2006	Out/2006

4. Discussão

4.1. Localizações

As localizações mostraram-se correlacionadas, mas optou-se por obter localizações com um intervalo máximo de três dias, pois um intervalo maior poderia subestimar o tamanho de área de vida e não amostrar áreas raramente visitadas (KENWARD, 2000). Detalhes sobre a movimentação do animal seriam perdidos,

caso um intervalo maior de tempo fosse considerado na coleta de dados (SWIHART; SLADE, 1985).

De acordo com a curva de rarefação (Figura 1), as localizações obtidas não foram suficientes para uma estimativa confiável da área de vida. Deste modo, pode-se interpretar o valor obtido como o tamanho mínimo de área ocupado por mutuns-do-sudeste reintroduzidos na REGUA.

A maioria das localizações distou até 50 m de algum curso d'água, o que sugeriu uso intenso de matas ciliares. Esta associação a locais com água num ambiente florestal foi também relatada para mutuns-do-sudeste no Espírito Santo (SICK, 1970; COLLAR; GONZAGA, 1988).

Sick (1970) relatou que cracídeos podem colocar seus ninhos acima da água, e este foi o caso de um ninho encontrado por Teixeira e Snow, em 1982, à margem de uma lagoa, em uma árvore debruçada sobre ela (COLLAR; GONZAGA, 1988). Em Linhares (ES, Brasil), na Reserva Particular Vale, uma grande proporção de registros foi obtida próxima a vegetação paludosa (área de brejos), inclusive a presença de um ninho (COLLAR; GONZAGA, 1988). No entanto, estes autores sugeriram que este resultado pode ter sido também um reflexo da maior utilização destas áreas por observadores.

O mutum *Crax rubra griscomi*, endêmico da ilha de Cozumel (México) foi avistado com muita frequência em locais até 250 m de fontes de água doce (MARTÍNEZ-MORALES, 1999). É conhecida também a preferência do mutum amazônico *Crax globulosa* por ilhas fluviais e várzeas (BEGAZO, 1997; SANTOS, 1998; HENESSEY, 1999; BENNETT, 2003), tendo sido estabelecidos territórios ao longo do rio Negro, em uma distância média de 19,3 m do rio (HILL *et al.*, 2008). Já o mutum *Mitu tuberosa* foi localizado em média a 284,4 m do rio Negro (HILL *et al.*, 2008). *Francolinus gularis* na Índia também esteve associado a cursos d'água (IQUBAL *et al.*, 2003).

Mutuns reintroduzidos foram encontrados com mais frequência em altitudes até 700 m. As populações autóctones da espécie estão associadas a locais com florestas de baixada, abaixo de 500 m de altitude, o que indica que pode haver limitações na distribuição altitudinal de mutuns-do-sudeste (IBAMA, 2004).

As áreas mais altas (> 700 m), utilizadas pelos mutuns reintroduzidos, podem ser resultado da exploração da área por estas aves, já que foram registros raros. Pode ser também que sejam localizações com elipses de erro maiores, já que em

ambiente montanhosos pode haver reflexão do sinal transmitido pelo rádio-transmissor. No plano de ação sugeriu-se que a espécie poderia ocorrer em altitudes maiores (> 500 m), com base em um registro em Serra das Lontras, na Bahia (IBAMA, 2004).

Neste estudo, mutuns reintroduzidos foram encontrados com frequência em locais mais planos. No entanto, também utilizaram áreas com declive (até 46,5% de declividade), possivelmente barrancos que beiravam rios, como já avistados diversas vezes. Sick (1970) também encontrou mutuns em locais acidentados no Espírito Santo, em barrancos beirando rios, sempre cobertos por vegetação. Os resultados sugeriram que os mutuns reintroduzidos utilizaram as áreas de maior altitude e inclinadas, como passagem para áreas mais planas.

4.2. Distâncias mensais movidas após a liberação

Foi notável a intensa movimentação dos mutuns reintroduzidos para locais mais distantes do local da liberação, durante cerca de 11 meses após a liberação (“fase de procura de habitat”, *sensu* STAMPS, 2001). Esta fase pode ter aumentado a familiaridade das aves reintroduzidas com a área, e pode ter sido um dos fatores responsáveis pela alta probabilidade de sobrevivência de mutuns após 18 meses na natureza (vide capítulo 2, item 3.3). A tendência de estabilidade da distância entre as aves e o local da liberação após 11 meses indicou o início da “fase de estabelecimento”, porém não o período de residência (*sensu* STAMPS, 2001).

As áreas mais distantes do viveiro de adaptação, visitadas por mutuns-do-sudeste reintroduzidos, situaram-se a 12 km em linha reta. Esta distância foi semelhante a de *Penelope albipennis* reintroduzidos, que distanciaram-se até 13 km do local de liberação (PRATOLONGO, 2004). Indivíduos de *Phasianus colchicus*, introduzidos no Texas, não se moveram para locais mais distantes que 1,6 km do local da liberação (WHITESIDE; GUTHERY, 1983).

Nos dois primeiros meses após a liberação, foi baixa a intensidade de movimentação dos mutuns, em comparação a outros períodos (distanciaram-se até um quilômetro do local de liberação). O tempo que os animais permanecem no viveiro para adaptarem-se ao novo ambiente (liberação branda) geralmente reduz as distâncias percorridas após a liberação (BRIGHT; MORRIS 1994; VAN VUREN 1998; STAMPS; SWAISGOOD, 2007). Além disso, o fornecimento de ração *ad*

libitum após a liberação (cerca de um mês) pode também ter contribuído para a baixa mobilidade de mutuns nos dois primeiros meses. Esta baixa mobilidade nos primeiros meses após a liberação pode ser um aspecto positivo à adaptação do animal 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).

Neste estudo, ainda existiam mutuns próximos ao local da liberação, nos primeiros 11 meses. Também não houve diferenças nas distâncias de deslocamento de mutuns machos e fêmeas, sugerindo que há chances de ambos os sexos estabelecerem-se em locais mais distantes. No entanto, nos 11 primeiros meses, os indivíduos liberados em 2007 distanciaram-se mais do local da liberação que os indivíduos liberados em 2006, e apresentaram menor probabilidade de sobrevivência (vide capítulo 2, item 4.8).

É comum o estabelecimento de animais em locais mais distantes do local da liberação, sendo um dos obstáculos à reintrodução (STAMPS; SWAISGOOD, 2007). Um dos motivos de falhas em programas de translocação do galiforme *Centrocerus urophasianus* foi a intensa movimentação dos indivíduos para locais distantes do local de liberação (TOEPFER *et al.*, 1990; COATES *et al.*, 2006). Pode haver maior mortalidade em áreas distantes, pois muitas áreas não são familiares e os animais podem ficar mais expostos a predadores (GILPIN, 1987; STAMPS; SWAISGOOD, 2007). Este processo de escolha do habitat pode envolver não só custos associados a mortalidade devido à predação, mas também outros custos, como inanição ou acidente (BADYAEV *et al.*, 1996).

Além disso, a movimentação para longe do local da liberação pode ter efeitos deletérios no estabelecimento da população reprodutiva, pois os indivíduos podem tornar-se isolados, sendo difícil o encontro com parceiros (VAN VUREN, 1998; STEPHEN; SUTHERLAND, 1999, COATES *et al.*, 2006).

Não foi possível conhecer o destino de 13 animais, o que totalizou 28% da amostra, pois o sinal foi perdido, o rádio-transmissor caiu ou a bateria falhou (vide capítulo 2). É possível que alguns destes mutuns tenham se deslocado mais de 12 km a partir do local de liberação, mas não foram encontrados sinais do rádio-transmissor num raio de 25 km a partir do viveiro, durante o período de estudo.

4.3. Área de vida de mutuns-do-sudeste reintroduzidos

O tamanho de área de vida de mutuns reintroduzidos foi o menor obtido entre as espécies de cracídeos (média de 125 ha, segundo o método “neighbour linkage” ou NL), com exceção de *Mitu salvini*, que apresentou área de vida em torno de 70 ha, em um monitoramento de sete meses (PARRA *et al.*, 2001). As áreas de vida dos outros cracídeos variaram em torno de 150 a 200 ha (Tabela 3).

Os outros métodos superestimaram o tamanho de área de vida de mutuns-do-sudeste reintroduzidos na REGUA, não sendo acurados para comparação. Estes métodos foram sensíveis a valores extremos (estimando-se um tamanho médio > 1.000 ha), exceto o método NL (KENWARD *et al.*, 2001), escolhido para a representação do tamanho de área de vida de mutuns.

É amplamente conhecida a alta sensibilidade do método MPC aos valores extremos e ao número de localizações (KENWARD, 2001; BURGMAN; FOX, 2003). O estimador Kernel (WORTON, 1989) foi muito usado na década de 1990, mas pode haver o efeito de englobamento de áreas não usadas, se os dados obtidos não possuírem distribuição normal (como no caso de animais que deslocam-se em uma direção, e não aleatoriamente). Além disso, existem tantas opções de parâmetros de suavização, que tornam a escolha subjetiva (HEMSON *et al.*, 2005).

No método “neighbour linkage”, as localizações mais distantes e raras não são ignoradas; elas são consideradas isoladamente, ao invés de ligadas ao conjunto de localizações anterior (KENWARD *et al.*, 2001). De fato, nos mapas de área de vida de mutuns-do-sudeste reintroduzidos na REGUA (estimados com o método NL), encontrou-se localizações isoladas, apenas circundadas, representando que o animal utilizou a área. O método, portanto, não assume que houve alguma área, utilizada como passagem, até as localizações distantes e isoladas (KENWARD *et al.*, 2001). Assim, o método escolhido foi conservador na estimativa de tamanho de área de vida de mutuns reintroduzidos na REGUA. Este valor obtido correspondeu ao tamanho mínimo de área de vida dos indivíduos estudados.

É difícil a comparação entre valores gerados por diferentes metodologias e entre espécies com hábitos alimentares e habitats diferentes. No entanto, foi assumido que os métodos escolhidos nos outros estudos com galiformes foram adequados, e que representaram valores acurados do tamanho da área de vida das espécies estudadas.

O tamanho da área de vida de galiformes foi relacionado com a massa corpórea do animal, sugerindo que o tamanho da área de vida pode ser influenciado pelos requerimentos energéticos do animal e pela disponibilidade de recursos energéticos no ambiente (MCNAB, 1963; MACE; HARVEY, 1983).

A variação no tamanho de área de vida de mutuns reintroduzidos foi relacionada com a idade dos indivíduos, sendo que os adultos utilizaram áreas de vida maiores que os jovens. Por terem formado casais quando atingiram a maturidade sexual, os mutuns podem ter necessitado uma área de vida maior, uma vez que compartilharam recursos com o(s) parceiro(s) (BUSKIRK, 2004).

Em estudos com galiformes, a variação no tamanho da área de vida foi relacionada com atividades reprodutivas, como a procura por parceiro e o local para nidificação (BADYAEV *et al.*, 1996). Estas atividades podem ter sido um dos vários fatores que contribuíram para a diferença do tamanho de área de vida de mutuns-do-sudeste jovens e adultos.

O tempo de monitoramento parece não ter contribuído para a variação do tamanho da área de vida de mutuns-do-sudeste reintroduzidos, diferente do que ocorreu com outros estudos de galiformes (MCGOWAN, 2004; IQUBAL *et al.*, 2003).

O tamanho da área de vida de cracídeos também variou de acordo com as mudanças na disponibilidade de frutos (PARRA *et al.*, 2001; BERNAL; MEJÍA, 1995; SANTAMARIA; FRANCO, 2000). Porém, a sazonalidade não foi considerada neste estudo, pois os mutuns foram soltos em diferentes períodos. Este fato dificultou a comparação entre indivíduos em uma mesma estação do ano, pois havia indivíduos monitorados há mais tempo e indivíduos recém-soltos.

4.4. Fidelidade à área de vida

Não houve evidências de fidelidade à área de vida por mutuns-do-sudeste reintroduzidos na REGUA, durante o período de estudo. Assim, dois anos em liberdade não foi um tempo suficiente para os indivíduos reintroduzidos estabelecerem residência na área.

A idade dos indivíduos pode ser um fator correlacionado com a fidelidade à área de vida (HOOVER, 2003), mas não houve evidências ou tempo de estudo suficientes para corroborar este fato.

Houve a tendência dos mutuns já soltos utilizarem outras áreas, quando outros grupos foram liberados (ou seja, quando a densidade populacional aumentou). Algumas espécies podem relacionar a presença de co-específicos com a adequabilidade de habitat (STAMPS, 2001). Assim, a presença de mutuns já em liberdade pode ter auxiliado os recém-soltos a escolherem habitats já ocupados (STAMPS, 2001). Além disso, a presença de indivíduos de mesma espécie pode trazer alguns benefícios, como o aumento da eficiência de escapar de predadores ou de encontrar parceiros sexuais (STAMPS, 2001). Por outro lado, o aumento da densidade populacional pode ocasionar interações sociais mais intensas, causando aumento da competição por recursos e emigração de indivíduos (FRETWELL; LUCAS, 1970; STAMPS, 2001).

4.5. Interações sociais entre mutuns-do-sudeste

Mutuns-do-sudeste reintroduzidos interagiram entre si, inclusive indivíduos soltos em diferentes épocas. Não houve interação negativa entre os indivíduos, em qualquer idade (o que indicaria territorialidade).

Um mutum macho adulto foi visto com duas fêmeas ao mesmo tempo (uma jovem e uma adulta), enquanto outro mutum macho adulto foi visto com quatro fêmeas ao mesmo tempo (jovens e adultas). Com a análise de interação dinâmica, não foi possível detectar estas associações, pois estas não foram constantes ao longo do período de estudo, e sim mais concentradas durante o período de reprodução. Estes registros visuais podem sugerir que a espécie tenha um possível sistema de acasalamento poligâmico (ou seja, quando um macho acasala com várias fêmeas, KREBS; DAVIES, 1993), como já mencionado por Sick (1970).

A interação dinâmica entre indivíduos pode indicar partilha de recursos, havendo a necessidade de maior área de vida, como forma de garantia das necessidades metabólicas (BUSKIRK, 2004). Isto pode ser um dos fatores responsáveis pelo maior tamanho de área de vida de adultos, em relação a jovens, tendo em vista que mutuns adultos formaram casais.

Os dados obtidos podem ser utilizados para delinear futuros projetos com os mutuns na REGUA, para o planejamento de ampliação dos limites da reserva e de criação de outras áreas protegidas na região, bem como para servir de comparação

com futuros projetos, que visem o monitoramento de populações de mutuns-do-sudeste, autóctones e reintroduzidas.

5. Referências Bibliográficas

- AYENI, J.S.O. Home range size, breeding behaviour and activities of helmeted guinea fowl (*Numida meleagris*) in Nigeria. **Malimbus** v. 5, p. 37-43, 1983.
- AZEREDO, R.; SIMPSON, J. A reprodução em cativeiro do mutum-do-sudeste e os programas de reintrodução realizados pela CRAX. In: **Plano de Ação para a conservação do mutum-do-sudeste *Crax blumenbachii*** – uma espécie bandeira para a conservação da Mata Atlântica. IBAMA/MMA: Brasília. p.37-50, 2004.
- BADYAEV, A.V.; MARTIN, T.E.; ETGES, W.J. Habitat sampling and habitat selection by female wild turkeys: ecological correlates and reproductive consequences. **The Auk** v. 113, n. 3, p. 636-646, 1996.
- BEGAZO, A. J. Notes on the Wattled Curassow (*Crax globulosa*) in Peru. **Bulletin of the Cracid Specialist Group** v.5, p. 7–10, 1997.
- BENNETT, S.E. The Wattled Curassow (*Crax globulosa*) on Isla Mocagua, Amazonas, Colombia. **Bulletin of the Cracid Specialist Group** v.16, p. 21–28, 2003.
- BERNAL, X.; MEJÍA, C. A. Uso del espacio por un grupo de *Crax alector*. **Relatório interno**. Fundación para La Investigación y Tecnología-Banco de La República: Bogotá, Colombia, 1995.
- BERTSCH, C.; BARRETO, G.R. Diet of the yellow-knobbed curassow in the Central Venezuelan Llanos. **The Wilson Journal of Ornithology** v. 120, n.4, p. 764-777, 2008.
- BORGER, L.; DALZIEL, B.D.; FRYXELL, J.M. Are there general mechanisms of animal home range behavior? A review and prospects for future research. **Ecology Letters** v. 11, p. 637-650, 2008.
- BRIGHT, P.W.; MORRIS, P.A. Animal Translocation for Conservation: Performance of Dormice in Relation to Release Methods, Origin and Season. **The Journal of Applied Ecology** v. 31, n. 4, p. 699-708, 1994.
- BROWN, J.L. The evolution of diversity in avian territorial systems. **Wilson Bull.** v. 76, p. 126-153, 1964.
- BUSKIRK, S. Keeping an eye on the neighbours. **Science** v. 306, p. 238–239, 2004.
- CENIBRA-CRAX, Projeto de reintrodução de aves silvestres na Fazenda Macedônia. **Relatório técnico de atividades** – acordo de cooperação técnico-científica CENIBRA-CRAX. 35p, 2008.
- COATES, P.S.; STIVER, S.J.; DELEHANTY, D.J. Using Sharp-Tailed Grouse Movement Patterns to Guide Release-Site Selection. **Wildlife Society Bulletin** v 3, p.1376–1382, 2006.
- CODY, M. L. **Habitat Selection in Birds**. Academic Press: New York, USA, 1985.
- COLLAR, N.; GONZAGA, L.A.P. O mutum *Crax blumenbachii* na Reserva Florestal Particular de Linhares-ES. **Espaço, ambiente e planejamento** v. 2, n. 8, 3-34, 1988.
- DAVISON, G.W.H. Diet and dispersion of the great argus *Argusianus argus*. **Ibis** v. 123, p. 485-494, 1981.

- DONCASTER, C.P.; MACDONALD, D.W. Drifting Territoriality in the Red Fox *Vulpes vulpes*. **Journal of Animal Ecology**, v. 60, p.423-439, 1991
- DOOSE, F. Análise espaço-temporal de diferentes tipos de uso da terra e as consequências para parâmetros físicos e químicos do solo no domínio da Mata Atlântica, RJ, Brasil. **Dissertação de mestrado**, Universidade de Leipzig, Alemanha, p 29-30, 2009.
- DUNNING Jr, J.B. **CRC Handbook of avian body masses**. 1ed. Massachusetts: CRC Press, 384p, 1992.
- FREITAS, S.R.; MELLO, M.C.S.; CRUZ, C.B.M. Relationships between Forest structure and vegetation indices in Atlantic Rainforest. **Forest Ecology and Management** v. 218, p. 353-362, 2005.
- FRETWELL, S. D.; LUCAS, H. L. Jr. On territorial behavior and other factors influencing habitat distribution in birds. I. Theoretical Development. **Acta Biotheoretica** v. 19, p. 16–36, 1970.
- GREENWOOD, P. J. Mating systems, philopatry and dispersal in birds and mammals. **Animal Behaviour** v. 28, p. 1140–1162, 1980.
- HEMSON, G.; MACDONALD, D.W.; GINSBERG, J.; KENWARD, R.E.; RIPPLEY, R.; SOUTH, A.B. Are Kernels the mustard? An assessment of kernel home range estimators using GPS data from lions. **Journal of Animal Ecology** v. 74, n. 3, p. 455-463, 2005.
- HINES, J.E. Social organization, movements, and home range of blue grouse in fall and winter. **Wilson Bull.** v. 98, n. 3, p. 419-432, 1986.
- HOOVER, J.P. Decision rules for site fidelity in a migratory BIRD, the prothonotary warbler. **Ecology** v. 84, n. 2, p. 416-430, 2003.
- IBAMA. **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., 2004.
- IMS, R.A. Movement patterns related to spatial structures. In: **Mosaic landscapes and ecological processes** (Hansson, L.; Fahrig, L.; Merriam, G. (eds.). p. 85-109, Chapman & Hall: London, UK, 1995.
- IQUBAL, P.; MCGOWAN, P.J.K.; CARROLL, J.P.; RAHMANI, A.R. Home range size, habitat use and nesting success of swamp francolin *Francolinus gularis* on agricultural land in northern India. **Bird Conservation international** v. 13, p.127-138, 2003.
- IUCN 2009. 2009 **IUCN Red List of Threatened Species**. Disponível em <<http://www.redlist.org/search/>>. Acesso em 13/10/2009.
- JACOBS, J. Quantitative measurements of food selection. **Oecologia** v. 14, p. 413-417, 1974.
- JETZ, W.; CARBONE, C.; FULFORD, J.; BROWN, J.H. The scaling of animal space use. **Science** v. 306, p. 266-268, 2004.
- KENWARD, R.E. **A manual of wildlife radio tagging (biological techniques)**. Academic Press. 311p., 2000.
- KENWARD, R.E.; CLARKE, R.T.; HODDER, K.H.; WALLS, S.S. Density and linkage estimators of home range: nearest-neighbour clustering defines multinuclear cores. **Ecology** v. 82, n. 7, p. 1905-1920, 2001.
- KENWARD, R.E.; WALLS, S.S.; SOUTH, A.B.; CASEY, N.M. **Ranges 8 v.2.1.: For the analysis of tracking and location data**. Manual contido no programa. Anatrack Ltd. Wareham, UK, 2008.
- KREBS, J.R.; DAVIES, N.B. **An introduction to behavioural ecology**. 3. ed. Blackwell, Oxford. Blackwell, 1993, 420p.

- LANDE, R.; BARROWCLOUGH, G.F. Effective population size, genetic variation, and their use in population management. In: M. Soulé, editor. **Viable populations for conservation**. Cambridge University Press, Cambridge, UK, 1987, p. 87–123.
- LEHNER P.N. **Handbook of ethological methods**. 2nd edition, 672pp. Cambridge University Press, Cambridge, UK, 1996.
- MACE, G.; HARVEY, P.H. Energetic constraints on home range size. **The American Naturalist** v. 121, n. 1, p. 120-132, 1983.
- MALLET-RODRIGUES, F.; Noronha, M.L.M. Birds in the Parque Estadual dos Três Picos, Rio de Janeiro State, Southeast Brazil. **Cotinga** v. 31, p. 96-107, 2009.
- MARTÍNEZ-MORALES, M.A. Conservation status and habitat preferences of the Cozumel Curassow. **The Condor**. v. 101, n. 1, p. 14-20, 1999.
- MCGOWAN, P.J.K. Ranging behavior in the Malaysian peacock pheasant *Polyplectron malacense* in Peninsular Malaysia. **Forktail** v. 20, p. 65-68, 2004.
- MCNAB, B.K. Bioenergetics and the determination of home range size. **American Naturalist** v. 97, p. 133-141, 1963.
- MOHR, C.O. Table of equivalent populations of North American small mammals. **American Midland Autóctoneist** v. 37, p. 223-249, 1947.
- MURPHY, D.A.; BASKETT, T.S. Bobwhite mobility in central Missouri. **J. Wildl. Manage.** v. 16, n. 4, p. 498-510, 1952.
- NAMS, V. O. **Locate III User's Guide**. Pacer Computer Software, Tatamagouche, Nova Scotia, Canada, 2006.
- OLIVEIRA-FILHO, A.T.; FONTES, M.A.L. Patterns of Floristic Differentiation among Atlantic Forests in Southeastern Brazil and the Influence of Climate. **Biotropica** v. 32, n. 4b, p. 793-810, 2000.
- PAGANO, M.; GAUVREAU, K. **Princípios de bioestatística**. Ed. Thomson Learning, São Paulo, SP, Brasil. 2006, 506p.
- PARRA, J.L.; AGUDELO, M.; MOLINA, Y.; LONDOÑO, G.A. Use of space by a pair of salvin's curassow (*Mitu salvini*) in northwestern Colombian Amazon. **Ornitologia Neotropical** v. 12, p. 189-204, 2001.
- PEDREIRA, B.C.C.G.; FIDALGO, E.C.C.; ABREU, M.B. Mapeamento do uso e cobertura da terra da bacia hidrográfica do rio Guapi-Macacu, RJ. In: **Anais do Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto**, Natal, RN, Brasil. Anais...Natal: INPE, p. 2111-2118, 2009.
- PERES, C.A.; LAKE, I.R. Extent of nontimber resource extraction in tropical forests: accessibility to game vertebrates by hunters in the Amazon Basin. **Conservation Biology** v. 17, n. 2, p. 521-535, 2003.
- PERES, C.A. Synergistic effects of subsistence hunting and habitat fragmentation on Amazonian forest vertebrates. **Conservation Biology** v. 15, n. 6, p. 4190-1505, 2001.
- PETERS, R. Communication, cognitive mapping, and strategy in wolves and hominids. In: **Wolf and man: evolution in parallel** (Hall, R.L.; Sharp, H.S.) (eds.). p. 95-108. Academic Press: Nova York, EUA, 1978.
- PIMENTEL, L.S.; OLMOS, F. The birds of Reserva Ecológica Guapiaçu (REGUA), Rio de Janeiro, Brazil. **Cotinga**: submetido.
- POWELL, R.A. Animal home ranges and territories and home range estimators. In: **Research techniques in animal ecology: controversies and consequences** (Boitani, L.; Fuller, T.K.) (eds.). p.65-110. Columbia University Press: Nova York, EUA, 2000.

- PRATOLONGO, F.A. Dispersión, supervivencia y reproducción de la pava aliblanca *Penelope albipennis* TACZANOWSKI 1877 (CRACIDAE) reintroducida a su hábitat natural en Perú. **Ecología Aplicada** v. 3, p. 112-117, 2004.
- QUINN, G.Q.; KEOUGH, M.J. **Experimental design and data analysis for biologists**. Cambridge University Press, UK. 2006, 537p.
- RATCLIFFE, C.S.; CROWE, T.M. Habitat utilization and home range size of helmeted guineafowl *Numida meleagris* in the midlands of KwaZulu-Natal province, South Africa. **Biological Conservation** v. 98, p. 333-345, 2001.
- RESOURCES INVENTORY COMMITTEE (RIC). **Wildlife radio-telemetry: standards for components of British Columbia's biodiversity**, n. 5, 118 p, 1998. Disponível em: <<http://www.for.gov.bc.ca/ric>>. Acesso em 17/02/2006.
- RIOS, M.M.; LONDOÑO, G.A.; MUÑOZ, M.C. Densidad poblacional y historia autóctone de la pava negra (*Aburria aburri*) em los Andes centrales de Colombia. **Ornitología neotropical** v. 16, p. 205-217, 2005.
- SÁ, R.M.L. **Manejo de fauna na reserve Xavante Rio Das Mortes, MT: cultura indígena e método científico integrados para a conservação**. WWF: Brasília, Brasil, 68p. Série técnica n. 4, 2000.
- SANTAMARIA, M.; FRANCO, A.M. Historia natural del Paujil *Mitu salvini* y densidades poblacionales de Crácidos en el Parque Nacional Natural Tinigua-Amazonia Colombiana. **Relatório Final**. Wildlife Conservation Society, Bogotá, Colombia, 1994.
- SANTAMARIA, M.; FRANCO, A.M. Frugivory of Salvin's Curassow in a rainforest of the Colombian Amazon. **Wilson Bulletin** v. 112, p. 473-481, 2000.
- SANTOS, P.M.R.S. The Wattled Curassow (*Crax globulosa*) at Mamiraua (Amazonas, Brazil). **Bulletin of the Cracid Specialist Group** v. 7, p. 15-19, 1998.
- SICK, H. Notes on Brazilian cracids. **The Condor** v. 72, n. 1, p. 106-108, 1970.
- SOKAL, R.R.; ROHLF, F.J. **Biometry: the principles and practice of statistics in biological research**. 3rd edition. W. H. Freeman and Co.: New York. 1995, 887 p.
- STAMPS, J.A. Motor learning and the value of familiar space. **The American Naturalist** v. 146, n. 1, p. 41-58, 1995.
- STAMPS, J.A. Habitat selection by dispersers: integrating proximate and ultimate approaches. In: **Dispersal** (Clobert, J.; Danchin, A.A.; Nichols, J.D. (eds.), p. 230-242, 2001.
- STAMPS, J.; SWAISGOOD, R. Someplace like home: experience, habitat selection and conservation biology. **Applied Animal Behaviour Science** v. 102, n. 3, p. 392-409, 2007.
- STEPHENS, P.A.; SUTHERLAND, W.J. Consequences of the Allee effect for behaviour, ecology and conservation. **Trends in Ecology and Evolution** v. 14, p. 401-405, 1999.
- SUN, Y.H.; FANG, Y. Notes on the natural history and behavior of the Chinese Grouse *Bonasa sewerzowi*. **Wildlife Biology** v. 3, p. 265-268, 1997.
- SWIHART, R.K.; SLADE, N.A. Influence of sampling interval on estimates of home range size. **J. Wildl. Manage.** v. 49, p. 1019-1025, 1997.
- TERHUNE, T.M.; SISSON, D.C.; STRIBLING, H.L.; CARROLL, J.P. Home range, movement and site fidelity of translocated northern bobwhite (*Colinus virginianus*) in southwest Georgia, USA. **Eur. J. Wildl. Res.** v. 52, p. 119-124, 2006.
- THOMPSON, F.R.; FRITZWELL, E.K. Habitat use, home range, and survival of territorial male ruffed grouse. **The Journal Of Wildlife Management** v. 53, n. 1, p. 15-21, 1989.

- TOEPFER, J.E.; ENG, R.L.; ANDERSON, R.K. Translocating prairie grouse: what have we learned? **Transactions of the North American Natural Resource Conference** v. 55, p.569-579, 1990.
- VAN VUREN, D. Mammalian dispersal and reserve design. *In: Behavioral ecology and conservation biology*. (Caro, T.) (ed). Pp. 369-393, Oxford University Press: New York, USA, 1998.
- WEINFURT, K.P. Repeated measures analyses: ANOVA, MANOVA, and HLM. *In: Reading and understanding more multivariate statistics*. (Grimm, L.G., Yarnold, P.R) (eds.). American Psychological Association: Washington D.C., EUA, p. 317-361, 2000.
- WHITE, G.C.; GARROT, R.A. **Analysis of wildlife radio-tracking data**. Academic Press, San Diego, 1990, 383p.
- WHITESIDE, R. W.; GUTHERY, F. S. Ring-necked pheasant movements, home ranges, and habitat use in west Texas. **The Journal of Wildlife Management** v. 47, p.1097–1104, 1983.
- WINTERBACH, C.W. Influence of pesticides on numbers of helmeted guineafowl *Numida meleagris* in agricultural areas. **Dissertação de mestrado**, Faculty of Agricultural Science, University of Pretoria, Pretoria, 1991.
- WOOLF, A., NORRIS, R., KUBE, J. Evaluation of ruffed grouse reintroductions in southern Illinois. *In Ruffed grouse management: state-of-the-art in the early 1980's* (Robinson, W.L.) (ed.). Pp. 59-74. North Cent. Sect., The Wildl. Soc.: Bethesda, EUA, 1984.
- WORTON, B.J. Kernel methods for estimating the utilization distribution in home range studies. **Ecology** v. 70, p. 164-168, 1989.
- XU, J.L., ZHANG, X.H., SUN, Q.H., ZHENG, G.M., WANG, Y., ZHANG, Z.W. Home range, daily movements and site fidelity of male Reeve's pheasants *Syrnaticus reevesii* in the Dabie Mountains, Central China. **Wildlife Biology** v. 15, n. 3, p. 338-344, 2009.
- YOUNG, L., ZHENG, G.M., ZHANG, Z.W. Winter movements and habitat use by Cabot's tragopan *Tragopan caboti* in southeastern China. **Ibis** v.133, n. 2, p. 121-126, 1991.
- ZHANG, Y.Y.; ZHENG, G.M. A population viability analysis (PVA) for Cabot's Tragopan (*Tragopan caboti*) in Wuyanling, south-east China. **Bird Conservation International** v. 17, p. 151-161, 2007.

CAPÍTULO 4

SELEÇÃO DE HABITATS POR MUTUNS-DO-SUDESTE *Crax blumenbachii* REINTRODUZIDOS NA MATA ATLÂNTICA (RESERVA ECOLÓGICA DE GUAPIAÇU, RJ, BRASIL)

Resumo

O uso e a seleção de habitats podem ser influenciados pela distribuição e pela abundância de recursos, competição com outras espécies, atração de co-específicos, lembrança do habitat natal (“habitat imprinting”) e pela densidade de predadores, entre outros fatores. Os objetivos deste estudo foram verificar se mutuns-do-sudeste reintroduzidos na Reserva Ecológica de Guapiáçu (RJ, Brasil), provenientes do criadouro científico CRAX (MG, Brasil), utilizaram os habitats aleatoriamente. Os tipos de habitats foram ordenados de acordo com o uso relativo. Para tal, a análise composicional foi empregada, considerando-se as escalas de área de vida (onde a proporção de habitat disponível, no conjunto de todas as áreas de vida, foi comparada com a proporção de habitat encontrado na área de vida de cada indivíduo) e de localizações (onde a proporção de habitat disponível na área de vida de cada indivíduo foi comparada com a proporção de localizações do indivíduo, naqueles tipos de habitat). Na escala de área de vida, a classificação de seleção de habitats de mutuns-do-sudeste jovens foi: floresta densa > agricultura >>> pastagem > pastagem em várzea > vegetação secundária em estágio inicial (Wilk’s $\lambda = 0,27$, $\chi^2 = 13,03$, $p = 0,011$) (sinal triplo denota uma seleção altamente significativa). Nesta mesma escala, os adultos também selecionaram os mesmos tipos de habitat que os jovens (Wilk’s $\lambda = 0,14$, $\chi^2 = 19,14$, $p = 0,0007$), mas o habitat menos utilizado por adultos foi a pastagem em várzea. Assim, mutuns-do-sudeste utilizaram o ambiente de floresta densa com mais frequência que outros habitats, quando jovens e quando adultos. Na escala de localizações, a classificação de preferência de habitats de mutuns-do-sudeste reintroduzidos foi: vegetação secundária em estágio inicial > pastagem >>> agricultura >>> floresta densa (Wilk’s $\lambda = 0,04$, $\chi^2 = 31,62$, $p < 0,0001$). Assim, dentro de cada área de vida, as localizações foram mais encontradas que o acaso em vegetação secundária em estágio inicial. Estas áreas encontravam-se próximas a áreas residenciais rurais de baixa densidade, com agricultura de pequena escala ou pomares. Inesperadamente, estes ambientes também foram habitats mais selecionados, em relação à floresta densa, nesta escala menor. Além de encontrar alimento com maior facilidade em agricultura e pomares, há menor densidade de predadores naturais. Outros fatores podem ter contribuído para o uso destes habitats, como a lembrança que estas aves podem ter guardado na memória, acerca de seu habitat natal (cativeiro). Este foi o primeiro estudo sobre a preferência de habitats de um cracídeo reintroduzido. Estes dados podem auxiliar na identificação de possíveis áreas a serem ocupadas por mutuns na região da REGUA, antecipando ações de conscientização das pessoas do entorno, de proteção e melhoria do habitat.

Palavras-chave: Área de vida. Cracidae. Disponibilidade de habitats. Galliformes. Habitat imprinting. Localização. Reintrodução. Uso do habitat.

1. Introdução

Ao reintroduzir uma espécie, os indivíduos são induzidos a procurar e se estabelecer em um novo habitat, não familiar a princípio (STAMPS, 2001). Haveria um processo de seleção de habitats, ou os indivíduos utilizariam estes habitats aleatoriamente? Que fatores podem contribuir para esta escolha? (WHITE; GARROT, 1990; MORRIS, 1995).

A definição de habitat adotada neste estudo foi elaborada por Hall *et al.* (1997): o habitat é o conjunto de recursos necessários para a ocupação do local em que o animal vive. O processo de seleção de habitats pode ser dividido em diferentes fases: a procura por um novo habitat, o estabelecimento no local escolhido e a residência (STAMPS, 2001).

A seleção ocorre quando o uso de alguns habitats é desproporcional a sua disponibilidade no ambiente, e indica que um animal ocorreu em um habitat com mais frequência que o esperado ao acaso (JOHNSON, 1980; LITVAITIS, 2000; KENWARD, 2000). No entanto, um habitat selecionado não necessariamente é crítico para a sobrevivência e reprodução do animal (WHITE; GARROTT, 1990). Da mesma forma, a intensidade de uso de um habitat pode não ser um bom indicativo de qualidade deste (NORTH; REYNOLDS, 1996).

O uso e a seleção de habitats podem ser influenciados pela distribuição e pela abundância de recursos, competição com outras espécies, atração de co-específicos, lembrança do habitat natal (“habitat imprinting”) e pelo risco de predação, entre outros fatores (CODY, 1985; STAMPS, 2001; GIUGGIOLI *et al.*, 2006).

A densidade populacional da espécie também pode influenciar no processo de escolha do novo habitat. Allee (1951 apud STAMPS, 2001) demonstrou que a densidade populacional interferiu na sobrevivência e na reprodução de indivíduos. O autor sugeriu, por exemplo, que a baixa densidade de indivíduos diminuía as chances de encontro com parceiros. Esta é apenas uma das várias consequências da baixa densidade populacional, chamadas de “Efeito Allee” (STAMPS, 2001).

Uma das maiores críticas às teorias clássicas de seleção de habitat (principalmente as propostas por Allee em 1951 e por Fretwell e Lucas, em 1970) é a não validade da premissa de que os indivíduos não diferem nas habilidades competitivas ou na capacidade de dispersão, e preferem um mesmo tipo de habitat (GARSHELLIS, 2000; STAMPS, 2001; STAMPS; SWAISGOOD, 2007).

A escolha do habitat não é influenciada apenas pela competição, mas também por interações sociais positivas (GARSHELLIS, 2000). Stamps (2001) argumentou que a atração de co-específicos pode aumentar a probabilidade de outros indivíduos estabelecerem-se no local, havendo muitos benefícios, como o aumento da eficiência de escapar de predadores, ou de encontrar parceiros sexuais.

A abundância de recursos tem importante implicação nos padrões de movimentação das espécies, sendo que a procura por alimentos pode forçar o indivíduo a percorrer áreas mais extensas (MUNOZ *et al.*, 2007). Esta movimentação pode ser interrompida, como consequência da fragmentação de um habitat, e a extinção pode ocorrer, dependendo do tamanho do fragmento, massa corpórea da espécie e preferência por um habitat (RESTREPPPO *et al.*, 1997).

Neste capítulo, foi analisado se os mutuns-do-sudeste reintroduzidos na Mata Atlântica da Reserva Ecológica de Guapiaçu (RJ, Brasil) utilizaram habitats aleatoriamente. Estas aves nasceram no criadouro científico CRAX (Contagem, MG, Brasil) e foram transportadas quando jovens (em média 18 meses de idade). Os tipos de habitats foram ordenados de acordo com o uso relativo. Foi verificado se a seleção de habitats dos indivíduos quando jovens se modificou quando atingiram a idade adulta. Não foi encontrado nenhum estudo com cracídeos semelhante a este, com metodologia apropriada, para fins comparativos.

2. Material e métodos

2.1. Área de estudo

A Reserva Ecológica de Guapiaçu (REGUA, Zona 23K, Córrego Alegre, UTM N 7.515.700 m, L 728.783 m, Cachoeiras de Macacu, RJ, Brasil) possui cerca de 7.200 ha de Mata Atlântica Ombrófila Densa (Nicholas Locke, informação verbal), inseridos na Serra do Mar, abrangendo floresta montana, submontana e de baixada (OLIVEIRA-FILHO; FONTES, 2000).

A maior parte da REGUA compreende áreas de mata (94,78%), o que contribui na composição de um corredor entre áreas de unidades de conservação na Bacia Hidrográfica Guapi-Macacu (REGUA; PMCM, 2008, PEDREIRA *et al.*, 2009). Compreende altitudes de 20 a cerca de 2.000 m de altitude, sendo que acima de 400 m de altitude a mata da REGUA sobrepõe-se ao Parque Estadual dos Três

Picos, que é a maior unidade de conservação do Rio de Janeiro (58.799,83 ha, segundo o Instituto Estadual do Meio Ambiente – INEA, RJ, Brasil).

A precipitação pluviométrica anual durante a época do estudo foi de 2.600 mm (DOOSE, 2009). O período mais chuvoso (> 200 mm mensais) e quente (mínima de 14° e máxima de 37°) estendeu-se entre os meses de novembro a abril, enquanto o período seco (< 200 mm mensais) e frio (mínima de 9° e máxima de 14°) estendeu-se entre os meses de maio a outubro (DOOSE, 2009).

No Plano de Ação para a conservação de *C. blumenbachii* indicou-se a REGUA como um dos potenciais locais para a reintrodução da espécie (IBAMA, 2004), pois a região da reserva possui uma extensa área de baixada (< 500 m de altitude), que provavelmente foi habitat de mutuns-do-sudeste no início do século passado (IBAMA, 2004). A ação de caçadores e o ciclo de desmatamentos sofrido pela região no século XX extinguiram várias espécies, como antas *Tapirus terrestris*, queixadas *Tayassu pecari*, jacutingas *Aburria jacutinga*, além da ave objeto deste estudo.

No entorno da reserva, a grande maioria dos fragmentos florestais situa-se no interior de pequenas propriedades, entre 100 e 200 m de altitude, cercadas por plantações e pastagens (FREITAS *et al.*, 2005).

Na REGUA já foram registradas 447 espécies de aves, havendo três espécies de populações autóctones da ordem Galliformes (os jacus *Penelope obscura* e *P. superciliaris*, e o uru *Odontophorus capueira*) (MALLET-RODRIGUES; NORONHA, 2009, PIMENTEL; OLMOS, submetido).

2.2. Análise composicional

A análise composicional foi empregada para verificar se habitats foram utilizados aleatoriamente pelos indivíduos, ou seja, nas mesmas proporções em que ocorreram na paisagem (AEBISCHER *et al.*, 1993).

Nesta análise, o uso de cada habitat (U_i) foi expresso em relação a cada um dos outros habitats (U_j), através do logaritmo natural (\ln) da razão (“log ratio”), como indicado na fórmula $\ln(U_i/U_j)$, com disponibilidade de habitats equivalentes a $\ln(V_i/V_j)$ (AEBISCHER *et al.*, 1993; KENWARD, 2000).

Quando a diferença entre as log-razões de uso e disponibilidade de habitats foi maior que zero, pôde-se afirmar que houve seleção de habitat; quando a

diferença foi zero, os animais associaram-se de maneira similar aos tipos de habitat; quando a diferença foi negativa, implicou em um habitat menos utilizado (AEBISCHER *et al.*, 1993).

O uso de todos os habitats foi determinado simultaneamente, através de análise de variância multivariada (MANOVA). O teste t foi utilizado para verificar se a seleção de habitats diferiu significativamente de zero, para cada par de habitats. Os habitats foram ordenados por uso relativo, em uma matriz de classificação, onde o maior número correspondeu a um habitat com maior seleção em relação aos outros tipos de habitat (AEBISCHER *et al.*, 1993; KENWARD, 2000; CONROY; CARROLL, 2009).

Para estes cálculos, os dados foram analisados utilizando a função Macro no Excel "Compos Analysis versão 6.2 standard", criada por Smith (2005), que segue os procedimentos de análise descritos em Aebischer *et al.* (1993).

Se um habitat estava disponível, mas não foi utilizado pelo indivíduo, o valor de uso "zero" foi substituído por 0,01, como proposto por Aebischer *et al.* (1993).

O mapa de tipos de habitat (escala 1: 100.000, feito a partir da imagem satélite LANDSAT 2007), foi cedido pelo Instituto Estadual do Ambiente em 2009 (INEA, RJ, Brasil). Os habitats disponíveis na paisagem foram: floresta densa, vegetação secundária em estágio inicial, agricultura, pastagem e pastagem em várzea (Apêndice J).

O uso do habitat de um indivíduo pode ser estimado levando-se em consideração diferentes escalas de seleção de habitat (GARSHELLIS, 2000). Neste estudo, foram consideradas duas escalas, denominadas de "segunda ordem" e de "terceira ordem" por Johnson (1980) (apud AEBISCHER *et al.*, 1993, CONROY; CARROLL, 2009).

Na seleção de "segunda ordem", a proporção de habitat disponível na área total (conjunto de todas as áreas de vida) foi comparada com a proporção de habitat encontrado na área de vida de cada indivíduo (JOHNSON, 1980 apud AEBISCHER *et al.*, 1993). O número amostral foi o número de indivíduos (N jovens= 10; N adultos= 10).

Já na seleção de habitat de "terceira ordem", a área total de habitat disponível considerada foi a área de vida de cada indivíduo. A proporção de habitats disponível em cada área de vida foi comparada com a proporção de localizações do indivíduo naqueles tipos de habitat (JOHNSON, 1980 apud AEBISCHER *et al.*, 1993). Nesta

escala, não foi possível separar jovens e adultos, considerando-se então o período total de 25 meses (N= 10).

A pastagem em várzea não foi um habitat disponível para cinco dos dez indivíduos analisados, sendo este habitat desconsiderado, como proposto por Aebischer *et al.* (1993), por haver número amostral insuficiente ($n < 5$ indivíduos).

A porcentagem de área disponível em cada tipo de habitat, a porcentagem de habitat dentro de cada área de vida e a porcentagem de localizações em cada habitat foram calculadas com auxílio do software ArcGis 9.2 (ESRI, 2006).

3. Resultados

Os tipos de habitats foram utilizados em proporções que diferiram do esperado ao acaso, tanto na escala de área de vida (segunda ordem), quanto na escala de localizações (terceira ordem).

Na escala de segunda ordem, a classificação de seleção de habitats de mutuns-do-sudeste reintroduzidos jovens foi: floresta densa > agricultura >>> pastagem > pastagem em várzea > vegetação secundária em estágio inicial (Wilk's $\lambda = 0,27$, $\chi^2 = 13,03$, $p = 0,011$) (sinal triplo denota uma seleção altamente significativa) (Tabela 1, Apêndice K).

Nesta escala, os adultos também selecionaram os mesmos tipos de habitat que os jovens (Wilk's $\lambda = 0,14$, $\chi^2 = 19,14$, $p = 0,0007$), mas o habitat menos utilizado foi a pastagem em várzea (Tabela 1, Apêndice K; para ilustração, vide capítulo 3, figura 15). Assim, adultos passaram a selecionar vegetação secundária em estágio inicial, em relação à pastagem em várzea.

Na escala de terceira ordem, a classificação de seleção de habitats de mutuns-do-sudeste reintroduzidos foi: vegetação secundária em estágio inicial > pastagem >>> agricultura >>> floresta densa (Wilk's $\lambda = 0,04$, $\chi^2 = 31,62$, $p < 0,0001$) (sinal triplo denota uma preferência altamente significativa) (Tabela 2, Apêndice L). Assim, dentro de cada área de vida, as localizações foram mais encontradas que o acaso em vegetação secundária em estágio inicial. Além disso, a floresta densa foi o habitat menos utilizado nesta escala (Tabela 2, Apêndice L).

É importante ressaltar que a maioria dos ambientes antrópicos, frequentados por mutuns-do-sudeste reintroduzidos, encontravam-se próximos à borda da floresta (Apêndice J). Além disso, havia fragmentos de mata estreitos (mínimo de 60 m) e

alongados, além de mata ciliar estreita (< 200 m de largura) em meio a estas áreas abertas (Figura 1 e 2).

Tabela 1. Matriz simplificada de classificação de seleção de habitats por mutuns-do-sudeste reintroduzidos na REGUA (RJ, Brasil), quando jovens e quando adultos, considerando-se a escala de segunda ordem (onde o habitat disponível é o habitat encontrado em todas as áreas de vida, e o habitat utilizado é o habitat encontrado em cada área de vida). O habitat com maior valor de ordenação correspondeu ao habitat mais selecionado. Os sinais indicam que o habitat correspondente à linha foi mais (+) utilizado ou menos (-) utilizado que o habitat correspondente à coluna (sinais triplos indicam que o habitat não foi utilizado ao acaso, ou seja, $p < 0,05$). Agric.= agricultura, Fl. densa= floresta densa, Past.= pastagem, Veg. Sec.= vegetação secundária em estágio inicial.

(a) jovens

	Agric.	Fl. Densa	Past.	Past. Várzea	Veg. Sec.	Ordem
Agric.		-	+++	+	+++	3
Fl. Densa	+		+++	+++	+++	4
Past.	---	---		+	+	2
Past. várzea	-	---	-		+	1
Veg. Sec.	---	---	-	-		0

(b) adultos

	Agric.	Fl. Densa	Past.	Past. Várzea	Veg. Sec.	Ordem
Agric.		-	+	+	+	3
Fl. Densa	+		+	+++	+++	4
Past.	-	-		+	+	2
Past. várzea	-	---	-		-	0
Veg. Sec.	-	---	-	+		1

Tabela 2. Matriz simplificada de classificação de seleção de habitats por mutuns-do-sudeste reintroduzidos na REGUA (RJ, Brasil), considerando-se a escala de terceira ordem (onde o habitat disponível é o habitat encontrado em cada área de vida e o habitat utilizado é o que contém as localizações em seu interior). Os sinais indicam que o habitat correspondente à linha foi mais (+) utilizado ou menos (-) utilizado que o habitat correspondente à coluna (sinais triplos indicam que o habitat não foi utilizado ao acaso, ou seja, $p < 0,05$). Agric.= agricultura, Fl. densa = floresta densa, Past.= pastagem, Veg. Sec.= vegetação secundária em estágio inicial.

	Agric.	Fl. densa	Past.	Veg. Sec.	Ordem
Agric.		+++	---	---	1
Fl. densa	---		---	---	0
Past.	+++	+++		-	2
Veg. Sec.	+++	+++	+		3

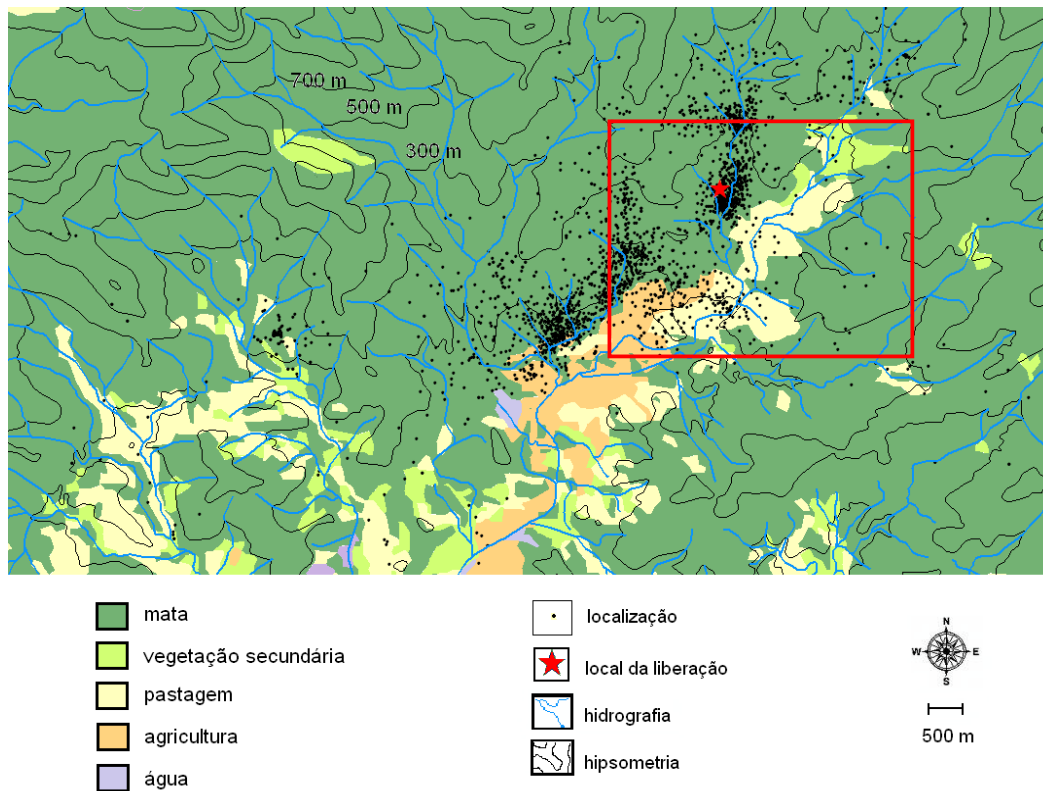


Figura 1. Localizações de mutuns-do-sudeste reintroduzidos na REGUA (RJ, Brasil), em diferentes tipos de habitat (o quadrado vermelho refere-se à área ampliada da Figura 3).

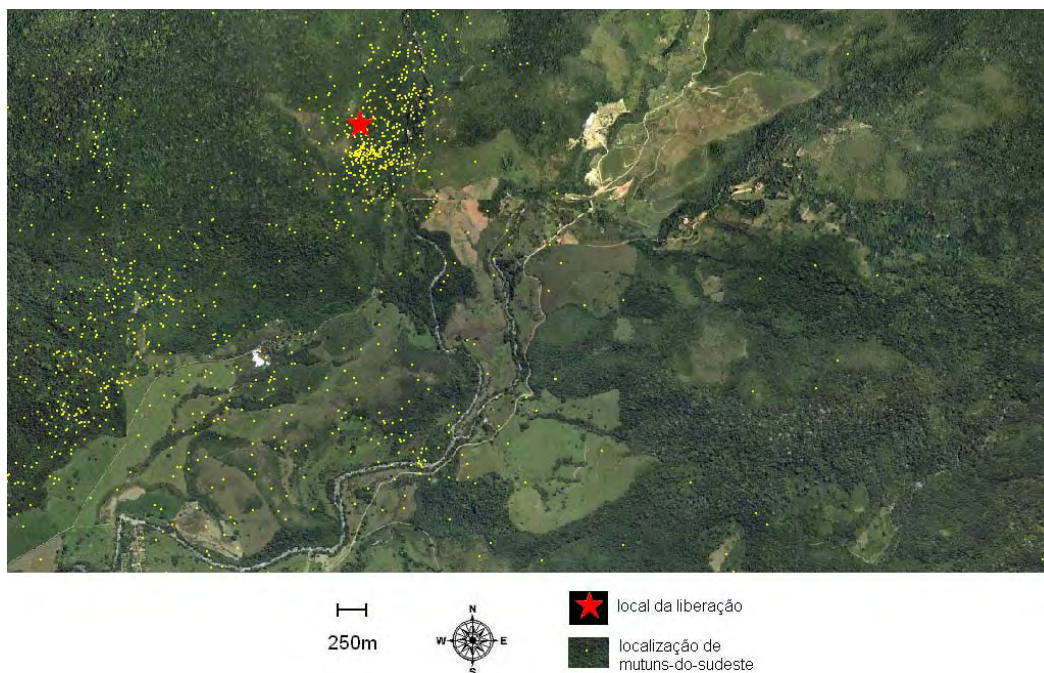


Figura 2. Aerofotografia digital (cedido por INEA, RJ, Brasil), mostrando detalhe dos habitats antrópicos utilizados por mutuns-do-sudeste reintroduzidos na REGUA (RJ, Brasil). Nota-se as áreas abertas (pastagem/ agricultura em pequena escala), com a presença de fragmentos de mata estreitos e alongados.

4. Discussão

Na seleção de 2ª ordem, mutuns-do-sudeste (jovens ou adultos) utilizaram floresta densa com mais frequência que outros habitats, assim como reportado em estudos com os cracídeos *Penelope superciliaris*, *Crax daubentoni*, *C. alberti*, *C. alector* e *C. rubra griscomi* (BERTSCH; BARRETO, 2008; MORENO-PALACIOS; MOLINA-MARTINEZ, 2008, BERNAL; MEJIA, 1995; MIKICH, 1996; MARTÍNEZ-MORALES, 1999; MIKICH, 2002). Contudo, estas espécies, assim como os mutuns-do-sudeste reintroduzidos, também utilizaram habitats antrópicos, principalmente agricultura em pequena escala.

Considerando-se a seleção de 3ª ordem, as áreas de vegetação secundária em estágio inicial foram mais utilizadas que o acaso por mutuns-do-sudeste. Estas áreas eram encontradas com frequência em altitudes menores (< 200 m), próximas à agricultura e/ou à pastagem, associadas a residências rurais, com pomares e/ou galinheiros. Inesperadamente, estes ambientes antrópicos (agricultura/ pastagem) também foram usados com mais intensidade, em relação a florestas densas.

Pode ser que esta ave se beneficie dos efeitos de borda, pois neste ambiente a intensidade de luz solar é maior, havendo maior abundância de insetos herbívoros (MURCIA, 1995). Além disso, este ambiente favorece o crescimento de cipós e lianas em abundância (MURCIA, 1995), que são muito utilizados por mutuns machos, para a construção do ninho nestes emaranhados (IBAMA, 2004).

Os ambientes de vegetação secundárias e áreas antropizadas (e.g. plantações) também foram usados por outros galiformes, como descrito abaixo. No entanto, o erro associado a cada localização estimada neste estudo (em média 0,98 ha, capítulo 3) pode ter enviesado os dados (GARSHELLIS, 2000), uma vez que havia localizações próximas ao limite entre dois tipos de habitats.

Na Reserva Vale, em Linhares (ES, Brasil), mutuns-do-sudeste autóctones foram encontrados com frequência em estradas de terra (que cruzam a mata) ou na vegetação adjacente às estradas (COLLAR; GONZAGA, 1988). Foi avistado inclusive um ninho desta espécie, na borda de um aceiro (COLLAR; GONZAGA, 1988).

Alguns mutuns-do-sudeste nativos já foram vistos em plantações de mamão *Carica papaya* na Fazenda Caliman, situada no entorno do Parque Nacional do Descobrimento (BA) (ALVAREZ; DEVELEY, 2010), e em plantações de cacau

Theobroma cacao e seringueiras *Hevea brasiliensis*, na Fazenda Cupido (ES) (Fábio Olmos, informação verbal).

O uso de áreas cultivadas em pequena escala, por muitos cracídeos, 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 plantações, pode ser encontrado alimento com maior facilidade e pode haver menor densidade de predadores, entre outros fatores (RATCLIFFE; CROWE, 2001). Assim, neste ambiente, os indivíduos podem ter uma dieta que maximiza o ganho de energia, e podem minimizar o tempo para obter o recurso, como proposto na teoria do forrageio (“foraging theory”, SCHOENER, 1971).

Plantações nos Andes colombianos foram utilizadas pelos cracídeos *Aburria aburri*, *Penelope perspicax* e *Chamaepetes goudotti* (RIOS *et al.*, 2005; RIOS *et al.*, 2006; LONDOÑO *et al.*, 2007). *Crax daubentoni*, nativo da Venezuela, também usou áreas cultivadas e com árvores frutíferas, o que sugeriu haver um comportamento vantajoso, ao utilizar habitats heterogêneos, sem pressão de caça (BERTSCH; BARRETO, 2008).

O galiforme *Numida meleagris*, comum em savanas africanas, utilizou preferencialmente ambientes agrícolas de pequena escala, geralmente próximos à vegetação. A dieta desta espécie foi composta por artrópodes considerados pragas agrícolas (AYENI, 1983; RATCLIFFE; CROWE, 2001). Na Nigéria, a densidade desta espécie foi maior em áreas de fazendas com plantações, que em áreas protegidas (AYENI, 1983). Esta mesma espécie apresentou problemas associados ao consumo de plantas com pesticidas, nas plantações da África do Sul (RATCLIFFE; CROWE, 2001).

Já *Phasianus colchicus*, introduzido no Texas (EUA), utilizou plantações de trigo, algodão e soja, como passagem para locais de alimentação, ninho ou abrigo (WHITESIDE; GUTHERY, 1983). Plantações de cana-de-açúcar também foram usadas por *Fringilla vulgaris*, na Índia (IQUBAL *et al.*, 2003).

A dieta de jacu *Penelope superciliaris*, nativo do parque municipal das Mangabeiras (Belo Horizonte, MG, Brasil), incluiu principalmente frutos nativos (cerca de 81%), e alimento deixado por visitantes do parque (7,3%) (OTTONI *et al.*, 2009).

Ao se alimentar de outros recursos, produzidos pelo homem, pode haver a redução do consumo de alimentos nativos, tais como frutos, sementes, insetos,

folhas; não há conhecimento sobre o impacto deste comportamento em alguns processos ecológicos, como a dispersão e a predação de sementes, e consequentemente a regeneração da vegetação (SHOCHAT, 2004; ROBB *et al.*, 2008; OTTONI *et al.*, 2009).

Um dos fatores que pode afetar a escolha do habitat é a lembrança que o indivíduo possui de seu habitat natal (“habitat imprinting”, STAMPS; SWAISGOOD, 2007). No caso de animais nascidos em cativeiro, as características que garantem a sua sobrevivência incluem o abrigo (viveiro, muitas vezes coberto), o alimento e água à vontade. Estas características são encontradas próximas às habitações humanas. Assim, os animais reintroduzidos, provenientes de cativeiro, podem encontrar ali um habitat semelhante ao de seu habitat natal (STAMPS; SWAISGOOD, 2007).

É interessante notar que, em locais próximos às habitações, na região da REGUA, foi frequente a presença de cães domésticos. Assim, foi esperada maior mortalidade de mutuns “mansos”, o que não ocorreu (capítulo 2). Porém, alguns fatores podem ter contribuído para a ocupação de alguns mutuns próximos às habitações: a experiência prévia do contato de mutuns com cães (reação de fuga mais rápida), a presença de cães acostumados a galinhas, a abundância de alimentos (encontrados em pomares e plantações de pequena escala), e a proximidade destes locais à mata.

As informações acerca do habitat de cracídeos podem sugerir que algumas espécies sejam mais tolerantes a ambientes modificados pela ação humana (BERTSCH; BARRETO, 2008). No caso dos mutuns-do-sudeste, é possível que a caça seja o fator que mais contribua para a diminuição de populações, em comparação à perda de habitat.

Os dados obtidos podem servir não só para adaptar as ações, para um manejo adequado da população reintroduzida na REGUA (WHITE; GARROT, 1990; KENWARD, 2000; SALAFSKY *et al.*, 2001), mas também para a elaboração de planos de manejo de habitats (GARSHELLIS, 2000). Estes dados também foram importantes para planejar ações de conscientização das comunidades do entorno, com informações sobre o programa da reintrodução (Apêndice M).

Este foi o primeiro estudo sobre a seleção de habitats de uma espécie de cracídeo, com metodologia apropriada. Recomenda-se a realização de estudos similares, com populações reintroduzidas e autóctones da espécie, a fim de acumular dados sobre o habitat de mutuns-do-sudeste. Como já mencionado por Collar e

Gonzaga (1988), este acúmulo de conhecimento permitirá uma interpretação acurada sobre a história natural da espécie, indicando-se os elementos necessários para sua conservação.

5. Referências Bibliográficas

- AEBISCHER, N.J.; ROBERTSON, P.A.; KENWARD, R.E. Compositional Analysis of Habitat Use From Animal Radio-Tracking Data. **Ecology**, v. 74, n. 5, p. 1313-1325, 1993.
- ALLEE, W.C. **The social life of animals**. Beacon: Boston, 1951.
- ALVAREZ, A.D.; DEVELEY, P.F. (Orgs). **Conservação do Mutum-do-Sudeste (*Crax blumenbachii*) - Cinco anos de implementação do Plano de Ação**. SAVE Brasil. São Paulo, Brasil. 2010.
- AYENI, J.S.O. Home range size, breeding behaviour and activities of helmeted guineafowl (*Numida meleagris*) in Nigeria. **Malimbus** v. 5, p. 37-43, 1983.
- BERNAL, X.; MEJÍA, C. A. Uso del espacio por un grupo de *Crax alector*. **Relatório interno**. Fundación para La Investigación y Tecnología-Banco de La República: Bogotá, Colombia, 1995.
- BERTSCH, C.; BARRETO, G.R. Diet of the yellow-knobbed curassow in the Central Venezuelan Llanos. **The Wilson Journal of Ornithology** v. 120, n.4, p. 764-777, 2008.
- CODY, M. L. **Habitat Selection in Birds**. Academic Press: New York, USA, 1985.
- COLLAR, N.; GONZAGA, L.A.P. O mutum *Crax blumenbachii* na Reserva Florestal Particular de Linhares-ES. **Espaço, ambiente e planejamento** v. 2, n. 8, 3-34, 1988.
- CONROY, M.J.; CARROLL, J.P. **Quantitative Conservation of Vertebrates**, 1st edition. Wiley-Blackwell Publishing, ISBN 978-1-4051-8228-7 (pb) and 978-1-4051-9098-5(hb). 2009, 336p.
- DOOSE, F. Análise espaço-temporal de diferentes tipos de uso da terra e as consequências para parâmetros físicos e químicos do solo no domínio da Mata Atlântica, RJ, Brasil. **Dissertação de mestrado**, Universidade de Leipzig, Alemanha, 2009.
- ESRI. **ArcGis versão 9.2**. [software]. Environmental Systems Research Institute, Inc., Redlands, California, EUA, 2006.
- FREITAS, S.R.; MELLO, M.C.S.; CRUZ, C.B.M. Relationships between Forest structure and vegetation indices in Atlantic Rainforest. **Forest Ecology and Management** v. 218, p. 353-362, 2005.
- GARSHELLIS, D.L. 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, 2000.
- GIUGGIOLI, L.; ABRAMSON, G.; KENKRE, V.M.; PARMENTER, R.R.; YATES, T.L. Theory of home range estimation from displacement measurements of animal populations. **Journal of Theoretical Biology**, v. 240, n. 1, p. 126-135, 2006.
- HALL, L.S.; KRAUSMAN, P.R.; MORRISON, M.L. The habitat concept and a plea for standard terminology. **Wildlife Society Bulletin** v. 25, p. 173-182, 1997.

- IBAMA. **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., 2004.
- IQUBAL, P.; MCGOWAN, P.J.K.; CARROLL, J.P.; RAHMANI, A.R. Home range size, habitat use and nesting success of swamp francolin *Francolinus gularis* on agricultural land in northern India. **Bird Conservation international** v. 13, p.127-138, 2003.
- JOHNSON, D.H. The comparison of usage and availability measurements for evaluating resource preference. **Ecology** v. 61, p. 65-71, 1980
- KENWARD, R.E. **A manual of wildlife radio tagging** (biological techniques). Academic Press. 311p., 2000.
- LITVAITIS, J.A. Investigating food habits of terrestrial vertebrates. In: **Research techniques in animal ecology: controversies and consequences** (Boitani, L.; Fuller, T.K.) (eds.). p. 165-190. Columbia University Press: Nova York, EUA, 2000.
- LONDOÑO, G.A.; MUÑOZ, M.C.; RIOS, M.M. Density and natural history of the sickled-winged guan *Chamaepetes goudotti* in the central Andes, Colombia. **The Wilson Journal of Ornithology** v. 119, n. 2, p. 228-238, 2007.
- MALLET-RODRIGUES, F.; NORONHA, M.L.M. Birds in the Parque Estadual dos Três Picos, Rio de Janeiro State, Southeast Brazil. **Cotinga** v. 31, p. 96-107, 2009.
- MARTINEZ-MORALES, M.A. Conservation status and habitat preferences of the Cozumel Curassow. **The Condor** v. 101, p. 14–20, 1999.
- MIKICH, S.B. Análise quali-quantitativa do comportamento de *Penelope superciliaris* (Aves, Cracidae). **Iheringia, Série Zoologia**, v. 81, p. 87-95, 1996.
- MIKICH, S.B. 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** v. 10, n. 2, p. 207-217, 2002.
- MORENO PALACIOS, M.; MOLINA MARTINEZ, Y.G. 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** v. 4, p.39 - 45, 2008.
- MORRIS, D.W. Habitat selection in mosaic landscapes. In: **Mosaic Landscapes and Ecological Processes** (Hansson, L., L. Fahrig, and G. Merriam) (eds). Chapman and Hall: New York, EUA. pp. 110-135, 1995.
- MUNOZ, M.C., LONDONO, G.A., RIOS, M.M., KATTAN, G.H. Diet of cauca guan: exploitation of a novel food source in time of scarcity. **The Condor** v. 109, p. 841-851, 2007.
- MURCIA, C. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. **Trends in Ecology and Evolution** v. 10, n. 2, p. 58-62, 1995.
- NORTH, M.P.; REYNOLDS, J.H. Microhabitat analysis using radiotelemetry locations and polytomous logistic regression. **The Journal of Wildlife Management** v. 60, p. 639-653, 1996.
- OLIVEIRA-FILHO, A.T.; FONTES, M.A.L. Patterns of Floristic Differentiation among Atlantic Forests in Southeastern Brazil and the Influence of Climate. **Biotropica** v. 32, n. 4b, p. 793-810, 2000.
- OTTONI, I.; OLIVEIRA, F.R.; YOUNG, R.J. Estimating the diet of urban birds: the problems of anthropogenic food and food digestibility. **Applied Animal Behaviour Science** v. 117, p. 42-46, 2009.

- PEDREIRA, B.C.C.G.; FIDALGO, E.C.C.; ABREU, M.B. Mapeamento do uso e cobertura da terra da bacia hidrográfica do rio Guapi-Macacu, RJ. In: **Anais do Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto**, Natal, RN, Brasil. Anais...Natal: INPE, p. 2111-2118, 2009.
- PIMENTEL, L.S.; OLMOS, F. The birds of Reserva Ecológica Guapiaçu (REGUA), Rio de Janeiro, Brazil. **Cotinga**: submetido.
- RATCLIFFE, C.S.; CROWE, T.M. Habitat utilization and home range size of helmeted guineafowl *Numida meleagris* in the midlands of KwaZulu-Natal province, South Africa. **Biological Conservation** v. 98, p. 333-345, 2001.
- RESTREPO, C.; RENJIFO, L.M.; MARPLES, P. Frugivorous birds in fragmented Neotropical montane forest: landscape pattern and body mass distribution. In: **Tropical forest remnants: ecology, management, and conservation of fragmented ecosystems** (W. F. Laurance; R. O. Bierregaard) (eds.). University of Chicago Press: Chicago. Pp. 171-189, 1997.
- RESERVA ECOLÓGICA DE GUAPIAÇU (REGUA); PREFEITURA MUNICIPAL DE CACHOEIRAS DE MACACU (PMCM). **Agenda 21 de Cachoeiras de Macacu, RJ, Brasil**. Gráfica Nacif: Nova Friburgo, Brasil, 2008.
- RIOS, M.M.; LONDOÑO, G.A.; MUÑOZ, M.C. Densidad poblacional y historia autóctone de la pava negra (*Aburria aburri*) em los Andes centrales de Colombia. **Ornitología neotropical** v. 16, p. 205-217, 2005.
- RIOS, M.M.; MUÑOZ, M.C.; LONDOÑO, G.A. Historia autóctone de La plava caucana (*Penelope perspicax*). **Ornitología Colombiana** v. 4, p. 16-27, 2006.
- ROBB, G.N.; MCDONALD, R.A.; CHAMBERLAIN, D.E.; BEARHOP, S. Food for thought: supplementary feeding as a driver of ecological change in avian populations. **Frontiers in Ecology and the Environment** v. 6, n. 9, p. 476-484, 2008.
- SALAFSKY, N.; MARGOULIS, R.; REDFORD, K. 2001. **Adaptive management: a tool for conservation practitioners**. Washington, D.C.: Biodiversity support program. Disponível em <www.bsponline.org>. Acesso em 27/12/2009.
- SCHOENER, T. Theory of feeding strategies. *Annual Review of Ecology and Systematics* v.2, p. 369-404, 1971.
- SHOCHAT, E. Credit or debit? Resource input changes population dynamics of cuty-slicker birds. **Oikos** v. 106, n. 3, p. 622-626, 2004.
- SICK, H. Notes on Brazilian cracids. **The Condor** v. 72, n. 1, p. 106-108, 1970.
- SMITH, P. G. **Compos Analysis, version 6.2 standard** [software]. Smith Ecology Ltd., Abergavenny, UK., 2005.
- STAMPS, J.A. Habitat selection by dispersers: integrating proximate and ultimate approaches. In: **Dispersal** (Clobert, J.; Danchin, A.A.; Nichols, J.D. (eds.)), p. 230-242, 2001.
- STAMPS, J.; SWAISGOOD, R. Someplace like home: experience, habitat selection and conservation biology. **Applied Animal Behaviour Science** v. 102, n. 3, p. 392-409, 2007.
- WHITE, G.C.; GARROTT, R.A. **Analysis of radio-tracking data**. Academic Press, San Diego, California. 1990, 383 p.
- WHITESIDE, R. W.; GUTHERY, F. S. Ring-necked pheasant movements, home ranges, and habitat use in west Texas. **The Journal of Wildlife Management** v. 47, p.1097-1104, 1983.

RECOMENDAÇÕES

As informações, obtidas através do acompanhamento de mutuns-do-sudeste reintroduzidos na REGUA, foram importantes para identificar as dificuldades enfrentadas e constatar evidências de sucesso do programa de reintrodução. Os dados sobre as distâncias máximas de deslocamento, tamanho de área de vida e distâncias entre elas, tempo de estabelecimento de mutuns na área, período de maior vulnerabilidade, identificação das causas de mortalidade e uso do habitat podem auxiliar no planejamento de ações que visam a persistência da população reintroduzida na região.

Foram registradas algumas evidências de sucesso do programa de reintrodução, como a alta probabilidade de sobrevivência dos mutuns, a formação de casais, a construção do ninho pelo macho e cópulas (Apêndice N). Porém, até o fim do estudo, não houve registro visual de filhotes, sendo prematuro classificar o projeto como bem ou mal-sucedido. No entanto, algumas recomendações foram propostas e sintetizadas em um fluxograma (Figura 1).

No plano de ação de mutum-do-sudeste, realizado em 2004, recomendou-se a reintrodução no Parque Estadual Desengano e Reservas Biológicas União e Poço das Antas. Estas áreas, inclusive a REGUA, situam-se no maior remanescente de Mata Atlântica do estado do Rio de Janeiro (Figura 2). Se bem protegidos contra a caça, alguns fragmentos de mata, que unem estas áreas protegidas, poderiam servir como áreas de deslocamento de indivíduos entre as populações reintroduzidas.

O restabelecimento de uma metapopulação desta ave no estado do Rio de Janeiro, bem como as ações recomendadas neste estudo, são caminhos possíveis para a melhoria do estado de conservação desta espécie brasileira ameaçada de extinção.

Figura 1. Fluxograma descrevendo os principais resultados obtidos durante o monitoramento de mutuns-do-sudeste reintroduzidos na REGUA (RJ, Brasil), as consequências que podem ocorrer devido ao resultado específico e as recomendações para auxiliar na persistência e estabelecimento de uma população viável em longo prazo.

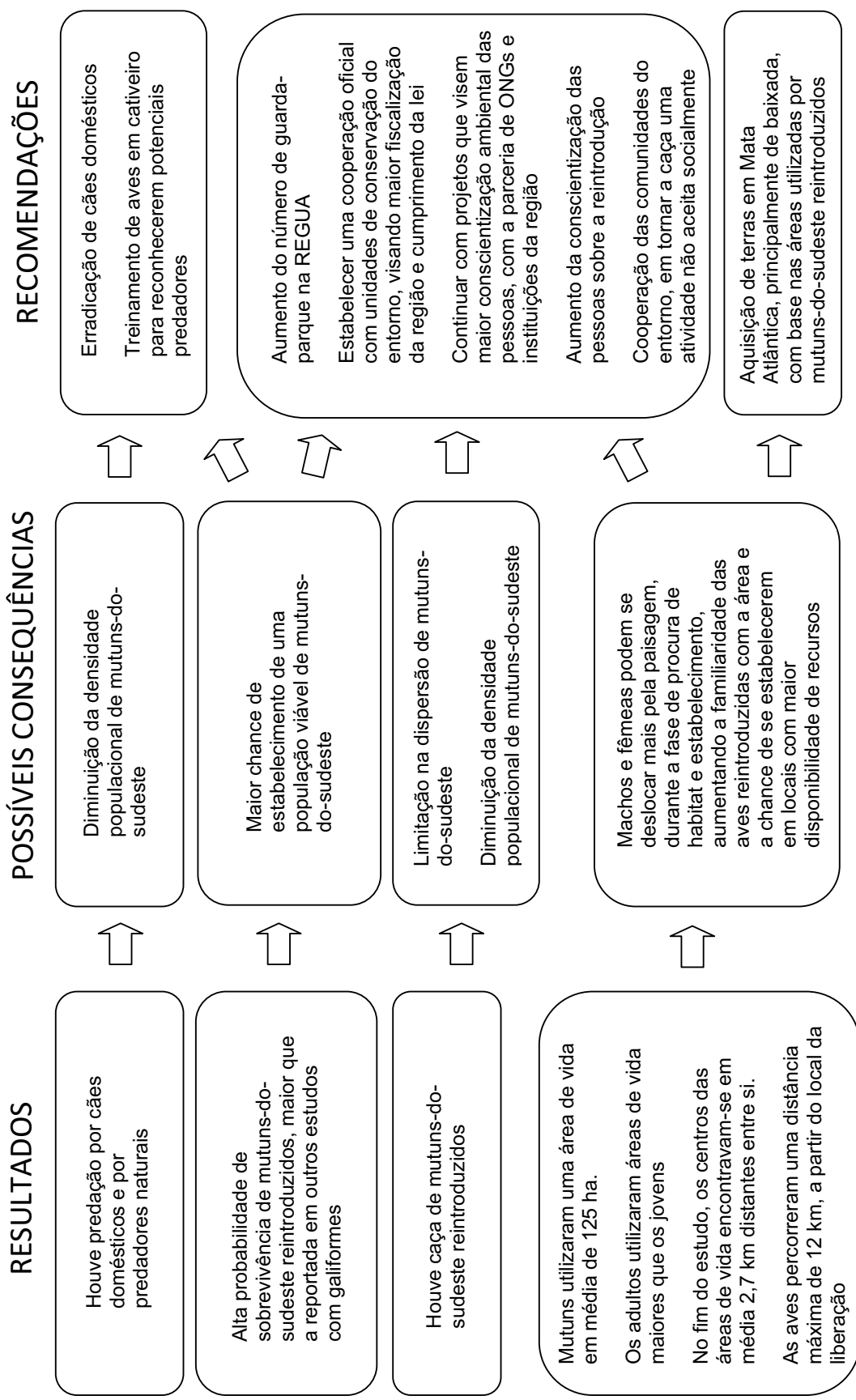


Figura 1. Fluxograma descrevendo os principais resultados obtidos durante o monitoramento de mutuns-do-sudeste reintroduzidos na REGUA (RJ, Brasil), as consequências que podem ocorrer devido ao resultado específico e as recomendações para auxiliar na persistência e estabelecimento de uma população viável em longo prazo.

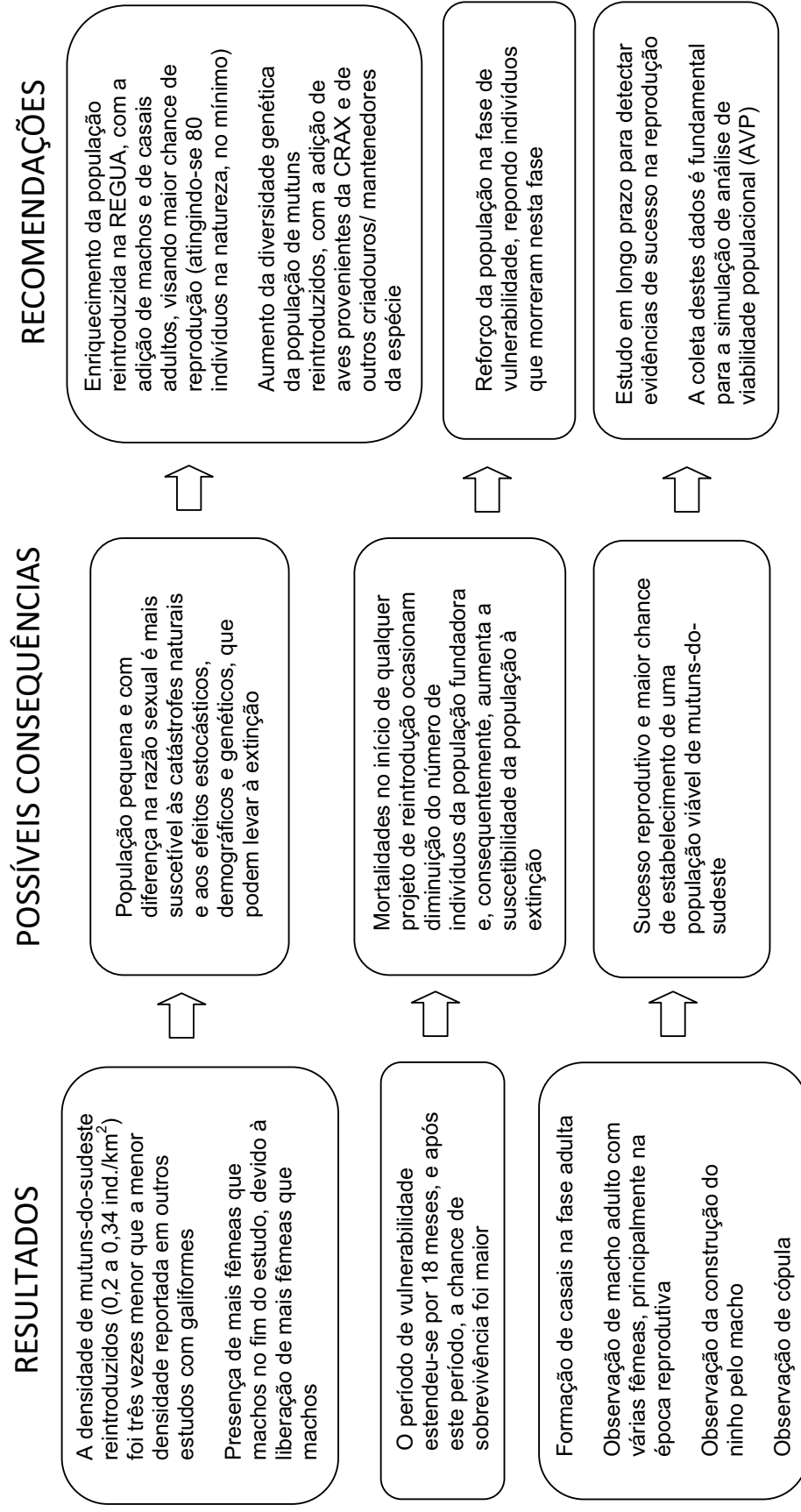


Figura 1. Fluxograma descrevendo os principais resultados obtidos durante o monitoramento de mutuns-do-sudeste reintroduzidos na REGUA (RJ, Brasil), as consequências que podem ocorrer devido ao resultado específico e as recomendações para auxiliar na persistência e estabelecimento de uma população viável em longo prazo.

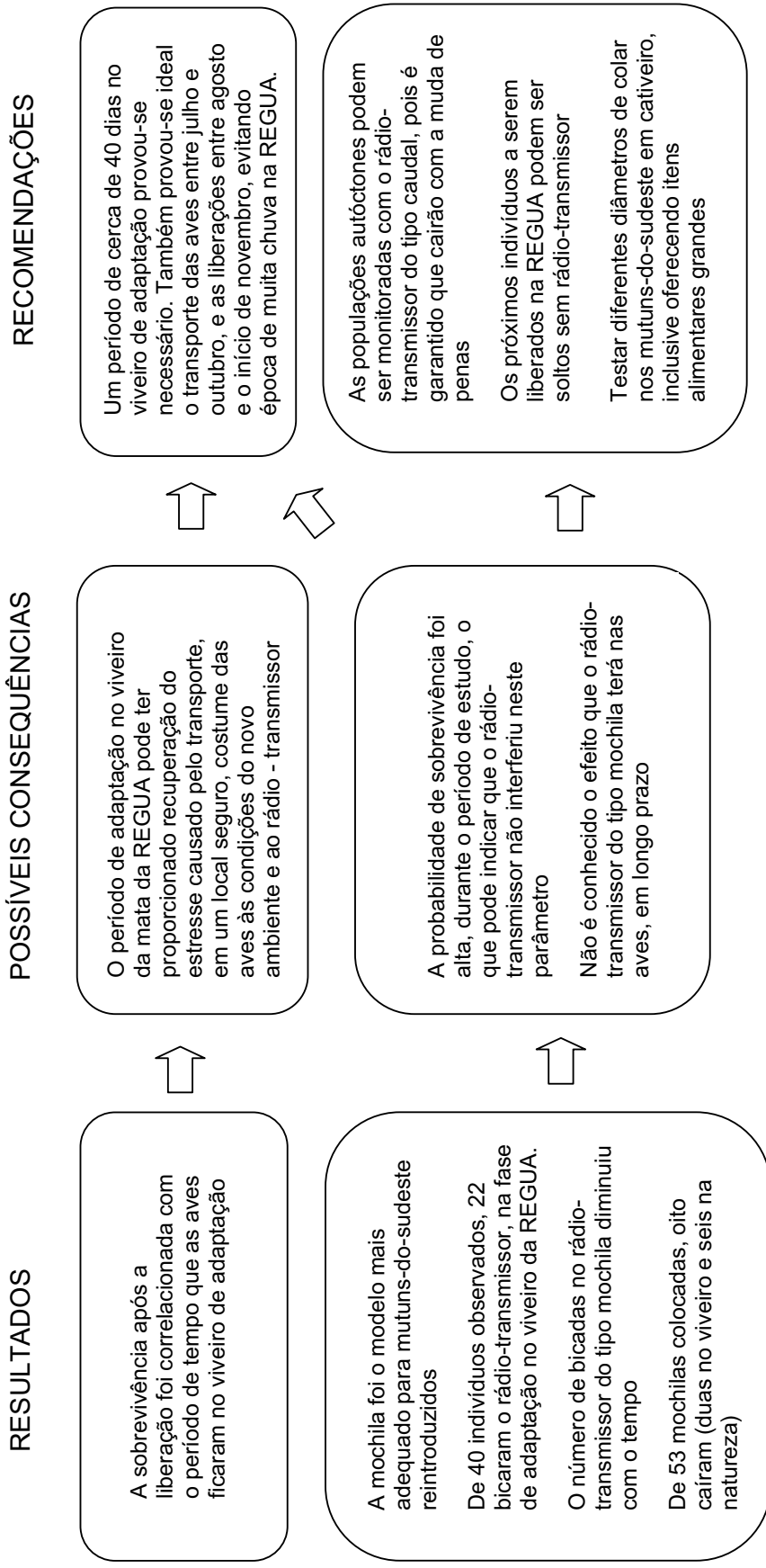
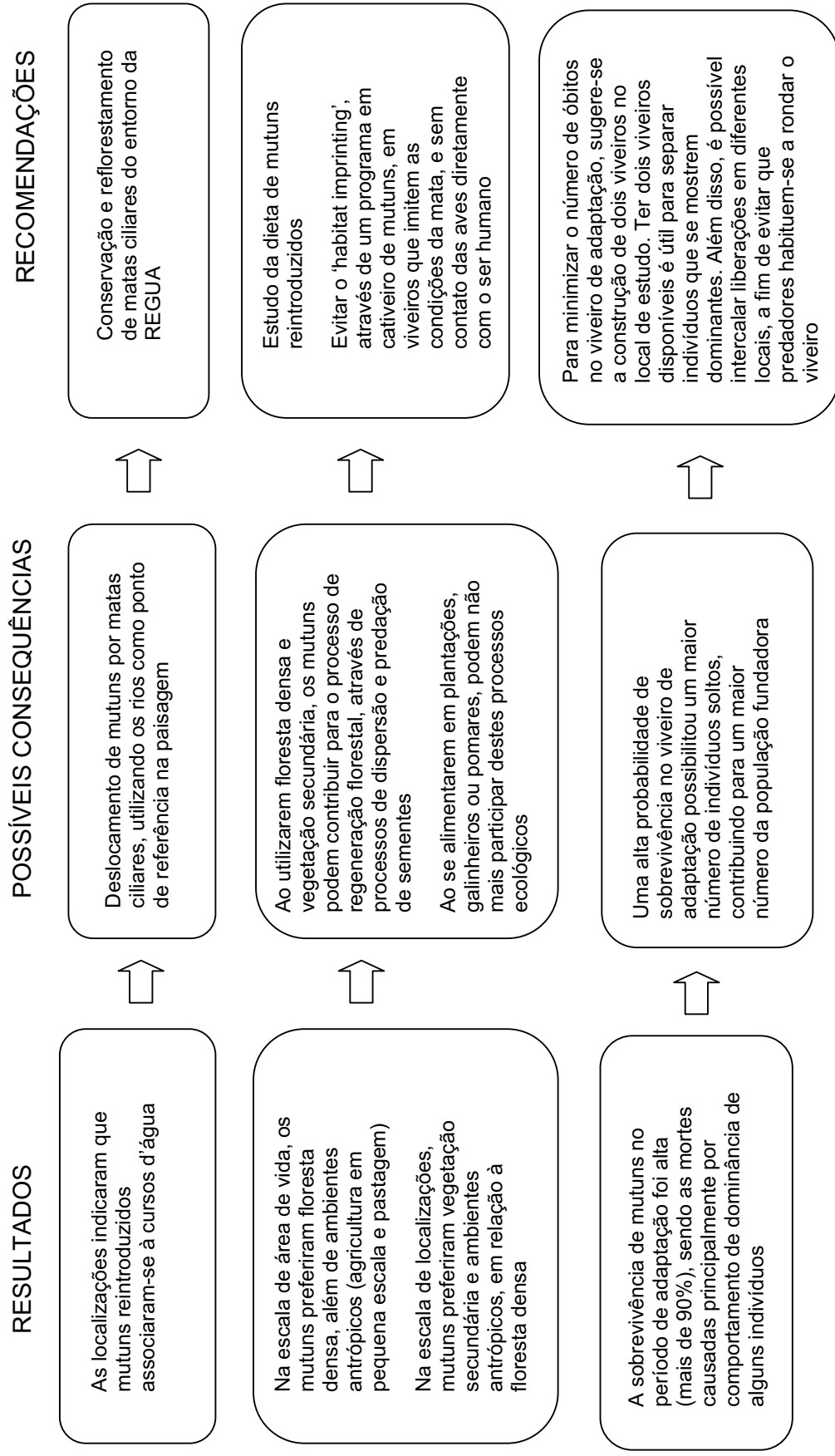


Figura 1. Fluxograma descrevendo os principais resultados obtidos durante o monitoramento de mutuns-do-sudeste reintroduzidos na REGUA (RJ, Brasil), as consequências que podem ocorrer devido ao resultado específico e as recomendações para auxiliar na persistência e estabelecimento de uma população viável em longo prazo.



APÊNDICES

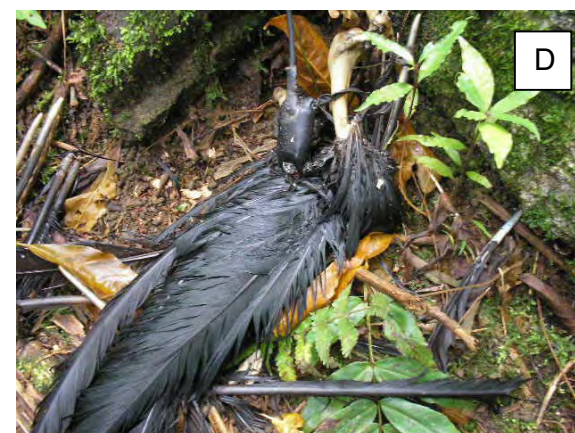
APÊNDICE A. Após a liberação dos mutuns-do-sudeste (A), ração comercial ficou disponível nos comedouros externos ao viveiro (B). Os mutuns utilizaram esta região por cerca de um mês após a liberação (C).



APÊNDICE B. Coleta de dados feita pela equipe, composta pela bióloga Christine S.S. Bernardo (A) e pela assistente de campo, Vanice B. de Oliveira, da comunidade local de Guapiaçu, RJ, Brasil (B). A partir de 2009, mais dois assistentes de campo, que viviam em comunidades do entorno da reserva, foram treinados: Camila Silva Pereira e Magno Gomes, da comunidade do Estreito (C, D). Veículos foram disponibilizados para o monitoramento de mutuns-do-sudeste na REGUA (RJ, Brasil) (E, F).



APÊNDICE C. Evidências de mortalidade de mutuns-do-sudeste reintroduzidos na REGUA (RJ, Brasil): A= Carcaça de um mutum, na floresta densa, com ossos quebrados e carne já consumida por predador natural, possivelmente um carnívoro ou uma ave de rapina; B= local onde foi encontrado um rádio-transmissor, em loca de rochas à beira do rio Manoel Alexandre; C= “espera” encontrada a cinco metros de um rádio-transmissor com as alças cortadas; D= asa de um mutum, presa ao rádio transmissor, encontrada próxima a uma armadilha de caça e a vários ossos de mamíferos cinegéticos; E= um dos cães domésticos, provenientes de comunidades do entorno, próximo ao local de liberação de mutuns-do-sudeste; F= cães frequentemente deixam a carcaça de mutuns-do-sudeste intacta, porém sem algumas penas, principalmente as caudais.



APÊNDICE D. Modelos de probabilidades de sobrevivência de mutuns-do-sudeste reintroduzidos na Reserva Ecológica de Guapiaçu (REGUA, RJ, Brasil) (φ = probabilidade de sobrevivência; AICc = Critério de informação de Akaike corrigido para número amostral pequeno; Δ AICc = diferença dos valores de AICc, em relação ao menor valor; w_i = peso relativo do modelo; K = número de parâmetros; (.) = tempo constant; (t) = variação no tempo). Os modelos mais plausíveis estão destacados em negrito.

Notação do modelo	AICc	Δ AICc	w_i	Probabilidade do modelo	K	Desvio padrão
φ (0-18 meses) < φ (19-25 meses)	107	0	0,74	1	2	19,1
φ (0-12 meses) = φ (13-25 meses)	119	12	0,001	0,002	1	33,3
(sem vulnerabilidade)						
φ (0-12 meses) < φ (13-25 meses)	119	12	0,001	0,002	2	31,4
φ (0-6 meses) < φ (7-25 meses)	121	14	0,0005	0,0008	2	33,3
φ (.) fêmeas = φ (.) machos	81	0	0,67	1	1	10,09
φ (.) fêmeas \neq φ (.) machos	83	2	0,23	0,35	2	10,08
φ (t) fêmeas = φ (t) machos	85	4	0,08	0,13	5	5,5
φ (t) fêmeas \neq φ (t) machos	91	10,5	0,003	0,005	10	0
φ (.) _{mansos} = φ (.) _{ariscos}	85	0	0,65	1	1	10,8
φ (.) _{mansos} \neq φ (.) _{ariscos}	87	2,05	0,23	0,35	2	10,8
φ (t) _{mansos} = φ (t) _{ariscos}	89	3,6	0,10	0,16	5	5,87
φ (t) _{mansos} \neq φ (t) _{ariscos}	95	9,6	0,005	0,008	10	0
φ (.) ₂₀₀₆ \neq φ (.) ₂₀₀₇ \neq φ (.) ₂₀₀₈	83	0	0,6	1	3	8,1
φ (.) ₂₀₀₆ = φ (.) ₂₀₀₇ = φ (.) ₂₀₀₈	84	1,5	0,2	0,45	1	14
φ (t) ₂₀₀₆ = φ (t) ₂₀₀₇ = φ (t) ₂₀₀₈	86	3,5	0,1	0,17	5	7,3
φ (t) ₂₀₀₆ \neq φ (t) ₂₀₀₇ \neq φ (t) ₂₀₀₈	91	8,1	0,01	0,01	10	0

APÊNDICE E. Número de localizações de 25 mutuns-do-sudeste reintroduzidos na REGUA (RJ, Brasil), obtido em um período de até 25 meses de monitoramento. Em negrito foram destacados os indivíduos monitorados também quando adultos.

número da anilha	Sexo	número de localizações
1	F	97
3	F	88
10	F	91
12	F	184
15	F	90
20	F	127
19	F	260
21	F	92
26	F	73
27	F	19
29	F	28
23	F	125
35	F	46
38	F	162
40	F	114
2	M	90
5	M	91
8	M	157
14	M	76
25	M	75
28	M	258
31	M	256
18	M	145
46	M	33
48	M	57

APÊNDICE F. Média e erro padrão (E.P.) das distâncias de mutuns-do-sudeste reintroduzidos na REGUA (RJ, Brasil) ao local de liberação, em um período de 25 meses (n= número de indivíduos).

intervalo de tempo (meses)	Machos			Fêmeas		
	n	Média	E.P.	n	média	E.P.
1	10	428,9	157,0	15	490,3	477,4
2	10	711,1	210,6	15	1111,7	1107,6
3	10	691,0	212,6	15	1782,2	2242,4
4	9	908,3	191,1	13	1338,8	885,7
5	7	1508,7	406,1	13	1667,4	1125,0
6	7	1880,0	179,6	12	2227,5	1505,8
7	8	2189,5	278,2	12	2840,5	1721,6
8	8	2579,6	193,7	10	2462,1	862,7
9	7	2136,3	372,0	10	2314,8	815,9
10	6	2400,8	253,7	8	3452,9	2254,5
11	7	3378,5	869,3	7	4282,2	2999,6
12	6	3249,7	1082,5	5	2711,6	1957,7
13	3	2182,2	466,0	5	2501,5	2042,0
14	3	3254,3	336,4	5	3243,3	2462,8
15	3	2375,9	316,5	2	1786,7	187,9
16	4	2364,8	546,8	3	4622,1	3710,8
17	3	2456,4	523,4	3	4149,8	3659,9
18	4	2041,2	420,6	4	2800,8	2116,7
19	3	2430,3	445,3	3	3524,3	2467,8
20	3	2024,5	1013,2	3	4065,9	1927,2
21	3	2887,8	249,6	3	4072,4	1963,4
22	2	2943,7	178,3	3	3954,3	2016,8
23	2	4037,9	2279,4	3	3595,3	2399,2
24	2	3999,4	2332,9	2	4020,6	3351,2
25	2	3928,4	2305,6	2	4192,6	3611,1

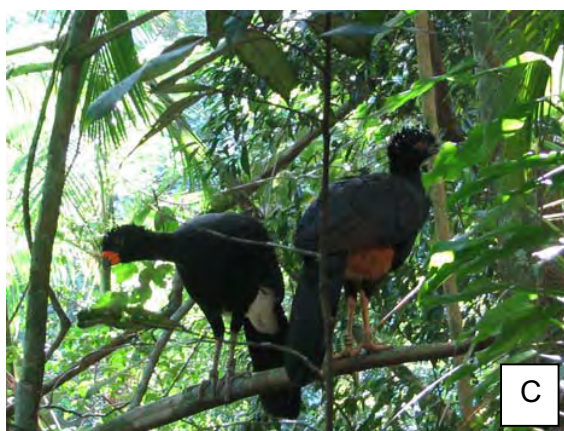
APÊNDICE G. Médias e respectivo erro padrão de tamanhos de área de vida de 25 mutuns-do-sudeste reintroduzidos na REGUA (RJ, Brasil), em diferentes períodos após a liberação.

Período após a liberação	Média (ha)	Erro padrão
0-6	58,6	6,08
7-12	117,6	22,2
13-18	59,1	4,75
19-24	60,5	20,3

APÊNDICE H. Interações sociais dinâmicas positivas ($> + 0,75$) de mutuns-do-sudeste reintroduzidos na REGUA (RJ, Brasil), quando jovens (interação feita entre pares de indivíduos: ID1= identificação da anilha do indivíduo 1; ID2= identificação da anilha do indivíduo 2).

ID1	ID2	Média geométrica	Média aritmética	Mediana	Sexo ID1	Sexo ID2
1	5	0,55	0,94	0,98	F	M
2	8	0,63	0,92	0,86	M	M
3	8	0,45	0,86	0,85	F	M
5	28	0,19	0,89	0,91	M	M
10	26	0,72	0,94	0,90	F	F
10	27	0,63	0,84	0,97	F	F
10	29	0,96	0,97	0,98	F	F
12	15	0,21	0,90	0,79	F	F
12	18	0,64	0,93	0,96	F	M
12	19	0,46	0,83	0,75	F	F
12	21	0,20	0,91	0,84	F	F
12	28	0,45	0,90	0,82	F	M
12	46	0,68	0,79	0,88	F	M
14	25	0,87	1,00	0,99	M	M
15	21	0,97	1,00	1,00	F	F
15	35	0,37	0,77	0,89	F	F
19	18	0,56	0,98	0,99	F	M
19	28	0,96	0,99	0,99	F	M
19	35	0,70	0,84	0,74	F	F
20	23	0,69	0,98	0,96	F	F
20	25	0,71	0,83	0,85	F	M
21	35	0,37	0,79	0,85	F	F
27	29	0,70	0,99	0,96	F	F
28	18	0,57	0,96	0,98	M	M
28	46	0,74	0,75	0,74	M	M
29	23	0,82	0,84	0,89	F	F

APÊNDICE I. Ilustração de interação entre os indivíduos de mutuns-do-sudeste reintroduzidos na REGUA (RJ, Brasil). A= interação entre fêmeas jovens; B= interação entre machos jovens; C= interação entre macho e fêmea adultos.



APÊNDICE J. Tipos de habitat considerados na análise composicional dos dados de mutuns-do-sudeste reintroduzidos na REGUA (RJ, Brasil). A= floresta densa; B= pastagem (círculo vermelho destacando um mutum-do-sudeste macho); C= pastagem, mostrando proximidade com a floresta; D= mutum-do-sudeste reintroduzido utilizando área cultivada; E= cultivo de mandioca, próximo à mata ciliar (flecha preta); F= mutum-do-sudeste reintroduzido, utilizando vegetação secundária inicial; G= área alagada (considerada uma pastagem em várzea), restaurada recentemente (Fotos A-F: C.S.S. Bernardo; Foto G=V. N. T. Borges-Junior).



APÊNDICE K. Diferenças nas log-razões (\pm erro padrão) de pares de habitats, calculadas a partir do conjunto de dados de uso e disponibilidade de habitat de mutuns-do-sudeste reintroduzidos na REGUA (RJ, Brasil), em diferentes estágios de maturidade sexual (jovens e adultos) (veg. sec.= vegetação secundária em estágio inicial) (escala de segunda ordem).

(a) adultos					
	agricultura	floresta	pastagem	veg. sec.	pastagem em várzea
agricultura					
Floresta	2,002 \pm 0,938	-2,002 \pm 0,938	0,541 \pm 1,458	0,629 \pm 0,688	1,388 \pm 0,954
Pastagem	-0,541 \pm 1,458	-2,544 \pm 1,175	2,544 \pm 1,175	2,631 \pm 0,874	3,390 \pm 0,733
veg. sec.	-0,629 \pm 0,688	-2,544 \pm 1,175	-0,088 \pm 0,995	0,088 \pm 0,995	0,847 \pm 1,244
pastagem em várzea	-1,388 \pm 0,954	-3,390 \pm 0,733	-0,847 \pm 1,244	-0,759 \pm 0,590	
(b) jovens					
	agricultura	floresta	pastagem	veg. sec.	pastagem em várzea
Agricultura					
Floresta	1,880 \pm 1,190	-1,880 \pm 1,190	0,962 \pm 0,389	4,093 \pm 1,595	2,283 \pm 1,511
Pastagem	-0,962 \pm 0,389	-2,843 \pm 1,145	2,843 \pm 1,145	5,973 \pm 1,612	4,164 \pm 1,351
veg. sec.	-4,093 \pm 1,595	-5,973 \pm 1,612	-3,131 \pm 1,453	3,131 \pm 1,453	1,321 \pm 1,473
Pastagem em Várzea	-2,283 \pm 1,511	-4,164 \pm 1,351	-1,321 \pm 1,473	-1,809 \pm 2,024	

APÊNDICE L. Diferenças nas log-razões (\pm erro padrão) de pares de habitats, calculadas a partir do conjunto de dados de uso e disponibilidade de habitat de mutuns-do-sudeste reintroduzidos na REGUA (RJ, Brasil), na escala de terceira ordem (veg. sec.= vegetação secundária em estágio inicial).

	agricultura	Floresta	pastagem	veg. sec.
agricultura		1,537 \pm 0,492	-1,607 \pm 0,423	-3,210 \pm 0,850
floresta	-1,537 \pm 0,492		-3,106 \pm 0,668	-4,212 \pm 0,439
pastagem	1,607 \pm 0,423	3,106 \pm 0,668		-1,962 \pm 1,180
veg. sec.	3,210 \pm 0,850	4,212 \pm 0,439	1,962 \pm 1,180	

APÊNDICE M. Atividades de conscientização das comunidades do entorno, com informações corretas sobre o programa de reintrodução de mutuns-do-sudeste na REGUA (RJ, Brasil). A= palestra para crianças de comunidades do entorno; B= palestra na cidade de Cachoeiras de Macacu, RJ, Brasil; C= sorteio de camisetas após as palestras; D= atividade prática com crianças da região, mostrando o equipamento utilizado para o acompanhamento de mutuns na mata.



APÊNDICE N. Ilustrações relacionadas à fase reprodutiva de mutuns-do-sudeste na REGUA (RJ, Brasil). A= Macho adulto na natureza, com carúncula desenvolvida após ter atingido a maturidade sexual; B= cópula observada, entre um macho solto em novembro de 2006 e uma fêmea solta em setembro de 2008; C= macho, chamando a fêmea através da vocalização de “booming”, ambos soltos em outubro de 2006,

