

**EDWIN RICARDO CAMPBELL THOMPSON**



**REINTRODUÇÃO E ECOLOGIA DO GAVIÃO-REAL (*Harpia harpyja*) NA  
AMERICA CENTRAL**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Ecologia e Conservação, Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, como requisito parcial para a obtenção do título de Mestre em Ecologia e Conservação.

Orientador: Dr. Nilton Carlos Cáceres

Co-orientador: Dr. F. Hernán Vargas

Coordenador: Dr. Luiz Eduardo Roland  
Tavares

**CAMPO GRANDE**

**2011**

**REINTRODUÇÃO E ECOLOGIA DO GAVIÃO-REAL (*Harpia harpyja*) NA  
AMERICA CENTRAL**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Ecologia e Conservação, Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, como requisito parcial para a obtenção do título de Mestre em Ecologia e Conservação.

Orientador: Dr. Nilton Carlos Cáceres

Co-orientador: Dr. F. Hernán Vargas

Coordenador: Dr. Luiz Eduardo Roland  
Tavares

**CAMPO GRANDE**

**2011**

À minha esposa Diana, e à minha filha Sofia, pela aventura que juntos  
empreendemos em país estrangeiro, longe dos nossos...  
Aos meus pais, Feliciano e Inés, a eles todos os créditos...

Dedico

## AGRADECIMENTOS

O presente trabalho é fruto de múltiplos esforços e vários anos de dedicação. Ao longo desse trajeto muitas pessoas fizeram parte junto comigo, e a eles quero agradecer.

Para iniciar nada disto teria sido possível sem o labor da extinta instituição Fondo Peregrino-Panamá. Agradeço à instituição, principalmente ao Angel Muela, Marta Curit e Magaly Linares, por me acolher e me oferecer a oportunidade de um desenvolvimento profissional.

A todos os “*hacksite attendants*”, meus colegas de campo, sem vocês o tempo internado no Parque Nacional Soberania não teria sido tão divertido, com boa comida, bons vinhos, boas risadas.

À instituição The Peregrine Fund, por permitir dar continuidade ao meu labor e poder plasmar os resultados da minha dedicação em campo. Quero agradecer especialmente ao Rick Watson e F. Hernan Vargas.

Ao meu orientador Nilton C. Cáceres pelo mais de dois anos de orientação que fizeram possível o ingresso no programa e elaboração do presente trabalho.

Ao programa de Ecologia e Conservação da UFMS. Especialmente a Rosilene Bejarano pelo suporte no longo processo de admissão e pelo assessoramento durante meus estudos no programa.

À turma de mestrado: Hugo, Macca, Gabriel, Débora, Zé Carlos, Fabiane. Um especial agradecimento à Olivia, pelo amor que ofereceu à minha Sofia e pelo tempo que dedico quando a necessitamos.

À família Maccarini, pela confiança dada a nós e permitir que nos pudéssemos morar próximos à faculdade.

A meus colegas de graduação, Luiz Spricigo e Carla Grellmann, pela inestimável força que deram pra mim e minha família. Vocês são os amigos que não imaginava ter e espero manter a nossa amizade e retribuir todo o apoio. Um grande agradecimento a vocês, os tios Luiz e Caia, da minha Sofia.

À minha amiga Itzy Valdes e seu esposo Miguel Chu, pela ajuda incondicional e força para a nossa mudança.

Aos meus pais, Feliciano Campbell e Inés Thompson pelas bases sólidas para que eu pudesse continuar crescendo.

À minha esposa Diana, pelo amor e amizade, por ter me acompanhado nos bons e não tão bons momentos a pesar das limitantes de morar em um país estrangeiro. E por último à minha Sofia pela “calma papai...calma” que sempre me deu. AMO VOCÊS!!

“Duas coisas me admiram: a inteligência das bestas e a  
bestialidade do Homem.”  
Flora Tristan.

“Os cientistas se esforçam para tornar possível o  
impossível. Os políticos, por fazer o possível,  
impossível!”  
Bertrand Russel

## Sumário

Introdução Geral.....	9
Referências bibliográficas.....	13

### Capítulo 1 ..... 16

#### **Efeito da idade de soltura e sexo na independência do gavião-real (*Harpia harpyja*) em programa de reintrodução pelo método de ‘hacking’**

RESUMO .....	17
ABSTRACT .....	18
1. INTRODUÇÃO.....	19
2. MATERIAIS E MÉTODOS .....	21
2.1. Sítios de Soltura.....	21
2.2. Gavião-real em cativeiro .....	25
2.3. ‘Hacking’ – o método de soltura .....	26
2.4. Radio telemetria .....	31
2.5. Oferta e regime de alimento.....	32
2.6. Duração do período de dependência.....	34
2.7. Análises estatísticas .....	35
3. RESULTADOS .....	37
4. DISCUSSÃO .....	45
5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....	48

### Capítulo 2 ..... 52

#### **Dispersão juvenil e área de vida de gavião-real (*Harpia harpyja*) reintroduzidos no Panamá e Belize**

RESUMO .....	53
ABSTRACT .....	54
1. INTRODUÇÃO.....	55

2. MATERIAIS E MÉTODOS .....	57
2.1. Área de estudo e indivíduos juvenis de gavião-real .....	57
2.2. Monitoramento por radio telemetria .....	58
2.3. Distância máxima de dispersão .....	60
2.4. Estimativa do tamanho da área de vida .....	61
2.4.1. Dados de VHF .....	62
2.4.2. Dados de PTT .....	63
2.5. Análises da dieta do gavião-real .....	63
3. RESULTADOS .....	63
3.1. Distância máxima de dispersão .....	63
3.2. Estimativa do tamanho da área de vida .....	66
3.2.1. Dados de VHF .....	66
3.2.1.1. Dados totais do monitoramento .....	66
3.2.1.2. Área de vida no período de três meses .....	66
3.2.2. Dados de PTT .....	69
3.3. Dieta do gavião-real .....	69
4. DISCUSSÃO .....	74
4.1. Implicações para a conservação .....	75
5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....	77
ANEXOS .....	81

## INTRODUÇÃO GERAL

As aves de rapina são espécies carismáticas que tendem a ser conspícuas em seus habitats. Mas as espécies tropicais, especialmente as florestais, são pouco conspícuas dificultando a obtenção de informação sobre a sua história natural (Bierregaard 1995; Bildstein et al. 1998). Geralmente, essas aves têm baixa densidade populacional e são topo da cadeia alimentar. Essas são duas características que fazem deste grupo sensível às mudanças ambientais (Bierregaard 1995).

Um notável representante deste grupo é o gavião-real (*Harpia harpyja*) por ser a maior e mais poderosa águia neotropical (Hilty and Brown 1986). Esta espécie distribui-se desde o sul do México (Iñigo-Elias et al. 1987; Morales-Pérez 1998) até o nordeste da Argentina (Anfuso et al. 2008; Chebez et al. 1990) e sul do Brasil (Albuquerque 1995). Sua distribuição é descontínua em função das áreas florestadas com altitude menores aos 800 m (Alvarez del Toro 1980; Chebez et al. 1990).

Embora esta espécie tenha ampla distribuição, é considerada rara, devido à baixa densidade populacional e conseqüentemente à dificuldade de encontrá-la na natureza. Por esses motivos pouco se conhece sobre sua biologia (Robinson and Wilcove 1989; Vargas-González et al. 2006). No entanto, o conhecimento existente está relacionado à biologia reprodutiva, enquanto os indivíduos permanecem próximo ao ninho (Piana 2007; Rettig 1978; Vargas-González 2008), às características dos sítios reprodutivos (Luz 2005; Vargas-González 2008) e à dieta durante este período (Piana 2007; Silva 2007). Além desses conhecimentos, registros de capturas eventuais tem se somado ao

conhecimento da dieta desta espécie (Ferrari and Port-Carvalho 2003; Ford and Boinski 2007; Galetti et al. 1997; Martins et al. 2005; Peres 1990; Sherman 1991).

O gavião-real possui um forte apelo como espécie-bandeira devido as suas majestosas características e pela mística que a espécie possui em várias localidades da Região Neotropical (Trinca et al. 2008). Tanto que a espécie foi considerada ave Nacional do Panamá ha muito tempo, mas só em 2002 foi legalmente reconhecida como tal (Lei 18, 2002). No Brasil, o gavião-real também é considerado uma espécie emblemática, por exemplo, é encontrada no brasão de armas do estado do Paraná (Trinca et al. 2008).

A pesar de ser uma espécie estimada por varias culturas, a partir da década de 1980, vem sendo relatados declínio populacionais ou extinções da espécie em diversas regiões (Albuquerque 1986; Belton 1984; Ramos 1986). As principais causas dessas perdas populacionais são a caça arbitrária e a perda de habitat pelo desmatamento (Trinca et al. 2008; Vargas-González et al. 2006). A caça arbitrária do gavião-real tem sido reportada por diversas situações, desde aquelas que caçam a ave para alimentação até pessoas que por medo as matam, já que pensam que estas poderiam preda humanos e animais domésticos (Alvarez-Cordero 1996). Em relação ao desmatamento, este pode afetar as populações do gavião-real pelo desaparecimento de sítios reprodutivos e a diminuição das espécies de presas (Vargas-González 2008). Além disso, o desmatamento conduz essas águias a utilizar áreas pouco apropriadas (alteradas) e a utilizar animais domésticos como presas acrescentando assim a vulnerabilidade da espécie pela caça arbitrária (Trinca et al. 2008).

Com o propósito de estabelecer novas populações de gavião-real na América Central, a instituição *The Peregrine Fund* (TPF) liberou mais de 30 águias harpias criadas em cativeiro entre os anos de 1998 e 2008 em dois países da América Central, Panamá e Belize. Os objetivos principais do programa de reintrodução foram (1) desenvolver técnicas de criação em cativeiro de grandes águias florestais tropicais, (2) desenvolver técnicas de monitoramento para o sucesso de liberação de águias juvenis florestais na natureza e, (3) conseguir a reprodução e estabelecimento das águias liberadas na natureza e populações auto-sustentáveis.

A reintrodução de espécies na natureza é uma atividade relativamente recente que está em aumento em consequência da necessidade de conservação da natureza em frente à extinção das espécies (Seddon et al. 2007). Segundo a IUCN (1998), esta prática é uma tentativa de estabelecer uma espécie em uma área da sua distribuição histórica, mas da qual tem sido extirpada ou extinta. Esta prática tem sido considerada uma ferramenta potencialmente poderosa no manejo de espécies de animais ameaçados (Fischer and Lindenmayer 2000; Kleiman 1989). Um claro exemplo foi o restabelecimento de populações do falcão-peregrino (*Falco peregrinus*) nos Estados Unidos, esforço que retirou a espécie da lista de espécies ameaçadas desse país (Cade and Burnham 2003).

Porém muitos programas de reintrodução não têm sido bem sucedidos e tem divulgado seus resultados de forma anedótica. Isto tem levado à necessidade de se criar uma disciplina científica que estude as maneiras de melhorar os resultados dos programas de reintrodução, desta forma surge a biologia da reintrodução (Armstrong and Seddon 2008; Seddon et al. 2007).

O monitoramento de populações animais reintroduzidas provê uma ferramenta importante para avaliação dos métodos utilizados, identificando os fatores que influenciam o sucesso de reintrodução e contribuindo para o sucesso de futuros projetos de reintrodução (Sarrazin and Barbault 1996). Além do mais, oferecem oportunidade únicas de estudar a ecologia das espécies reintroduzidas e os processos populacionais, uma vez que se conhece a origem dos indivíduos, além de serem marcados e monitorados por longos períodos (Sarrazin and Barbault 1996; Seddon et al. 2007).

Neste sentido, preparei a minha dissertação para descrever e identificar os fatores que favorecem o estabelecimento de indivíduos de gavião-real nascidos em cativeiro e soltos na natureza (capítulo 1) e descrever e avaliar o comportamento espacial desses indivíduos e se há uma variação em relação ao sexo (capítulo 2). Redigi ambos os capítulos em formato de artigo científico, sem me limitar ao tamanho dos mesmos.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALBUQUERQUE, J. L. B. Conservation and status of raptors in southern Brazil. **Birds of Prey Bulletin**, v. 3, p. 88-94, 1986.

ALBUQUERQUE, J. L. B. Observations of rare raptors in southern Atlantic rainforest of Brazil. **Journal of Field Ornithology**, v. 66, n. 3, p. 363-369, 1995.

ALVAREZ-CORDERO, E. **Biology and conservation of the Harpy Eagle in Venezuela and Panama**. 1996. 212. Tese de doutorado. University of Florida, Gainesville, FL U.S.A.

ALVAREZ DEL TORO, M. **Las aves de Chiapas**. Tuxtla Gutierrez, Chiapas: Universidad Autonoma de Chiapas, 1980. 272

ANFUSO, J.; GIL SUAREZ, M. V. e CHEBEZ, J. C. Nuevo registro de nidificación de la Harpía (*Harpia harpyja*) en la provincia de Misiones, Argentina y consideraciones sobre su conservación. **Nótulas Faunísticas**, v. 21, p. 1-13, 2008.

ARMSTRONG, D. P. e SEDDON, P. J. Directions in reintroduction biology. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 23, n. 1, p. 20-25, 2008.

BELTON, W. Birds of Rio Grande do Sul, Brazil. Part 1. Rheidae through Furnariidae. **Bulletin of the American Museum of Natural History**, v. 178, p. 369-636, 1984.

BIERREGAARD, R. O., JR. The biology and conservation status of Central and South American Falconiformes: a survey of current knowledge. **Bird Conservation International**, v. 5, p. 325-340, 1995.

BILDSTEIN, K.; SCHELSKY, W.; ZALLES, J. e ELLIS, S. Conservation status of tropical raptors. **Journal of Raptor Research**, v. 32, n. 1, p. 3-18, 1998.

CADE, T. J. e BURNHAM, W., Eds. **Return of the peregrine: a North American saga of tenacity and teamwork**. Boise, ID U.S.A.: The Peregrine Fund. 2003.

CHEBEZ, J. C.; CROOME, M. S.; SERRET, A. e TABORDA, A. La nidificación de la Harpía (*Harpia harpyja*) en Argentina. **Hornero**, v. 13, p. 155-158, 1990.

FERRARI, S. e PORT-CARVALHO, M. Predation of an infant Collared Peccary by a Harpy Eagle in eastern Amazonia. **Wilson Bulletin**, v. 115, n. 3, p. 103-104, 2003.

FISCHER, J. e LINDENMAYER, D. B. An assessment of the published results of animal relocations. **Biological Conservation**, v. 96, n. 1, p. 1-11, 2000.

FORD, S. M. e BOINSKI, S. Primate predation by Harpy Eagles in the central Suriname nature reserve. **American Journal of Physical Anthropology**, p. 109-109, 2007.

GALETTI, M.; MARTUSCELLI, P.; PIZO, M. A. e SIMAO, I. Records of Harpy and Crested Eagles in the Brazilian Atlantic forest. **Bulletin of the British Ornithologists' Club**, v. 117, n. 1, p. 27-31, 1997.

HILTY, S. L. e BROWN, W. L. **A guide to the birds of Colombia**. Princeton, NJ: Princeton University Press, 1986.

IÑIGO-ELIAS, E.; RAMOS, M. e GONZÁLEZ, F. Two recent records of Neotropical eagles in southern Veracruz, Mexico. **Condor**, v. 89, n. 3, p. 671-672, 1987.

IUCN. **IUCN Guidelines for Re-introductions**. Gland, Switzerland and Cambridge, UK: IUCN, 1998. 11

KLEIMAN, D. G. Reintroduction of captive mammals for conservation. **BioScience**, v. 39, n. 3, p. 152-161, 1989.

LUZ, B. B. D. **Características de árvores emergentes utilizadas por Gavião-real (*Harpia harpyja*) para nidificação no centro e leste da Amazônia Brasileira**. 2005. 80. Dissertação de mestrado. Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia Manaus.

MARTINS, S. D. S.; DE LIMA, E. M. e DE SOUSA E SILVA JR, J. Predation of a bearded saki (*Chiropotes utahicki*) by a Harpy eagle (*Harpia harpyja*). **Neotropical Primates**, v. 13, n. 1, p. 7-10, 2005.

MORALES-PÉREZ, J. E. A sight record of the Harpy Eagle (*Harpia harpyja*) in Chiapas, Mexico. **Ornitologia Neotropical**, v. 9, p. 225-226, 1998.

PERES, C. A. A Harpy Eagle Successfully Captures an Adult Male Red Howler Monkey. **The Wilson Bulletin**, v. 102, n. 3, p. 560-561, 1990.

PIANA, R. P. Anidamiento y dieta de *Harpia harpyja* Linnaeus en la Comunidad Nativa de Infierno, Madre de Dios, Perú. **Revista Peruana de Biología**, v. 14, n. 1, p. 135-138, 2007.

RAMOS, M. Birds in peril in Mexico: the diurnal raptors. **Birds Prey Bull**, v. 3, p. 26-42, 1986.

RETTIG, N. L. Breeding behavior of the Harpy Eagle (*Harpia harpyja*). **The Auk**, v. 95, n. 4, p. 629-643, 1978.

ROBINSON, S. K. e WILCOVE, D. Conserving Tropical Raptors and Game Birds. **Conservation Biology**, v. 3, n. 2, p. 192-193, 1989.

SARRAZIN, F. e BARBAULT, R. Reintroduction: challenges and lessons for basic ecology. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 11, n. 11, p. 474-478, 1996.

SEDDON, P. J.; ARMSTRONG, D. P. e MALONEY, R. F. Developing the Science of Reintroduction Biology. **Conservation Biology**, v. 21, n. 2, p. 303-312, 2007.

SHERMAN, P. T. Harpy eagle predation on a red howler monkey. **Folia Primatologica**, v. 56, n. 1, p. 53-56, 1991.

SILVA, F. H. A. D. **Dieta do gavião-real *Harpia harpyja* (Aves: Accipitridae) em florestas de terra firme de Parantins, Amazonas, Brasil**. 2007. 87. Dissertação de mestrado. Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Manaus.

TRINCA, C. T.; FERRARI, S. F. e LEES, A. C. Curiosity killed the bird: arbitrary hunting of Harpy Eagles *Harpia harpyja* on an agricultural frontier in southern Brazilian Amazonia. **Cotinga**, v. 30, p. 12-15, 2008.

VARGAS-GONZÁLEZ, J. D. J. **Estrategia para la conservación del hábitat reproductivo del Águila Arpía (*Harpia harpyja*) en la región de Darién, Panamá**. 2008. 222. Dissertação de mestrado. Universidad Nacional Experimental de los Llanos Occidentales "Ezequiel Zamora", Guanare, Venezuela.

VARGAS-GONZÁLEZ, J. J.; WHITACRE, D.; MOSQUERA, R.; ALBUQUERQUE, J. L. B.; PIANA, R.; THIOLLAY, J.-M.; MÁRQUEZ, C.; SÁNCHEZ, J. E.; LEZAMA-LÓPEZ, M.; MIDENCE, S.; MATOLA, S.; AGUILAR, S.; RETTIG, N. e SANAIOTTI, T. Estado y distribución actual del águila arpía (*Harpia harpyja*) en Centro y Sur América. **Ornitología Neotropical**, v. 17, p. 39-55, 2006.

# CAPÍTULO 1

## **EFEITO DA IDADE DE SOLTURA E SEXO NA INDEPENDÊNCIA DO GAVIÃO-REAL (*Harpia harpyja*) EM PROGRAMA DE REINTRODUÇÃO PELO MÉTODO DE 'HACKING'<sup>1</sup>**

---

<sup>1</sup> Em anexo manuscrito deste capítulo aceito para publicação

## RESUMO

### EFEITO DA IDADE DE SOLTURA E SEXO NA INDEPENDÊNCIA DO GAVIÃO-REAL (*Harpia harpyja*) EM PROGRAMA DE REINTRODUÇÃO PELO MÉTODO DE 'HACKING'

Os métodos de soltura utilizados na reintrodução de espécies podem afetar o sucesso do estabelecimento e sobrevivência dos animais soltos. Avaliamos se o período de dependência e a sobrevivência de indivíduos jovens de gavião-real (*Harpia harpyja*) nascidos em cativeiro e soltos estão influenciados pelo sexo e idade de soltura (*classe etário 1*: juvenis de 5 a 7 meses, e *classe etária 2*: juvenis entre 18 e 22 meses). Durante 2002 e 2007 soltamos 34 indivíduos (19 machos e 15 fêmeas) no Panamá e em Belize. O sucesso do método de 'hacking' (sobrevivência) foi significativamente diferente ( $Z = -2.05$ ,  $P = 0.040$ ), para as duas classes etárias: 70% para jovens da classe etária 1 e 100% para as aves mais velhas da classe etária 2. Também houve diferenças na duração do período de dependência ( $P < 0.001$ ) para a classe etária 1 a media foi de 18,9 (SE = 1,3) meses e para a classe etária 2 foi de 1,45 (SE = 0,77) meses. Mediante a regressão de Cox identificamos que a interação entre a idade e o sexo afeta significativamente o período de dependência, sendo a idade a variável mais importante. A soltura de indivíduos com mais de 18 meses de idade aumentou a sobrevivência e diminuiu o período de dependência. O método de 'hacking' pode ser utilizado para a soltura de gavião-real na natureza, e foi mais eficiente nestas águias longevas, quando em vez de realizar-las à idade de "fledging" (quando os jovens voam fora do ninho) como tradicionalmente os falcoeiros fazem foi retardada a soltura até idades próximas à idade de independência.

Palavras-chaves: período de dependência, taxa de sobrevivência, aves de rapina Neotropicais, Panamá e Belize.

## ABSTRACT

### EFFECT OF AGE OF RELEASE AND SEX ON THE INDEPENDENCE OF HACKED HARPY EAGLES (*Harpia harpyja*)

Release methods used in species restoration can affect the success of establishment and survival of released animals. We evaluated the effect of age of release and sex on the length of dependence period of hacked captive-bred juvenile Harpy Eagles (*Harpia harpyja*). Between 2002 and 2007, we released 34 (19 males and 15 females) young eagles in Panama and Belize. To test the effect of age, these eagles were released in two age classes: younger age class 1 (5-7 months old) and older age class 2 (18-22 months old). We found significant differences in the hacking success (survival) between these age classes ( $Z = -2.05$ ,  $P=0.040$ ): hacking success was 70% in the younger age and 100% for the older age. Dependence period was significantly different ( $P < 0.001$ ) between age classes, 18.9 (SE = 1.3) months for younger and 1.5 (SE = 0.8) months for older eagles. Cox regression models indicated that the interaction of age at release and sex had a significant effect on the dependence period, and that age at release was the most influential variable. Eagles released at 18 months of age or older showed increased survival and shorter dependence periods. The hacking method can be used for releasing captive-bred Harpy Eagles into the wild, and was more efficient for these large, long-lived, tropical forest eagles when delayed from fledging age, when falconers' traditionally hack falcons, to near the Harpy Eagle's age of independence.

Key words: post-fledging dependence period, survival rate, Neotropical raptor, Panama, Belize.

## 1. INTRODUÇÃO

A reintrodução tem se convertido em uma importante ferramenta na biologia da conservação já que objetiva restaurar populações viáveis de espécies dentro da distribuição original (Griffith *et al.*, 1989; Fischer e Lindenmayer, 2000; Seddon *et al.*, 2007). Esta tem sido efetiva na restauração de populações de aves de rapina raras e ameaçadas (Cade, 2000), como foi o caso do Falcão peregrino que foi removido da lista de espécies ameaçadas dos Estados Unidos (Cade e Burnham, 2003).

Existem diversos métodos para soltar aves de rapina nascidas em cativeiro, entre elas o '*fostering*' e o '*hacking*'. Este último tem sido o método mais amplamente utilizado na restauração de populações de aves de rapina (Cade, 2000). O qual consiste em colocar indivíduos jovens de estas aves, na idade que iniciam vôos dentro de câmeras dentro do seu habitat natural e onde recebem alimento com regularidade. Após um período de confinamento e adaptação ao meio, os indivíduos são soltos, mas continuam recebendo alimento até que eles possam capturar suas próprias presas (Sherrod *et al.*, 1987). Este procedimento de soltura é mais complexo do que os outros métodos, pois permite modificações metodológicas e avaliações com a finalidade de fazer o método mais efetivo (Dzialak *et al.*, 2006).

O método de '*hacking*' tem sido utilizado de forma sucedida na restauração de aves de rapina em ambientes temperados (Cade, 2000), mas a aplicabilidade deste método nas regiões tropicais necessita de maiores estudos. As aves de rapina tropicais têm populações relativamente baixas com baixas taxas reprodutivas, longos períodos de dependência dos pais e são espécies longevas (Newton, 1979; Thiollay, 1989). Estas características da

história de vida devem ser consideradas na adaptação do método de soltura nos ambientes tropicais. Por exemplo, o longo período de dependência dos pais, período em que o jovem desenvolve as habilidades essenciais de forrageio, pode ser um fator problemático em um programa de soltura (reintrodução) no tropico. Devido ao tempo e custo que pode demandar o cuidado das aves, além de ser um período de alto risco de mortalidade (Newton, 1979). Por esse motivo, testar e identificar os fatores que incrementem a sobrevivência e a velocidade de maturação das aves de rapina jovens será importante para o sucesso na reintrodução.

O gavião-real (*Harpia harpyja*) é uma espécie longeva, de lenta reprodução com um período de dependência longo, estimado em 27 meses (Alvarez-Cordero, 1996). Ao longo de sua distribuição, desde o México até a Argentina, é uma espécie rara e esparsamente distribuída. Diversas populações estão declinando ou já são extintas devido à perseguição humana e à perda de habitat pelo desmatamento (Stotz *et al.*, 1996; Vargas-González *et al.*, 2006). Esta ave de rapina está classificada como espécie Quase Ameaçada (NT) pela BirdLife International (2011).

No ano 2000, a instituição *The Peregrine Fund* estabeleceu o centro de aves de rapina neotropicais (NRC, pelas suas siglas no inglês) na cidade do Panamá, com a finalidade de: 1) desenvolver metodologias para reproduzir em cativeiro aves de rapina utilizando o gavião-real como espécie modelo, 2) testar métodos de soltura e monitoramento de águias harpias nascidas em cativeiro e, 3) restaurar populações do gavião-real na sua distribuição original na America Central. Este capítulo se enfoca no segundo ponto citado acima, sendo os objetivos específicos 1) testar se o tradicional método de 'hacking'

pode ser adaptado para a soltura na natureza de jovens do gavião-real com os ajustes ao ambiente tropical; e 2) avaliar como a idade de soltura e o sexo afeta a duração do período de dependência, a idade de independência e a sobrevivência.

## **2. MATERIAIS E MÉTODOS**

### **2.1. SÍTIOS DE SOLTURA**

Realizamos solturas de águias harpias no Panamá e no Belize. No Panamá as solturas foram no Parque Nacional Soberania (PNS) e no Belize na Reserva Floresta Chiquibul (RFC, Figura 1). Selecionamos estes sítios por diversas razões: 1) As águias estariam protegidas da perseguição do homem; 2) Por serem extensas áreas florestais com um aparente habitat adequado e suficiente recursos de presas para as águias; 3) Registros históricos confirmando a presença e subsequente extinção local da águia harpia; 4) facilidade no acesso e logística para os biólogos de campo. No caso de PNS, a proximidade ao CNR na cidade do Panamá foi outro fator decisivo.

*Parque Nacional Soberania (PNS)* – esta unidade de conservação possui aproximadamente 20.000 ha de floresta úmida (Holdridge, 1967) na região central do Panamá (9° N, 79° W) na beira do Canal de Panamá (Leigh *et al.*, 1982). A precipitação média anual é de 2500 mm, sendo que 90% desta acontecem na temporada chuvosa entre finais do mês de abril até mediados de dezembro (Robinson *et al.*, 2004).

A vegetação consiste em uma mistura de florestas secundária, com idades entre 80 e 150 anos, e primária com antiguidade de 400 anos (Foster e

Brokaw, 1982; Heckadon-Moreno *et al.*, 1999). O parque é refugio de diversas espécies animais (Wright *et al.*, 2000) como são os bichos-preguiças (*Bradypus variegatus* e *Choloepus hoffmanni*), macacos (*Alouatta palliata* e *Cebus capucinus*), iguanas (*Iguana iguana*), e coatis (*Nasua narica*) os quais têm sido identificados como principais componentes na dieta da águia harpia (Alvarez-Cordero, 1996; Touchton *et al.*, 2002).

O parque está dividido pelo Rio Chagres nas zonas norte e sul (Condit *et al.*, 2001). Na região norte do parque, construímos duas estruturas para a soltura das águias nas coordenadas 9° 12.151' N, 79° 47.095' W ('*hack-box*' 1) e 9° 11.845' N, 79° 46.510' W ('*hack-box*' 2). As distancias das estruturas à base foram de 150 e 1100 m respectivamente. Devido ao comportamento das primeiras aves soltas de aproximar-se às pessoas na base, em 2006 distanciamos da base o '*hack-box*' 1 a 400 m (9° 307' N, 79° 214' W).

*Reserva Florestal Chiquibul* (RFC) – Dentro desta reserva encontra-se a estação de pesquisas Las Cuevas. Próximo à estação foi instalado um '*hack-box*' (16° N, 88W °). A reserva esta situada no distrito Cayo no sudoeste do Belize. A área protegida consta de 170.000 ha, onde protege um mosaico de vegetação de floresta decidual, com pinheiros nativos *Pinus caribaea* no setor nordeste (Wright *et al.*, 1959). A floresta é relativamente baixa devido aos períodos de furacões (Morris *et al.*, 2004). A precipitação anual está entre 1500 e 2000 mm, sendo a temporada chuvosa entre junho e dezembro (Beletsky, 1999). Esta reserva esta inserida em uma unidade maior de conservação (Parque Nacional Chiquibul, Figura 1). Sendo que toda esta combinada com a área nordeste da Guatemala e sudeste mexicano compreendem a Floresta Maya, a maior floresta chuvosa da America Central (Rodstrom *et al.*, 1998).

Similar ao Panamá, esta reserva é o abrigo de diversas espécies de mamíferos que fazem parte da dieta da águia harpia, excluindo as duas espécies de bichos preguiças que naturalmente não se distribuem ao norte da América Central (Reid, 1997; Caro *et al.*, 2001).

Após o primeiro ano em Chiquibul as solturas foram canceladas devido a que o lugar tornou-se inseguro para as aves liberadas e para a equipe de campo. A área foi frequentemente visitada por *xateros*, pessoas que ilegalmente atravessavam a fronteira desde a Guatemala para a extração ilegal do *xaté* (palmeira do gênero *Chameadoreia*). Muitas de estas pessoas ficavam acampando na floresta por várias semanas e para sua sobrevivência consomem os animais silvestres.

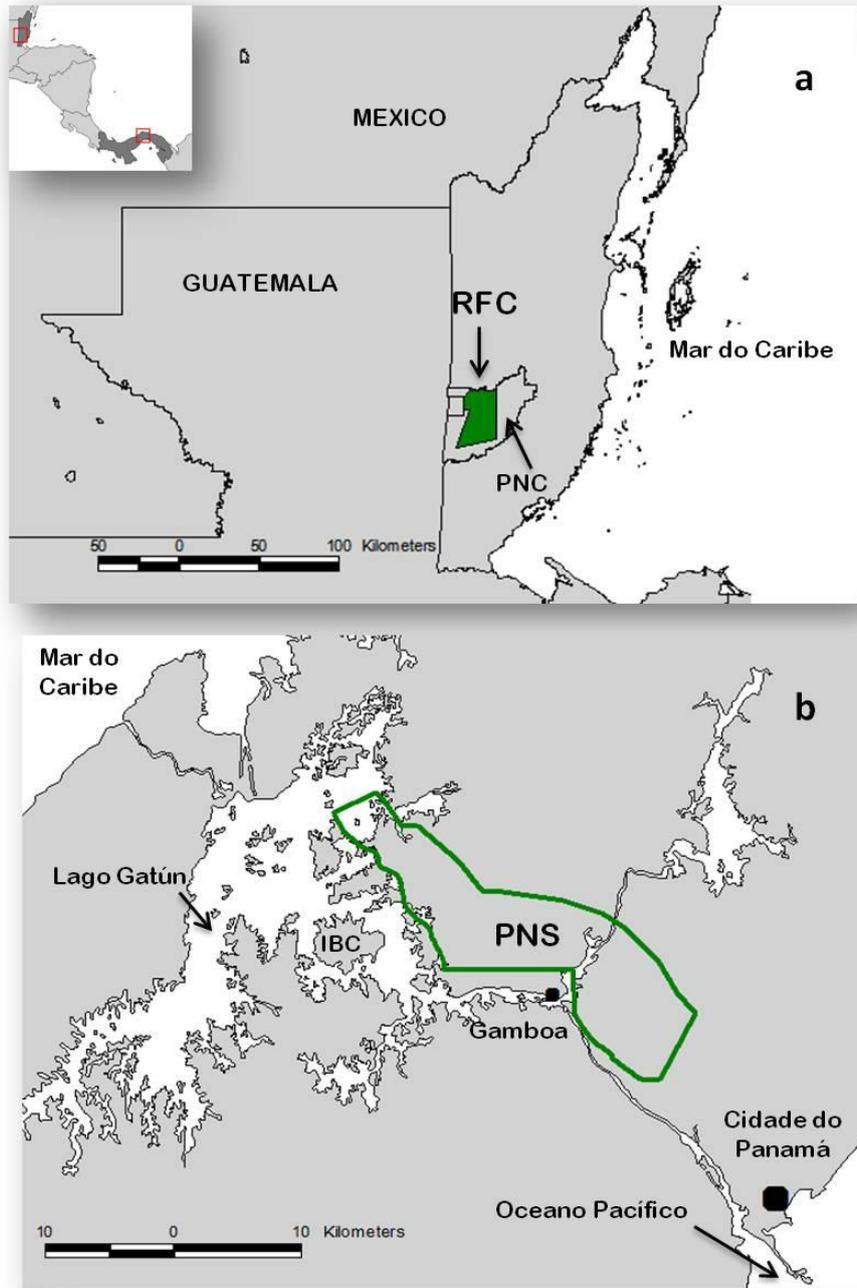


Figura 1. Localização das áreas de estudo na América Central. a) Reserva Florestal de Chiquibul (RFC) no Belize (PNC – Parque Nacional de Chiquibul) e b) Parque Nacional Soberania (PNS) no centro do Panamá. (BCI – Ilha de Barro Colorado)

## 2.2. GAVIÃO-REAL EM CATIVEIRO

O programa de reprodução e soltura de gavião-real contou com três casais reprodutores resultando em 34 filhotes durante os anos 2002 e 2007. Excluindo um indivíduo todos os filhotes fizeram parte do programa de soltura. Além destes, um filhote nascido no ‘*World Center for Birds of Prey*’ em Boise (Idaho, EEUU) foi incluído no programa de soltura. Destas águias 30 foram soltas no Panamá (17 machos e 13 fêmeas) e quatro águias foram liberadas no Belize (Tabela 1).

Após os filhotes eclodirem no nosso laboratório, eles ficavam no laboratório durante o primeiro mês, tempo suficiente para eles conseguirem termo-regularar. Depois disso os filhotes eram levados a um recinto de “*imprinting*”, onde eles permaneciam durante os três meses seguintes observando um gavião-real adulto. Terminado o processo de “*imprinting*” com a idade aproximada de quatro meses e próximos ao realizar o primeiro vôo, os filhotes eram recolocados em recintos maiores onde eles começavam a exercitar os músculos de vôos e realizavam seu primeiro vôo fora do ninho “*fledge*”.

No decorrer do desenvolvimento do filhote a sua dieta variou consideravelmente. Nos primeiros dias de vida recebiam ratos recém nascidos *Mus musculus* (“pinkies”), depois recebiam o mesmo alimento ofertado aos adultos consistindo de ratos domésticos (*Rattus norvegicus*), coelho (*Oryctolagus cuniculus*) e carne bovina, todas ofertadas alternadamente.

Para testar se as idades dos jovens afetava o tempo até da independência, 23 águias foram soltas entre os cinco e sete meses de idade (classe etária 1) e onze juvenis entre 18 e 22 meses de idade (classe etária 2).

Esta última idade se aproxima à idade em que os jovens silvestres de águias harpias alcançam a independência (Alvarez-Cordero, 1996).

### 2.3. HACKING – O MÉTODO DE SOLTURA

Este método, adaptado das práticas da falcoaria, tem sido amplamente utilizado para a soltura de espécies de aves de rapina. Pelo que diversas adaptações têm sido realizadas para as características de cada espécie, caso semelhante ao do gavião-real. Neste método o juvenil é colocado em uma estrutura (*'hack-box'*) no sítio de soltura, onde ele receberá alimento. Após um tempo de confinamento no recinto de soltura o animal recebe liberdade, mas a ave retorna diariamente para receber alimento. Logo, o indivíduo começa a capturar suas próprias presas e passar mais tempo longe do recinto e finalmente não retorna mais ao recinto (Sherrod *et al.*, 1987). Segundo a biologia da reintrodução este processo de pré-acondicionamento do animal ao ambiente com suplementos de alimento é conhecido como soltura atenuada (*'soft release'*, Fischer e Lindenmayer, 2000).

Tabela 1. Indivíduos de gavião-real nascidos em cativo e soltos pelo método de “*hacking*” no Parque Nacional Soberania (SNP – Panamá) e na Reserva Florestal de Chiquibul (CFR – Belize) entre os anos 2002 e 2007.

INDIVÍDUOS	SÍTIO DE SOLTURA	SEXO	IDADE DE SOLTURA (MESES)	DIAS NO 'HACK-BOX'	INDIVÍDUOS NO 'HACK-BOX'	MASSA CORPORAL (KG)	ÉPOCA	IDADE DA INDEPENDENCIA (MESES)	STATUS ATÉ A INDEPENDENCIA	CRITÉRIO DE INDEPENDENCIA <sup>a</sup>
<i>Classe etária 1</i>										
MY	SNP	fêmea	7	20	2	6,0	chuvosa	30	Vivo	2
CZ	SNP	macho	7	20	2	5,0	chuvosa	26	Vivo	2
MA	SNP	fêmea	7	31	2	5,4	chuvosa	14	Vivo	1
EK	SNP	macho	6	31	2	4,1	chuvosa	21	Morto	4
DT	SNP	macho	7	38	1	4,1	seca	29	Vivo	2
DD	SNP	macho	6	29	2	4,5	seca	6	Morto	4
DP	SNP	macho	6	29	2	4,3	seca	26	Vivo	2
ET	SNP	macho	6	28	2	4,4	seca	28	Vivo	2
MC	SNP	fêmea	6	28	2	6,2	seca	6	Morto	4
DX	CFR	macho	6	23	2	4,1	seca	21	Morto	4
MX	CFR	fêmea	6	23	2	6,0	seca	29	Vivo	1
BZ	SNP	macho	6	32	1	4,3	chuvosa	29	Vivo	2
LG	CFR	fêmea	6	22	2	6,0	chuvosa	29	Vivo	2
CN	SNP	macho	6	30	2	4,3	chuvosa	31	Vivo	1
HH	SNP	fêmea	7	30	2	6,3	chuvosa	15	Vivo	1
DM	CFR	macho	5	22	2	4,4	chuvosa	30	Vivo	2
AT	SNP	macho	6	24	2	4,4	seca	28	Vivo	2
KK	SNP	fêmea	6	24	2	5,6	chuvosa	24	Vivo	2
BY	SNP	macho	5	27	1	4,3	seca	28	Vivo	2
EV	SNP	macho	6	36	2	5,0	chuvosa	17	Morto	4
LY	SNP	fêmea	6	36	2	5,7	chuvosa	16	Morto	4
MU	SNP	fêmea	7	37	2	5,8	chuvosa	17	Vivo	1
BT	SNP	macho	6	37	2	3,9	chuvosa	15	Morto	4

Tabela 1. *Continuação.*

INDIVÍDUOS	SÍTIO DE SOLTURA	SEXO	IDADE DE SOLTURA (MESES)	DIAS NO 'HACK-BOX'	INDIVÍDUOS NO 'HACK-BOX'	MASSA CORPORAL (KG)	ÉPOCA	IDADE DA INDEPENDENCIA (MESES)	ESTATUS ATÉ A INDEPENDENCIA	CRITÉRIO DE INDEPENDENCIA <sup>a</sup>
<i>Classe etária 2</i>										
HS	SNP	fêmea	22	40	1	6,7	seca	27	Vivo	1
BC	SNP	macho	19	22	1	5,0	seca	19	Vivo	3
KC	SNP	fêmea	18	21	1	6,3	chuvosa	24	Vivo	1
DK	SNP	macho	18	25	2	4,7	chuvosa	18	Vivo	3
KD	SNP	fêmea	18	25	2	6,8	chuvosa	18	Vivo	3
CH	SNP	macho	19	29	2	4,9	seca	19	Vivo	3
HC	SNP	fêmea	19	29	2	6,6	seca	19	Vivo	3
LA	SNP	fêmea	20	21	2	6,4	chuvosa	20	Vivo	3
LB	SNP	fêmea	20	21	2	6,3	chuvosa	27	Vivo	2
BM	SNP	macho	20	21	2	5,4	chuvosa	20	Vivo	3
BN	SNP	macho	20	21	2	5,1	chuvosa	20	Vivo	3

<sup>(a)</sup> 1. Duas capturas de presas em menos de 20 dias; 2. Quando permaneceram por mais de 30 dias sem receber alimento; 3 Nunca aceito a comida ofertada; 4. Morte antes da independência.

O nosso protocolo de soltura consistiu em deixar a águia juvenil no recinto por um período de três a quatro semanas. Este período foi variado devido à disponibilidade de equipamento para o monitoramento das aves, uma vez que em ambientes úmidos constantemente estes equipamentos estragavam. O tempo de permanência entre ambas as classes etárias não variou significativamente ( $U = 76,0$ ;  $P = 0,065$ ). Segundo a biologia da reintrodução esta prática de soltar o animal gradativamente ao ambiente é conhecida como “*soft-release*” ou soltura gradual (Fischer e Lindenmayer, 2000).

A estrutura utilizada para a soltura das águias harpias, o ‘*hack-box*’, consistiu de duas câmeras adjacentes, para albergar duas águias, feitas com telas de arame e suportes de metal sobre uma plataforma. Cada câmera possuía iguais dimensões: 1,52 m de altura e 4,5 m<sup>2</sup> (1,83 x 2,44 m) de área. A plataforma de 22,3 m<sup>2</sup> foi feita de tabuas de madeira e levantada a 3 m do solo por postes de aço. Tanto a parte de trás das câmeras como dos postes estavam cobertos de laminas de metais para impedir o contato visual das aves aos tratadores que ali chegavam para alimentá-las. Para alimentar-las na parte de baixo das laminas uma pequena portinhola permitia a introdução do alimento às câmeras.

O resto da câmera permitia a observação do animal ao meio silvestre e assim se habituar a ele. Na parte da frente encontrava-se a entrada para colocar o animal na câmera. Dentro das jaulas foram colocados perchas de madeira para as aves. Nos flancos da plataforma foram colocados poleiros a 2 m de altura, para as águias utilizarem uma vez livres (Figura 2).

Toda a estrutura de metal foi pintada de verde para confundir-se com o ambiente e para aumentar a resistência do material à corrosão que causa a

intempérie dentro da floresta úmida. Uma cerca elétrica em volta da estrutura foi colocada para proteger as aves de predadores uma vez as águias fossem soltas.

Para a observação das águias durante suas permanências no *'hack box'*, esconderijos cobertos com lonas foram instalados na frente das plataformas, a uma distância de 10 m.

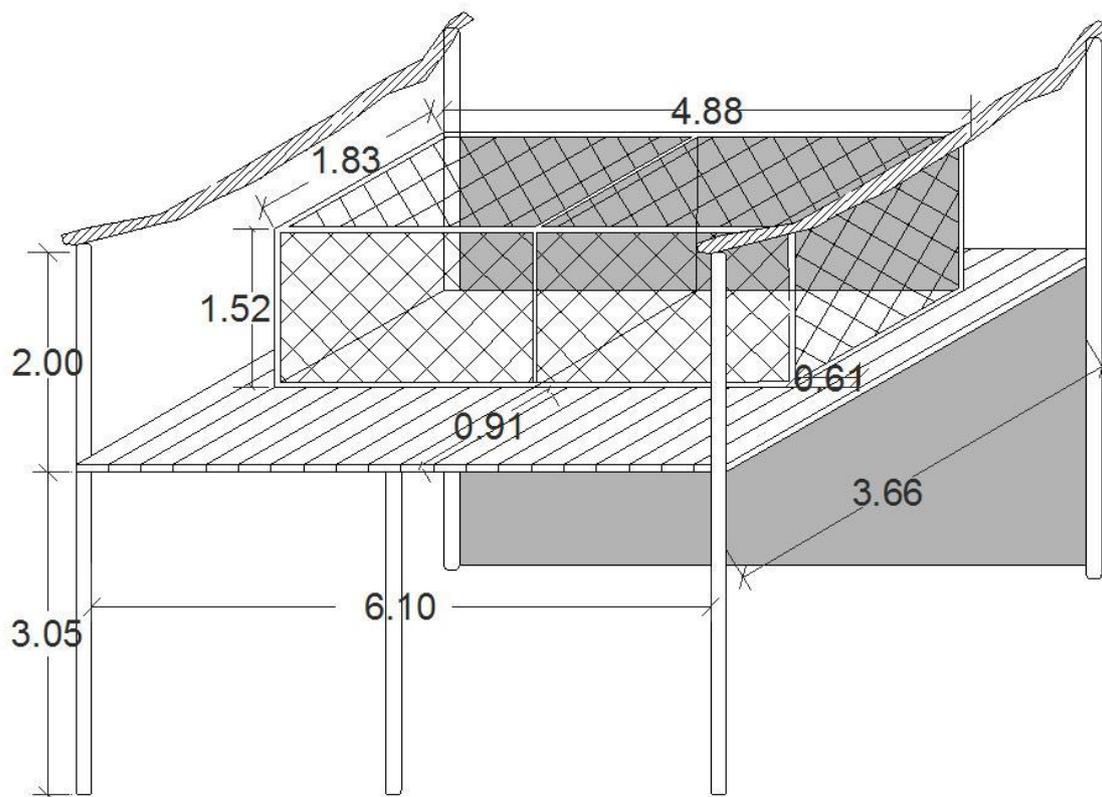


Figura 2. Esquema da estrutura de soltura – *'hack-box'* – utilizada no programa de solturas do gavião-real no Panamá e Belize, na América Central. Medidas em metros.

## 2.4. RADIO TELEMETRIA

Para acompanhar os indivíduos após as solturas foram colocados, em cada ave, radiotransmissores convencionais VHF (Very High Frequency). Instalamos os aparelhos nas costas das aves no estilo mochila ('backpack-mount', Kenward, 2001). Os aparelhos utilizados foram Biotrack® de 70 g com duração de dois anos e/ou o Merlin System® de 60 g com duração de quatro anos. Os pesos dos transmissores não excederam 3% do peso das aves como tem sido recomendado (Withey *et al.*, 2001). Adicionalmente, para cada espécime foram colocados anilha metálica com códigos alfabéticos (Acraft Sign & Nameplate Co.) e identificador eletrônico<sup>2</sup> (AVID™) injetados no peito.

Para a recepção dos sinais utilizamos três diferentes aparelhos: TRX-1000S da Wildlife Materials Inc.; TR-2 e TR4 da Telonics®, este último acompanhado por um estojo contra a chuva. Bem como de antenas de três elementos estilo *Yagi*. As frequências dos receptores e transmissores estavam na faixa de 216.000 MHz a 216.999 MHz.

Tentamos localizar as aves pelo menos três vezes por semanas. Utilizamos o método de '*homing*', o qual consiste em localizar a ave mediante o contato visual (Fuller *et al.*, 2005), em vez de utilizar a método de triangulação. Uma vez que o nosso principal objetivo era ter certeza da condição física (saúde) dos animais. Além do mais, a triangulação na área de estudo era dificultosa. Quando não era possível localizar o sinal do transmissor de alguma águia por mais de um mês, realizávamos o monitoramento através de pequenos aviões ou barcos (no caso do Lago Gatún no Panamá, Figura 1).

---

<sup>2</sup> Passive Integrated Transponder (PIT)

Uma vez encontrado o indivíduo verificávamos o estado de saúde, se tinha alguma presa e também as posições geográficas do animal (coordenadas em UTM/Datum WGS 84) mediante receptores GPS (Garmin™ e Magellan®).

## 2.5. OFERTA DE ALIMENTO E REGIME

Durante a permanência das águias no *'hack-box'*, as alimentamos durante a noite para não associar os alimentos com os seres humanos. Normalmente ofertávamos dois ratos ou meio coelho por ave cada noite. Em média os ratos pesavam 150 g. e o coelho 500 g, sendo assim, cada oferta compunha entre 250 e 300 g de alimento por ave. Após a soltura das águias nós continuamos ofertando alimento na parte de fora do *'hack-box'*. No período inicial alimentávamos às aves diariamente antes do amanhecer. Utilizamos essa prática porque o alimento deixado de noite era consumido por animais noturnos.

Uma vez a águia distanciada a mais de 50 m do *'hack-box'* nós oferecíamos o alimento em “árvores de alimentação” e assim estimular as águias harpias a se manter distantes do *'hack-box'* gradativamente. Desta maneira também evitávamos uma saturação (superlotação) no *'hack-box'* e nos permitia soltar mais águias. Também utilizamos estas “árvores de alimentação” quando a ave recém solta não retornava ao *'hack-box'*. Se a águia não se alimentava por mais sete a 10 dias, nós oferecíamos o alimento em uma árvore próxima ao indivíduo para garantir que o alimento estivesse disponível.

As árvores escolhidas para o oferecimento do alimento eram aquelas que tinham pelo menos um galho horizontal a uma altura de 3 a 15 m. Onde se instalava uma corda para levar o alimento. Esta corda era colocada com a

ajuda de uma linha de pescar (nylon) amarrada a um peso de pescar (chumbo de 10 a 20 g) o qual era arremessado por cima do galho com uma atiradeira. Após isto a corda era atada à linha de pescar e ao recolher a linha passávamos a corda. Ambas as pontas da corda eram atadas mediante um duplo nó de pescador para segurar o alimento. Uma vez o alimento em cima a corda era atada embaixo a um tronco próximo.

Nós reduzíamos a frequência de alimentação gradualmente de acordo com o número de semanas de soltura (Tabela 2). Uma vez confirmada a primeira captura de presa pelas águias, nos continuávamos monitorando seus movimentos até ter certeza de que o animal estava conseguindo capturar suas próprias presas. Nesse momento oferecíamos alimento a cada sete dias. Depois de encontrar a segunda presa ofertávamos alimento a cada 10 dias. A oferta de alimento finalizava quando o animal chegava à independência (ver abaixo).

Tabela 2. Regime de alimentação dos indivíduos de gavião-real após soltura no Parque Nacional Soberania (Panamá) e na Reserva Florestal de Chiquibul (Belize).

Semanas após soltura	Frequência de oferta de alimento	Quantidade de alimento <sup>a</sup>
0-4	Cada dia	2-3
5-8	Dias alternados	2-3
9-12	Cada três dias	2-3
> 13	Cada cinco dias	5

<sup>a</sup> Número de ratos (*Rattus norvegicus*) ofertados. Em média cada rato tinha 150g de massa corporal.

## 2.6. DURAÇÃO DO PERÍODO DE DEPENDÊNCIA<sup>3</sup>

O período de dependência de uma ave de rapina na natureza inicia quando o indivíduo voa pra fora do ninho pela primeira vez. Porém, este processo acontece com nossas águias durante a permanência dos recintos de vôos no CRN. Por tanto, o início do período de dependência foi considerado a partir da soltura dos animais na natureza. Portanto, este período foi o tempo em que o indivíduo permanece dependente da comida do 'hack-box' (Amar *et al.*, 2000) e/ou da árvore de alimentação até o dia de independência. Nós utilizamos diferentes critérios para determinar o dia de independência: 1) quando foram registrados duas capturas em tempo menor a 20 dias, ou 2) quando devido à dificuldade de localizar o indivíduo este permanecia por mais

<sup>3</sup> *Post-fledging dependence period*

de 30 dias sem receber alimento por nós e por último 3) quando nunca aceitou o nosso alimento.

## 2.7. ANÁLISES ESTATÍSTICAS

O sucesso de '*hacking*' foi definido como a percentagem de águias que sobreviveram até a independência (Barclay e Cade, 1983). Utilizamos o teste binominal de duas proporções para avaliar a diferença no sucesso entre as classes de idade. (referencia?).

Utilizamos a análise de sobrevivência de Kaplan-Meier (Kleinbaum e Klein, 2005) para avaliar 1) se a duração do período de dependência varia pela idade de soltura e pelo sexo, considerando como evento esperado a independência das aves, e; 2) se a sobrevivência até a independência varia em relação ao sexo, comparando as curvas de sobrevivência mediante o teste de log-rank (Kleinbaum e Klein, 2005). Utilizamos este método para incluir os casos de mortalidade. Não conseguimos comparar a sobrevivência entre as classes de idade porque todas as águias da classe de etária 2 sobreviveram até a independência.

Para avaliar o efeito da idade de soltura (variável contínua) e sexo (variável categórica) na duração do período de dependência utilizamos o modelo de riscos proporcionais de Cox (análises de sobrevivência também conhecido como regressão de Cox). Nesta análise incluímos as seguintes variáveis: 1) confinamento (dias em que permaneceram as aves no '*hack-box*', variável contínua), 2) número de aves simultaneamente no '*hack-box*' (um ou dois indivíduos, variável categórica), 3) massa corporal (kg, variável contínua),

e 4) época da soltura (época de chuva ou época de seca, variável categórica). As primeiras duas variáveis citadas podem influenciar o comportamento das aves soltas pelo estresse e pela interação com outro juvenil, em consequência isto poderia afetar a duração do tempo de dependência (Teixeira *et al.*, 2007). A massa corporal pode refletir a condição física da ave e sua habilidade para alcançar a independência (Pinter-Wollman *et al.*, 2009). A época da soltura pode influenciar a disponibilidade de presas, e o sucesso na captura de presas afetando o período de independência.

Em um segundo passo, reduzimos o modelo pelo método de “*stepwise forward*” para confirmar quais são os fatores que afetam o período de dependência (Kleinbaum e Klein, 2005). Para verificar a significância dos modelos utilizamos a razão de verossimilhança (“*likelihood ratio*” - LR,  $P < 0,05$ ) e para determinar a significância das variáveis em cada modelo utilizamos o valor de P de cada coeficiente estimado nos modelos.

Também utilizando os modelos de Cox para avaliar o efeito combinado de pares variáveis preditoras na duração do período de dependência. Adicionando também o produto da interação entre as variáveis no modelo. Para selecionar o modelo que melhor se ajustava aos nossos dados utilizamos o critério de informação de Akaike (AIC).

Mediante o programa estatístico de SPSS 17, realizamos as análises de sobrevivência. Já para os modelos de pares de variáveis preditoras utilizamos o pacote ‘*Survival*’ do programa R e para calcular o AIC dos modelos utilizamos o comando *extracAIC* desse mesmo programa.

Avaliamos a diferença da idade de independência (meses) entre as classes etárias mediante um teste T de Student após excluir os casos de morte e da revisão das premissas de normalidade e homocedasticidade dos dados.

### 3. RESULTADOS

O sucesso de '*hacking*' do gavião-real foi de 79,4%. Sendo que vinte e quatro (24) águias sobreviveram até a independência no Panamá e três (3) no Belize. Encontramos uma diferença significativa no sucesso de '*hacking*' entre as classes etárias (Teste binomial,  $Z = -2,1$ ;  $P = 0,040$ ): o sucesso para a classe etária 1 e 2 foram 70% e 100%, respectivamente.

A duração média do período de dependência variou significativamente entre as classes etárias ( $X^2 = 40,1$ ;  $df = 1$ ;  $P < 0,001$ ), sendo 18,9 (EP = 1,3; IC 95% = 16,5 a 21,4) meses para a classe etária 1, e 1,5 (EP = 0,8; IC 95% = 0,0 a 3,0) meses para a classe etária 2 (Figura 3).

De igual maneira, a duração do período de dependência entre todas as águias foi diferente entre sexos ( $X^2 = 4,4$ ;  $df = 1$ ;  $P = 0,035$ ; Figura 4): fêmeas chegaram à independência em média 9,5 meses (CI 95% = 4,2 meses) e machos aos 16,1 meses (CI 95% = 4,5 meses; Figura 4). As comparações pelo sexo dentro de cada classe etária foram significativas para a classe etária 1 ( $X^2 = 5,0$ ;  $df = 1$ ;  $P = 0,025$ ) ao contrário do que na classe 2 ( $X^2 = 3,1$ ;  $df = 1$ ;  $P = 0,077$ ).

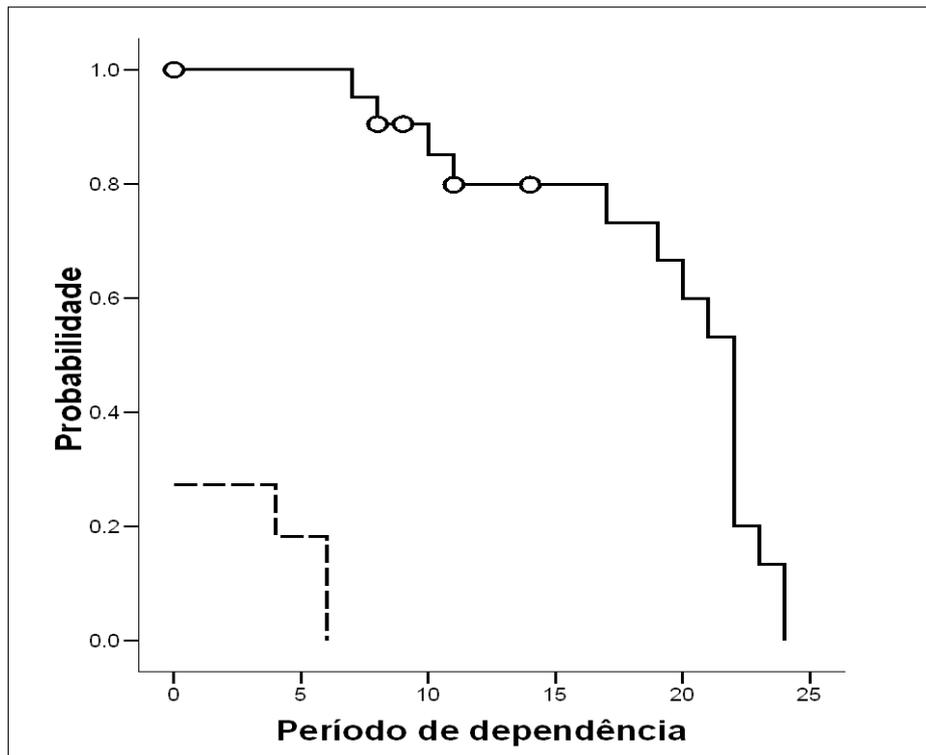


Figura 3. Probabilidade em permanecer dependente (função de sobrevivência Kaplan-Meier) por classe etária dos indivíduos de gavião-real nascidos em cativeiro e soltos no Panamá e em Belize, América Central, entre os anos de 2002 e 2008. A linha contínua representa a classe etária 1, a linha tracejada a classe etária 2 e os círculos os casos de mortes (casos censurados).

O modelo geral produzido pela regressão de Cox revelou que unicamente a idade de soltura foi significativamente relacionada à duração do período de dependência (LR = 32,7; df = 6;  $P < 0,001$ ); confirmado no modelo reduzido pelo método 'stepwise forward' (LR = 31,8; df= 1;  $P < 0,001$ ; Tabela 3). Essa variável mostrou um efeito altamente significativo na duração do período de dependência ( $P = 0,001$ ), sugerindo que a cada mês de idade aumenta em 1,4 (taxa de risco) a probabilidade de alcançar a independência (Tabela 3).

A seleção do modelo de pares de variáveis preditoras também destacou a influência da idade de soltura na duração do período de dependência. Esta variável foi incluída em todos os modelos cujos valores de AIC foram os menores (Tabela 4). Em qualquer caso, o modelo que melhor se ajustou foi aquele com as covariáveis idade de soltura e sexo, mais o termo de interação (LR = 35,9; df = 3;  $P < 0,001$ ; Tabela 5), indicando que o sexo também afeta o período de dependência.

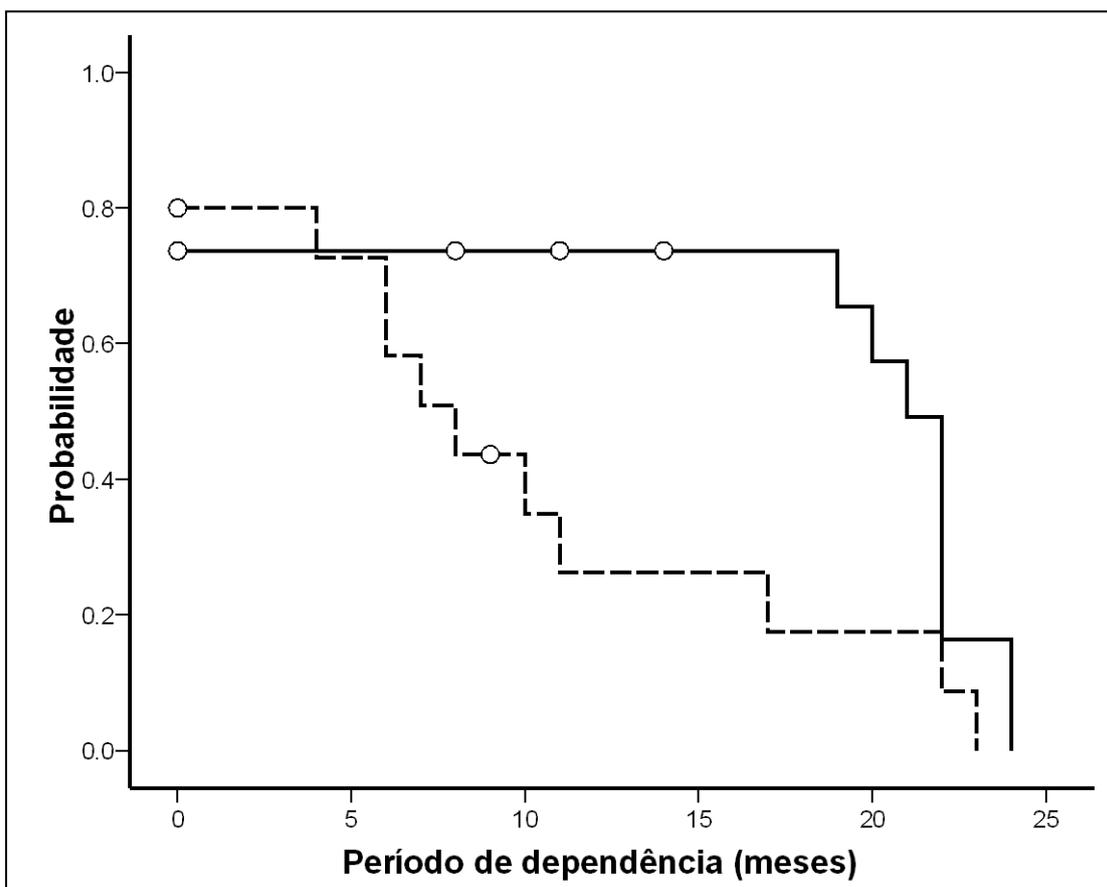


Figura 4. Probabilidade em permanecer dependente (função de sobrevivência Kaplan-Meier) por sexo dos indivíduos de gavião-real nascidos em cativeiro e soltos no Panamá e em Belize durante os anos de 2002 e 2008. As linhas continua representam os machos e as tracejadas às fêmeas e os círculos representam os casos de morte (casos censurados).

A idade de independência entre as classes etárias foi diferente (Test  $t = 2,1$ ; df = 25,  $P < 0,048$ ). Para as águias mais jovens (classe etária 1) a idade

média de independência foi 25,1 meses (DP = 5,8; variação 14-31, N=16); já as águias mais velhas em média chegaram à independência aos 21,0 meses de idade (SD = 3,4; rango 18-27; N = 11).

Tabela 3. Modelos de riscos proporcionais de Cox para determinar as variáveis preditoras da duração do período de dependência dos indivíduos jovens de gavião-real (*Harpia harpyja*) soltos pelo método de 'hacking' no Parque Nacional Soberania (Panamá) e na Reserva Florestal de Chiquibul (Belize) entre os anos 2002 e 2007. Modelo Geral: LR = 32.69 df = 6,  $P < 0.001$ . Modelo Reduzido: LR = 31.79, df= 1,  $P < 0.001$

VARIÁVEIS	COEF.	SE	z	P z	TAXA DE RISCO	CI 95%	
<i>Modelo geral</i>							
Idade de soltura <sup>a</sup>	0,36	0,13	2,7	0,007	1,44	1,1	1,87
Sexo	-0,34	1,7	0,2	0,84	0,71	0,25	19,78
Confinamento <sup>b</sup>	0,01	0,04	0,12	0,905	1,01	0,92	1,09
Massa corporal c	0,34	1,09	0,32	0,75	1,41	0,17	11,89
Época <sup>d</sup>	0,01	0,48	-0,02	0,988	0,99	0,39	2,58
Nº indivíduos no 'hack-box'	-0,37	0,63	0,6	0,551	0,69	0,2	2,36
<i>Modelo reduzido</i>							
Idade de soltura	0,38	0,12	3,2	0,001	1,46	1,16	1,84

<sup>a</sup> Idade em meses

<sup>b</sup> Dias de permanência no 'hack-box'

<sup>c</sup> Época seca e época chuvosa

<sup>d</sup> Número de indivíduos que permaneceram juntos no 'hack-box' e foram soltos simultaneamente

Tabela 4. Seleção de modelos de riscos proporcionais de Cox<sup>1</sup> de pares de variáveis preditoras que influenciam o período de dependência dos indivíduos jovens de gavião-real (*Harpia harpyja*) soltos pelo método de 'hacking' no Parque Nacional Soberania (Panamá) e na Reserva Florestal de Chiquibul (Belize) entre os anos 2002 e 2007. Listados apenas os modelos que foram significativos  $P < 0,05$ .

MODELOS	LR <sup>2</sup>	P	AIC <sup>3</sup>	ΔAIC	PESO AIC
Idade de soltura + Sexo + Interação	35,9	< 0,001	113,21	0	0,19
Idade de soltura + Massa corporal + Interação	35,8	< 0,001	113,33	0,12	0,18
Idade de soltura + N <sup>o</sup> indivíduos no 'hack-box'	32,4	< 0,001	114,71	1,49	0,09
Idade de soltura + Massa corporal	32,1	< 0,001	114,99	1,78	0,08
Idade de soltura + Sexo	32,0	< 0,001	115,10	1,89	0,07
Idade de soltura + Confinamento	32,4	< 0,001	115,15	1,94	0,07
Idade de soltura + Época	31,9	< 0,001	115,29	2,07	0,07
Idade de soltura + N <sup>o</sup> indivíduos no 'hack-box'+ Interação	32,6	< 0,001	116,55	3,33	0,04
Idade de soltura + Confinamento + Interação	32,3	< 0,001	116,85	3,64	0,03
Idade de soltura + Época + Interação	31,9	< 0,001	117,27	4,06	0,02
Sexo + Massa corporal	16,4	< 0,001	130,73	17,52	0
Sexo + Massa corporal + Interação	16,8	0,001	132,33	19,12	0
Massa corporal + N <sup>o</sup> indivíduos no 'hack-box'	9,87	0,007	137,27	24,06	0
Massa corporal + Época + Interação	10,4	0,015	138,74	25,52	0
Massa corporal + Confinamento	8,94	0,012	138,20	24,99	0
Massa corporal + Época	8,89	0,012	138,25	25,03	0
Massa corporal + N <sup>o</sup> indivíduos no 'hack-box'+ Interação	9,87	0,007	139,23	26,01	0
Massa corporal + Confinamento + Interação	9,26	0,026	139,88	26,66	0

<sup>1</sup> Apresentados os modelos que foram significativos ( $P < 0,05$ )

<sup>2</sup> Razão de verossimilhança ("likelihood ratio")

<sup>3</sup> Critério de informação de Akaike

A causa principal das mortes das águias soltas foi a predação (Tabela 6). Três águias foram mortas por felinos (*Panthera onca* e *Leopardus pardalis*): duas destas mortes aconteceram nos primeiros dias após a soltura, quando as aves pernoitavam nos poleiros dos 'hack-box' ou pousados em árvores próximos. O terceiro caso de mortalidade aconteceu no nono mês após a soltura do indivíduo. A ave foi atacada no solo em quanto ela consumia a sua primeira presa (um bicho-preguiça). Duas aves morreram enforcadas acidentalmente com a corda das árvores de alimentação. Os últimos dois casos não foram possíveis determinar as causas das mortes (Tabela 6).

Tabela 5. Modelo de riscos proporcionais de Cox de pares de covariáveis que influenciam o duração do período de dependência selecionado pelo valor de AIC (111,21) LR = 35.93, df = 3,  $P < 0.001$ .

VARIÁVEIS	COEF.	SE	z	P z	TAXA DE RISCO	CI 95%
Idade de soltura	0,34	0,13	2,66	0,008	1,40	1,09 1,80
Sexo	-1,66	0,85	-1,96	0,049	0,19	0,04 1,00
Idade de soltura x Sexo	0,13	0,07	1,95	0,051	1,14	1,00 1,30

Tabela 6. Causas de mortalidade de indivíduos de gavião-real soltos no Parque Nacional Soberania (Panamá) e Reserva Florestal Chiquibul (Belize) entre os anos 2002 e 2007.

Indivíduo	Sítio de soltura <sup>a</sup>	Sexo	Idade da morte (meses)	Meses após soltura	Causa da Morte
EK	PNS	Macho	21	14	Desconhecida
DD	PNS	Macho	6	0	Predação <sup>b</sup>
MC	PNS	Fêmea	6	0	Predação <sup>b</sup>
DX	RFC	Macho	21	14	Acidente
EV	PNS	Macho	17	11	Acidente
LY	PNS	Fêmea	16	9	Predação
BT	PNS	Macho	15	8	Desconhecida

<sup>a</sup> PNS= Parque Nacional Soberania, RFC = Reserva Forestal Chiquibul

<sup>b</sup> Predação próximo ao 'hack-box'

#### 4. DISCUSSÃO

Apesar do método de *'hacking'* ter sido utilizado para a soltura de mais de 20 espécies de aves rapinantes (Cade, 2000), esta é a primeira experiência documentada sobre a soltura mediante o *'hacking'*. O sucesso de *'hacking'* (sobrevivência) com o gavião-real foi maior aos 70%, e maximizada (100%) quando retrasada a soltura próximo à idade de independência (18 a 22 meses de idade), indicando que a idade de soltura é um importante fator na soltura do gavião-real pelo método de *'hacking'*.

O nosso 70% do sucesso de *'hacking'* ao liberar indivíduos jovens de gavião-real (5 a 7 meses de idade) é comparável com a sobrevivência de outras aves de rapina liberadas pelo mesmo método, tais como *Falco punctatus* (73% ), *Falco peregrinus* (75%), *Falco femoralis* (67%) *Haliaeetus albicilla* (73%) (Barclay e Cade, 1983; Green *et al.*, 1996; Jenny *et al.*, 2004; Nicoll *et al.*, 2004). O sucesso de *'hacking'* de 100% nos indivíduos da classe etária 2 (18 – 22 meses) é consequência do curto período de dependência e a redução do risco de mortalidade que supõe o período de dependência. Os indivíduos mais velhos se adaptam e ficam independentes mais rápido ao novo ambiente que os indivíduos mais jovens. O forte efeito da idade de soltura no período de dependência dos indivíduos de gavião-real sugere que é um fator muito importante para o sucesso das reintroduções das aves de rapina tropicais em vista do longo período de dependência previsto para estas aves (Newton, 1979) A idade de soltura também tem sido identificada como um importante fator na reintrodução do condor da Califórnia, onde aves maiores a um ano de idade foram mais bem sucedidas que indivíduos mais novos (Woods *et al.*, 2007); bem como nos modelos demográficos de reintrodução do

Grifo ou Abutre-fouveiro no sul da França (*Gyps fulvus*, Sarrazin e Legendre, 2000). Também, nossos resultados são consistentes com aqueles de Pomarol (1994), quem encontrou que os gaviões (*Circus pygargus*) liberados pelo método de 'hacking' tiveram menor período de dependência, estes resultados foram associadas à urgência dos indivíduos de realizar a migração. No entanto, o alto sucesso de 'hacking' nos indivíduos mais velhos de gavião-real pode estar relacionado à idade máxima para chegar à independência. O período de dependência prolongado nos indivíduos mais jovens é provável devido a não ser suficientemente maduros para se defender, forragear e garantir a captura de presas necessárias para a sobrevivência na natureza.

O sexo tem uma influencia moderada no período de dependência dos indivíduos de gavião-real nascidos em cativeiro e soltos pelo método de 'hacking'. Nós encontramos que fêmeas ficam independentes mais rápido que os machos, quando soltos na faixa etária de 5 a 7 meses. No entanto, os machos alcançam a independência mais rápido que as fêmeas quando soltos na faixa de 18 a 22 meses de idade. O efeito da interação dos fatores sexo e idade de soltura nos períodos de dependência foi identificado como um fator importante no sucesso de soltura por 'hacking' de falcões peregrinos (*Falco peregrinus*, Dzialak *et al.*, 2006). No entanto, desconhecemos como poderia influenciar os comportamentos de forrageamento diferenciados entre machos e fêmeas. Fêmeas de gavião-real poderiam estar capturam presas grandes e lentas (Touchton *et al.*, 2002). Ao contrário, os machos precisam aprender a capturar presas menores e mais ágeis para sobreviver, o que talvez demande maior tempo até tornarem-se caçadores habilidosos.

Novos estudos em outras aves de rapina tropicais devem ser realizados para verificar a influencia da idade de soltura e sexo na sobrevivência dos indivíduos reintroduzidos. O método de '*hacking*' tem sido amplamente utilizado na soltura de diferentes espécies de rapinantes, mas não há documentação sobre esta pratica enfocada em espécies de rapinantes tropicais nascidas em cativeiro. O desenvolvimento de melhores metodologias para a restauração de espécies é importante no campo emergente da biologia da reintrodução (Seddon *et al.*, 2007; Armstrong e Seddon, 2008). Nossa abordagem experimental fornece importante '*insights*' sobre a biologia da reintrodução em aves de rapina tropicais, especialmente nos fatores que levam ao estabelecimento bem sucedido de novas populações (Armstrong e Seddon, 2008). Como a reintrodução de espécies está recebendo uma crescente atenção, é também de importância estimar os custos-benefícios dos métodos de reintrodução. O método de '*hacking*' para a soltura dos indivíduos jovens de gavião-real (5 a 7 meses) foi onerosa em quanto a pessoas necessárias em campo e tempo para o seguimento e alimentação das aves no meio silvestre, tempo que muitas vezes excedia os 24 meses, e resultava em um baixo sucesso de reintrodução. Ao contraste, mantendo os indivíduos de gavião-real em cativeiro até idade próxima à independência há custos de manutenção dos animais em cativeiro, mas estes custos são compensados com a alta sobrevivência dos indivíduos após a soltura, e a redução substancial do monitoramento e alimentação dos indivíduos na natureza. Ressaltamos a importância de novos estudos sobre aves de rapina neotropicais, com solidas bases teóricas e experimentais, a fim de melhorar as técnicas de reintrodução.

## 5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALVAREZ-CORDERO, E. **Biology and conservation of the Harpy Eagle in Venezuela and Panama**. 1996. 212 PhD. dissertation, University of Florida, Gainesville, FL U.S.A.

AMAR, A.; ARROYO, B. E. e BRETAGNOLLE, V. Post-fledging dependence and dispersal in hacked and wild Montagu's Harriers *Circus pygargus*. **Ibis**, v. 142, n. 1, p. 21-28, 2000.

ARMSTRONG, D. P. e SEDDON, P. J. Directions in reintroduction biology. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 23, n. 1, p. 20-25, 2008.

BARCLAY, J. H. e CADE, T. J. Restoration of the peregrine falcon in the eastern United States. In: TEMPLE, S. A. (Ed.). **Bird Conservation** Madison, WI U.S.A.: University of Wisconsin Press, v.1, 1983. p.3-40

BELETSKY, L. **Belize & Northern Guatemala**. London, U.K: Academic Press, 1999.

BIRDLIFE INTERNATIONAL. 2011 Species factsheet: *Harpia harpyja*. Birdlife

International. Disponível em: <http://www.birdlife.org>.

CADE, T. J. Progress in translocation of diurnal raptors. In: CHANCELLOR, R. D. e MEYBURG, B.-U. (Ed.). **Raptors at Risk**. Surrey, BC Canada: WWGBP and Hancock House, 2000. p.343–372.

CADE, T. J. e BURNHAM, W., Eds. **Return of the Peregrine: a North American saga of tenacity and teamwork**. Boise, ID U.S.A.: The Peregrine Funded. 2003.

CARO, T. M.; KELLY, M. J.; BOL, N. e MATOLA, S. Inventorying mammals at multiple sites in the Maya Mountains of Belize. **Journal of Mammalogy**, v. 82, n. 1, p. 43-50, 2001.

CONDIT, R.; ROBINSON, D. W.; IBAÑEZ, R.; AGUILAR, S.; SANJUR, A.; MARTINEZ, R.; STALLARD, R. F.; GARCÍA, T.; ANGEHR, G. R.; PETIT, L.; WRIGHT, S. J.; ROBINSON, T. R. e HECKADON, S. The status of the Panama canal watershed and it's biodiversity at the beginnings of the 21st century. **BioScience**, v. 51, n. 5, p. 389-398, 2001.

DZIALAK, M. R.; LACKI, M. J.; CARTER, K. M.; HUIE, K. e COX, J. J. An assessment of raptor hacking during a reintroduction. **Wildlife Society Bulletin**, v. 34, n. 2, p. 542-547, 2006.

FISCHER, J. e LINDENMAYER, D. B. An assessment of the published results of animal relocations. **Biological Conservation**, v. 96, n. 1, p. 1-11, 2000.

FOSTER, R. B. e BROKAW, N. V. L. Structure and history of the vegetation of Barro Colorado Island. In: LEIGH, E. G.; RAND, A. S. e WINDSOR, D. M. (Ed.). **Ecology of a tropical forest: seasonal rhythms and long-term changes**. Washington, DC U.S.A.: Smithsonian Institution Press, 1982. p.67-81.

FULLER, M. R.; MILLSPAUGH, J. J.; CHURCH, K. E. e KENWARD, R. E. Wildlife radiotelemetry. In: BRAUN, C. E. (Ed.). **Techniques for wildlife investigations and management**. Bethesda, Maryland, USA: The Wildlife Society, v.6, 2005. p.377-417.

GREEN, R. E.; PIENKOWSKI, M. W. e LOVE, J. A. Long-term viability of the re-introduced population of the White-tailed Eagle *Haliaeetus albicilla* in Scotland. **Journal of Applied Ecology**, v. 33, n. 2, p. 357-368, 1996.

GRIFFITH, B.; SCOTT, J. M.; CARPENTER, J. W. e REED, C. Translocation as a species conservation tool: status and strategy. **Science**, v. 245, n. 4917, p. 477-480, 1989.

HECKADON-MORENO, S.; IBAÑEZ, R. e CONDIT, R. **La cuenca del canal: deforestación, urbanización, y contaminación**. Panama, Panama: Smithsonian Tropical Research Institute/Impresilibros, 1999. 129

HOLDRIDGE, L. R. **Life zone ecology**. San Jose, Costa Rica: Tropical Science Center, 1967.

JENNY, J. P.; HEINRICH, W.; MONTOYA, A. B.; MUTCH, B.; SANDFORT, C. e HUNT, W. G. From the field: progress in restoring the Aplomado Falcon to southern Texas. **Wildlife Society Bulletin**, v. 32, p. 276-285, 2004.

KENWARD, R. **A manual for wildlife radio tagging**. San Diego, CA U.S.A.: Academic Press, 2001. 311

KLEINBAUM, D. G. e KLEIN, M. **Survival analysis - a self-learning text**. New York, NY U.S.A.: Springer, 2005. 590

LEIGH, E. G.; STANLEY, A. e WINDSOR, D. M. **The ecology of a tropical forest**. Washington, DC U.S.A.: Smithsonian Institution Press, 1982.

MORRIS, R. J.; LEWIS, O. T. e GODFRAY, H. C. J. Experimental evidence for apparent competition in a tropical forest food web. **Nature**, v. 428, n. 6980, p. 310-313, 2004.

NEWTON, I. **Population ecology of raptors**. Vermillion, SD U.S.A.: Buteo Books, 1979. 399

NICOLL, M. A. C.; JONES, C. G. e NORRIS, K. Comparison of survival rates of captive-reared and wild-bred Mauritius Kestrels (*Falco punctatus*) in a re-introduced population. **Biological Conservation**, v. 118, n. 4, p. 539-548, 2004.

PINTER-WOLLMAN, N.; ISBELL, L. A. e HART, L. A. Assessing translocation outcome: Comparing behavioral and physiological aspects of translocated and resident African elephants (*Loxodonta africana*). **Biological Conservation**, v. 142, n. 5, p. 1116-1124, 2009.

POMAROL, M. Releasing Montagu's Harrier (*Circus pygargus*) by the method of hacking. **Journal of Raptor Research**, v. 28, n. 1, p. 19-22, 1994.

REID, F. **A field guide to the mammals of Central America and Southeast Mexico**. New York, NY U.S.A.: Oxford University Press, 1997.

ROBINSON, W. D.; ANGEHR, G. R.; ROBINSON, T. R.; PETIT, L. J.; PETIT, D. R. e BRAUN, J. D. Distribution of bird diversity in a vulnerable neotropical landscape. **Conservation Biology**, v. 18, n. 2, p. 510-518, 2004.

RODSTROM, C.; OLIVIERI, S. e TANGLEY, L. A regional to conservation in the Maya Forest. In: PRIMACK, R. B. (Ed.). **Timber, tourists, and temples: conservation and development in the Maya Forest of Belize, Guatemala, and Mexico**. Washington, DC U.S.A.: Island Press, 1998. cap. 1, p.3-21.

SARRAZIN, F. e LEGENDRE, S. Demographic approach to releasing adults versus young in reintroductions. **Conservation Biology**, v. 14, n. 2, p. 488-500, 2000.

SEDDON, P. J.; ARMSTRONG, D. P. e MALONEY, R. F. Developing the science of reintroduction biology. **Conservation Biology**, v. 21, n. 2, p. 303-312, 2007.

SHERROD, S. K.; HEINRICH, W. R.; BURNHAM, W. A.; BARCLAY, J. H. e CADE, T. J. **Hacking: A method for releasing Peregrine Falcons and other birds of prey**. Boise, ID U.S.A.: The Peregrine Fund Inc., 1987.

STOTZ, D. F.; FITZPATRICK, J. W.; PARKER III, T. A. e MOSKOVITS, D. K., Eds. **Neotropical birds: ecology and conservation**. Chicago, IL U.S.A: The University of Chicago Press. 1996.

TEIXEIRA, C. P.; SCHETINI DE AZEVEDO, C.; MENDEL, M.; CIPRESTE, C. F. e YOUNG, R. J. Revisiting translocation and reintroduction programmes: the importance of considering stress. **Animal Behaviour**, v. 73, n. 1, p. 1-13, 2007.

THIOLLAY, J.-M. Area requirements for the conservation of rain forest raptors and game birds in French Guiana. **Conservation Biology**, v. 3, n. 2, p. 128-137, 1989.

TOUCHTON, J. M.; HSU, Y. C. e PALLERONI, A. Foraging ecology of reintroduced captive-bred subadult Harpy Eagle (*Harpia harpyja*) on Barro Colorado Island, Panama. **Ornitologia Neotropical**, v. 13, n. 4, p. 365-379, 2002.

VARGAS-GONZÁLEZ, J. J.; WHITACRE, D.; MOSQUERA, R.; ALBUQUERQUE, J. L. B.; PIANA, R.; THIOLLAY, J.-M.; MÁRQUEZ, C.; SÁNCHEZ, J. E.; LEZAMA-LÓPEZ, M.; MIDENCE, S.; MATOLA, S.; AGUILAR, S.; RETTIG, N. e SANAIOTTI, T. Estado y distribución actual del águila arpía (*Harpia harpyja*) en Centro y Sur América. **Ornitología Neotropical**, v. 17, p. 39-55, 2006.

WITHEY, J. C.; BLOXTON, T. D. e MARZLUFF, J. M. Effects of tagging and location error in wildlife radiotelemetry studies. In: MILLSPAUGH, J. J. e MARZLUFF, J. M. (Ed.). **Radio tracking and animal populations**. San Diego, CA U.S.A.: Academic Press 2001. cap. 3, p.43-75.

WOODS, C. P.; HEINRICH, W. R.; FARRY, S. C.; PARISH, C. N.; OSBORN, S. A. H. e CADE, T. J. Survival and reproduction of California Condors released in Arizona. In: MEE, A.; HALL, L. S. e GRANTHAM, J. (Ed.). **California condors in the 21st century**. Cambridge, MA, USA: American Ornithologists' Union and Nuttall Ornithological Club, 2007. p.57-78.

WRIGHT, A. C. S.; ROMNEY, D. H.; ARBUCKLE, R. H. e VIAL, V. E. **Land in British Honduras: report of the British Honduras land use survey team**. London, U.K.: Her Majesty's Stationery Office 1959. 327

WRIGHT, S. J.; ZEBALLOS, H.; DOMÍNGUEZ, I.; GALLARDO, M. M.; MORENO, M. C. e IBÁÑEZ, R. Poachers alter mammal abundance, seed dispersal, and seed predation in a Neotropical forest. **Conservation Biology**, v. 14, n. 1, p. 227-239, 2000.

## **CAPITULO 2**

# **DISPERSÃO JUVENIL E ÁREA DE VIDA DE GAVIÃO- REAL (*Harpia harpyja*) REINTRODUZIDOS NO PANAMÁ E BELIZE**

## RESUMO

### DISPERSÃO JUVENIL E ÁREA DE VIDA DE GAVIÃO-REAL (*Harpia harpyja*) REINTRODUZIDOS NO PANAMÁ E BELIZE

Reconhecer os requerimentos de espaço por parte de animais jovens em dispersão tem sido importante para os esforços de conservação. A variação no tamanho corporal entre machos e fêmeas nas aves de rapina pode levar a variações no comportamento espacial dos indivíduos. Em adição, aves reintroduzidas podem se desenvolver de forma diferente e de acordo com a idade de soltura. Por estes motivos estudamos o comportamento espacial de indivíduos de gavião-real soltos na natureza pelos métodos de *'hacking'* e *'hard-release'*. Os indivíduos liberados por *'hacking'* as categorizamos em *classe etária 1*: indivíduos soltos entre 5 e 7 meses de idade, e *classe etária 2*: indivíduos entre 18 e 21 meses de idade). Estimamos a distância de dispersão, o tamanho da área de vida e a dieta para verificar diferenças nos comportamentos entre machos e fêmeas de gavião-real reintroduzidos. Calculamos a distância máxima semestral desde o sítio de soltura dos indivíduos soltos pelo método de *'hacking'* no Parque Nacional Soberania e estimamos as áreas de vida pelo método do mínimo polígono convexo 95% dos indivíduos reintroduzidos. A distância máxima semestral foi diferente entre as classes etária, mas não entre os sexos. Esta falta de diferença nos comportamentos espaciais pode ser reflexo de um requerimento similar na dieta entre os sexos pelo menos em indivíduos jovens em dispersão. Os indivíduos de gavião-real apresentaram dietas principalmente (>70%) de espécies arbóricolas e presumivelmente abundantes (e.g. *Bradypus variegatus* e *Choloepus hoffmanni*).

Palavra-chaves: distancia de dispersão, mínimo polígono convexo, dieta, aves de rapina Neotropical, reintrodução, América Central.

## ABSTRACT

### JUVENILE DISPERSAL AND HOME RANGE OF RELEASED HARPY EAGLES (*Harpia harpyja*) IN PANAMA AND BELIZE

Recognize the space use requirement of juveniles Harpy Eagles is important for conservation efforts. The size dimorphism of raptors can lead variations in spatial behavior of individuals. In addition, released birds can develop differently and may be related with age at release. For this reason, we study the spatial behavior of released Harpy Eagles by “hacking” and “hard-release” in Panama and Belize. We categorized the hacked eagles in *age class 1*: 5 to 7 months old and *age class 2*: 18 to 21 months old). We estimate the dispersal distance from release sites, home range and diet to determinate if there are differences between sexes of released Harpy Eagles. We calculate the half-yearly maximum dispersal distance from the release site of hacked eagles at Soberania National Park and estimate the home range by the minimum convex polygon 95% method. We did not find difference for distance, home range size and diet between sexes. The dispersal distances were different between age classes, but not between sexes. The lack of difference may be related on an equal requirement in diet and habitat at least for the time of dispersal. The principal diet of Harpy Eagles is arboreal (e.g. *Bradypus variegatus* e *Choloepus hoffmanni*) corresponding over 70% of diet.

Keywords: dispersal distance, minimum convex polygon, diet, Neotropical raptors, release, Central America.

## 1. INTRODUÇÃO

O gavião-real (*Harpia harpyja*) é uma espécie de ave de rapina tropical longeva de baixa taxa reprodutivas. Ao longo da sua distribuição, as florestas neotropicais, suas populações estão sofrendo declínio e em algumas áreas já estão extintas devido ao desmatamento e à caça arbitrária (Stotz *et al.*, 1996; Vargas-González *et al.*, 2006). A área requerida por um casal dessas águias tem sido estimada em vários milhares de hectares (Thiollay, 1989). No entanto, o requerimento das populações não reprodutivas ('floaters' – indivíduos em dispersão) é praticamente desconhecido.

Para os esforços de conservação é essencial considerar esta proporção de indivíduos não reprodutivos, já que poderiam exibir diferenças nos seus requerimentos de habitat, presas e área para explorar, além das conseqüências ecológicas que os processos de dispersão entre populações podem trazer. Essas considerações são especialmente importantes para as aves que possuem maturidade sexual tardia, como é o caso das aves de rapina que possuem um período de dispersão relativamente longo (Penteriani *et al.*, 2005; Penteriani e Delgado, 2009). Este período, que é marcado por extensas movimentações, é denominado entre outros de "dispersão juvenil" (Ferrer, 1993; Kenward, 2001; Soutullo, Alvaro *et al.*, 2006).

A dispersão juvenil acontece devido à necessidade dos jovens procurarem áreas disponíveis para o estabelecimento, parceiros sexuais e alimento (Morrison e Wood, 2009). A necessidade de alimento tem sido descrita como um fator influente na distância e área de vida dos indivíduos (Newton, 1979; Byholm *et al.*, 2003; Penteriani e Delgado, 2009). Tanto o tipo de presa como a disponibilidade da mesma influem no tamanho da área de

vida, sendo que presas de baixa densidade populacional podem influenciar no tamanho da área de vida do predador (Kenward e Widen, 1989; Marzluff *et al.*, 1997).

A maioria das aves de rapinas possui um dimorfismo sexual invertido, onde as fêmeas se diferenciam por um tamanho maior que os machos (Amadon, 1975; Krüger, 2005). No caso do gavião-real, o macho possui 83% do tamanho proporcional da fêmea (Ferguson-Lee e Chistie, 2001). Este dimorfismo tem sido relacionado com a partição de recursos, onde as fêmeas capturam presas maiores, enquanto que os machos conseguem capturar presas menores e mais ágeis (ver Krüger, 2005). Este fenômeno da dieta diferenciada foi observado sutilmente em dois indivíduos (macho e fêmea) de gavião-real soltos na Ilha de Barro Colorado no Panamá (Touchton *et al.*, 2002). Adicionalmente, tem sido relatado que para espécies de mamíferos, principal grupo presa do gavião-real, existe a tendência de exibir menor densidade populacional com o incremento da massa corporal (Peters e Raelson, 1984; Robinson e Redford, 1986). Sendo assim, esperaríamos que fêmeas, ao consumir presas maiores e por sua vez mais raras no ambiente, realizassem movimentações mais longas e tivessem áreas de vida maiores que as dos machos. Incluso, tem se demonstrado que o desenvolvimento de indivíduos de gavião-real reintroduzidos varia em função da idade de soltura (capítulo 1, Campbell-Thompson, no prelo). Portanto, esperaríamos perceber também diferenças entre as classes etárias de liberação quanto às distâncias percorridas após a soltura e da área utilizada pelos indivíduos.

No presente estudo, nós descrevemos as movimentações de dispersão e a área de vida do gavião-real reintroduzidos no Panamá e Belize, com o

objetivo de: 1) verificar quão longe as águias se dispersam em função do tempo e quanta área eles exploram durante a dispersão; 2) constatar se há diferenças no comportamento espacial entre machos e fêmeas e entre as classes etárias de soltura; e, 3) analisar a composição da dieta do gavião-real, verificando se há diferença entre machos e fêmeas. Nossas hipóteses são: 1) que as águias explorarão áreas proporcionalmente maiores de acordo com o ritmo de dispersão; e 2) que fêmeas exibirão dieta diferente da de machos, já que deverão apresentar maiores áreas de vida, sendo ambos os fatores relacionados com o maior tamanho corporal de fêmeas.

## **2. MATERIAIS E MÉTODOS**

### **2.1. ÁREA DE ESTUDO E INDIVÍDUOS JUVENIS DE GAVIÃO-REAL**

O programa de soltura de indivíduos de gavião-real foi conduzido no Panamá e Belize. Entre os anos 2002 e 2007 soltamos 30 águias no Parque Nacional Soberania (PNS) no Panamá, mediante o método de '*hacking*'. Estes indivíduos procederam do programa de reprodução em cativeiro conduzido no Centro de Aves de Rapina Neotropical na cidade do Panamá (Capítulo 1, item 2.2). Categorizamos as aves liberadas pelo método de '*hacking*' em relação à idade de soltura: *classe etária 1*, indivíduos entre cinco e sete meses, e *classe etária 2*, indivíduos entre 18 e 22 meses. Em média os machos possuíam  $4,5 \pm 0,406$  kg e as fêmeas  $6,1 \pm 0,406$  kg.

A finalidade da soltura das águias no PNS foi para a adaptação dos indivíduos ao meio silvestre para depois serem levadas a regiões mais remotas, onde não havia registros da espécie recentemente. Sendo assim, como parte do protocolo do programa de reintrodução uma vez as águias

alcançavam a independência, realizávamos “translocações” destas aves (ver UICN, 1998). Desta forma, evitávamos a superlotação de águias nos 20000 ha. do PNS. Nas regiões da reintrodução definitiva realizamos as solturas pelo método de *‘hard-release’*, o qual consiste na liberação imediata do animal ao meio sem prévio acondicionamento (Hardman e Moro, 2006). Além dos indivíduos nascidos em cativeiro liberados por *‘hacking’*, duas águias adultas nascidas em cativeiro e duas águias silvestres reabilitadas também foram soltas, mas pelo método de *‘hard-release’*.

Realizamos as solturas pelo método de *‘hard-release’* na unidade de conservação de Rio Bravo (*‘Rio Bravo Conservation Management Area’* – RBCMA) em Belize e no Bosque Protetor Palo Seco (BPPS) no Panamá. A RBCMA consta com uma área de aproximadamente 97166 ha. e está localizada no distrito de Orange Walk, no noroeste do país (17° N, 89° W) próximo às fronteiras com o México e a Guatemala (Brokaw *et al.*, 1998). O Bosque Protetor Palo Seco conserva 165000 ha. de florestas e localiza-se na vertente caribenha do Panamá ao noroeste do país, na província de Bocas del Toro, com uma área de 165000 ha (8° N, 47° W).

## 2.2. MONITORAMENTO POR RADIO TELEMETRIA

Instalamos transmissores convencionais (VHF – *‘Very High Frequency’*) a todas as águias liberadas (método de soltura: *‘hacking’*) mediante a técnica de mochila (*‘backpack-mount’*, Kenward, 2001). Utilizamos os transmissores modelos Biotrack® de 70 g com tempo de vida da bateria de dois anos e Merlin System® de 60 g com uma duração de quatro anos. Os aparelhos não excediam o 3% do total da massa corporal dos indivíduos, como sugerido

(Withey *et al.*, 2001). Além dos transmissores, todas as aves foram identificadas com anilhas metálicas com códigos alfabéticos (Acraft Sign & Nameplate Co.) e identificadores eletrônicos (chips PIT – AVID™) injetados no peito. Para o monitoramento das águias e recepção do sinal, utilizamos os receptores TRX-1000S da Wildlife Materials Inc.; TR-2 e TR4 da Telonics® (este último acompanhado por um estojo contra a chuva), além de antenas estilo Yagi.

O método utilizado para obter as posições das aves foi o '*homing*', o qual consiste em localizar a ave mediante contato visual (Fuller *et al.*, 2005). Preferimos utilizar este método em vez da triangulação para verificar a condição de saúde dos animais. Ao encontrar as águias, registrávamos sua posição geográfica (UTM/Datum WGS 84) mediante receptores de GPS das marcas Garmin™ e Magellan®.

Para as águias liberadas pelo método de '*hard-release*' instalamos transmissores via satélite (PTT – '*Platform Transmitter Terminals*') dos modelos da Microwave Telemetry, Inc: *Battery powered Doppler PTT-100* de 95 g, *Battery Powered Argos/GPS LC4T PTT- 100 s* de 105 g e *Solar Argos/GPS PTT-100s* de 70 g pela mesma técnica de mochila ('backpack-mount', Kenward, 2001). Estes transmissores trabalham com dois sistemas para determinar a localização do animal, o sistema Argos (*Argos Satellite System*, efeito Doppler) e o sistema GPS (*Global Positioning Satellite*); somente equipamentos Argos/GPS trabalham com os dois sistemas (Fuller *et al.*, 2005). A recepção das informações dos PTTs foi processada por Argos (CLS, Argos, 2008).

As localizações estimadas pelo sistema Argos oferecem duas possíveis localizações. Geralmente a principal localização é a correta, mas uma pequena

porcentagem vem trocadas, sendo a correta a localização alternativa. Além disso, o sistema Argos proporciona sete classes de localizações (LC- '*location classes*') de acordo com a precisão (erro) da posição. A precisão depende de quantas vezes é recebido um sinal desde o PTT. Para as categorias LC 3, 2, 1 e 0 são calculadas a precisão, sendo estas até 250, 500, 1500 m e maiores que 1500 m, respetivamente (Argos, 2008).

Para este estudo utilizamos unicamente as localizações oferecidas pelo sistema Argos com LC 3 e 2. Corrigimos as localizações plausíveis (principal/alternativa) mediante as observações dos pontos no ArcView 3.3. e trocando-as na base de dados. Os transmissores foram programados para trabalharem durante 11 horas e ficarem 96 horas desligados. Durante esse tempo em funcionamento, várias localizações eram produzidas, sendo que para uma mesma data poderiam haver várias localizações. Mesmo que o método utilizado para estimar as áreas de vida não requeira que as localizações sejam independentes, nos identificamos as datas com várias localizações e selecionamos aleatoriamente uma delas. Realizamos este último procedimento automaticamente mediante o programa R (R Development Core Team, 2011).

### 2.3. DISTÂNCIA MÁXIMA DE DISPERSÃO

Estimamos a maior distância realizada pelos indivíduos de gavião-real a partir do sítio de liberação em cada semestre após a soltura pelo método de (*'hacking'*). Esta distância correspondeu à localização mais distante em linha reta da área de soltura. Utilizamos a extensão AnimalMovement v2.4 do Arqview 3.2 para estimar a distancia de cada localização até o sítio de soltura.

Realizamos as estimativas para aqueles indivíduos que tiveram dados completos para cada semestre.

Comparamos as distâncias máximas semestrais até o quinto semestre entre as classes etárias de soltura. Para verificar as diferenças entre os sexos nas distâncias semestrais, realizamos as comparações dentro de cada grupo etário ao confirmar a diferença entre os grupos. Comparamos até o quarto semestre na classe etária 1 e até o terceiro semestre no segundo grupo. Realizamos todas as comparações foram mediante o teste t de Student.

#### 2.4. ESTIMATIVA DO TAMANHO DA ÁREA DE VIDA

Para estimar o tamanho da área de vida dos indivíduos do gavião-real, utilizamos o método de mínimo polígono convexo (MPC) pelo pacote 'adehabitat' do programa R (Calenge, 2006). Este método consiste em estimar o menor polígono convexo que englobe todas as localizações do animal (MPC, Mohr, 1947). Consideramos este método o mais adequado para os fins do nosso estudo, já que se aproxima de forma intuitiva à área total utilizada pelo animal e não possui premissas sobre a autocorrelação das localizações (De Solla *et al.*, 1999; Rutz, 2006). Porém este método é sensível às movimentações inusitadas que os animais podem vir a realizar fora da área de vida, pelo que optamos por considerar 95% das localizações (MPC 95%).

Retiramos das análises os indivíduos que possuíam menos de 10 localizações (e.g. monitoramento por VHF). Verificamos a suficiência amostral mediante uma curva acumulativa da área do MPC.

Realizamos as estimativas da área de vida separando os dados segundo o tipo de telemetria (VHF ou PTT) utilizado para o monitoramento. Para ambos

os dados estimamos a área de vida com a totalidade das localizações, mas para fins comparativos utilizamos subconjuntos de dados (ver abaixo).

Para verificar que os tamanhos das áreas de vida variam em relação ao esforço amostral (dias de monitoramento e número de localizações) correlacionamos estas variáveis com as áreas estimadas (MPC 100% e MPC 95%). Para avaliar o efeito do sexo nos tamanhos das áreas de vida aplicamos ANCOVA para ambos os dados (VHF e PTT), utilizando como covariáveis os dias de monitoramento, número de localizações e idade dos indivíduos.

#### 2.4.1. Dados de VHF

O período de monitoramento no PNS foi diferente para cada ave devido a fatores como morte e período de dependência, já que uma vez indivíduos se tornavam independentes eram capturadas para serem “translocadas” (ver item 2.1). Por este motivo realizamos um monitoramento mais intensivo com sete indivíduos durante um período de três meses. O monitoramento destes indivíduos consistiu em coletar 30 localizações para cada indivíduo por período. Durante o mesmo período seguimos até três indivíduos obtendo uma localização de cada animal em dias alternados. Realizamos este monitoramento intensivo com o intuito de poder comparar a área de vida entre os sexos em um período padronizado. Comparamos o tamanho da área de vida mediante um Test-t de Student, após verificar as premissas de normalidade e homocedasticidade dos dados.

#### 2.4.2. Dados de PTT

Ao igual que com os dados de VHF, optamos por realizar as estimativas com o total das localizações e com um subconjunto dos dados.

O subconjunto consistiu nas localizações dos indivíduos com três e quatro anos de idade e assim comparar as áreas de vida entre machos e fêmeas. Utilizamos o teste de Mann-Whitney uma vez que as premissas de normalidade e homocedasticidade não foram atendidas.

#### 2.5. ANÁLISES DA DIETA DO GAVIÃO-REAL

Analisamos a composição da dieta do gavião-real a partir dos registros de presas de todos os indivíduos monitorados no PNS (Panamá) entre os anos 2002 a 2008. Para a comparação entre os sexos utilizamos os dados de abundância absolutos e de hábito das presas: arborícola, escansorial e terrícola. Executamos o teste de Kolmogorov-Smirnov para as comparações das frequências de consumo entre os sexos dos indivíduos de gavião-real.

### 3. RESULTADOS

#### 3.1. DISTÂNCIA MÁXIMA DE DISPERSÃO

As comparações das distâncias máximas semestrais entre as classes etárias de soltura mostraram-se significativamente diferentes nos primeiros quatro semestres (Figura 1), sendo que a classe etária 2 movimentou-se entre 4 a 9 km a mais do que o grupo mais jovem (Tabela 1).

As comparações entre machos e fêmeas dentro da classe etária 1 não mostraram diferenças significativas entre as distâncias semestrais.

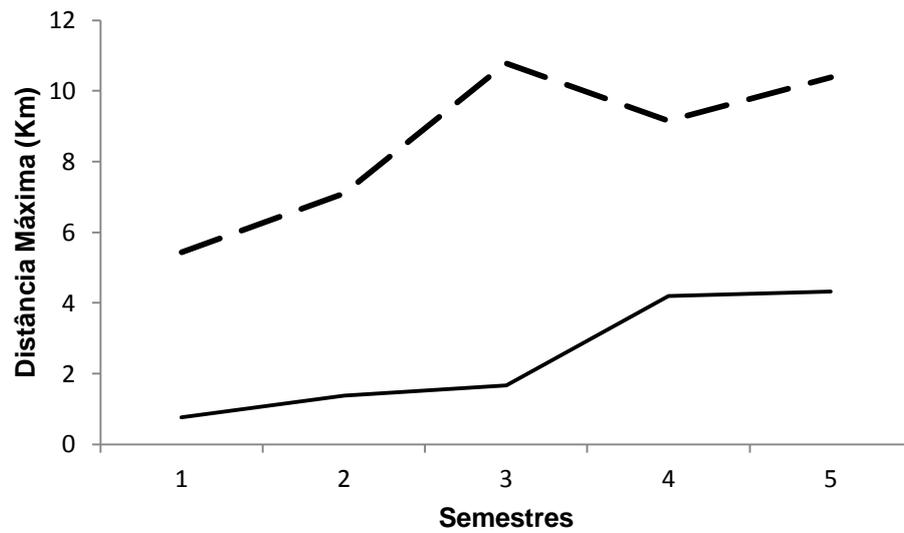


Figura 1. Variação da distância máxima semestral de dispersão de indivíduos de gavião-real soltos no Parque Nacional Soberania (Panamá). Classe etária 1 (n =7): linhas lisa e Classe etária 2 (n = 11): linha intermitente.

Tabela 1. Distâncias máximas semestrais de dispersão desde o sítio de soltura de indivíduos de gavião-real soltos pelo método de ‘*hacking*’ no Parque Nacional Soberania (Panamá).

Indivíduo	Sexo	Classe etária <sup>a</sup>	Distância máxima semestral (km) <sup>b</sup>				
			1º	2º	3º	4º	5º
AT	Macho	1	1,2	0,4	0,4	5,6	—
BM	Macho	2	6,1	6,0	13,0	—	—
BN	Macho	2	9,7	—	—	—	—
BZ	Macho	1	0,5	1,2	0,7	6,2	11,6
CN	Macho	1	1,0	1,4	0,7	1,7	11,5
CZ	Macho	1	—	—	3,5	7,5	—
DP	Macho	1	0,5	1,1	0,8	3,0	—
DT	Macho	1	1,5	1,2	1,0	2,9	—
ET	Macho	1	—	0,4	0,5	1,0	5,4
HC	Fêmea	2	7,4	—	—	—	—
HS	Fêmea	2	2,3	4,9	—	—	—
KC	Fêmea	2	2,0	5,9	8,0	12,0	17,3
KD	Fêmea	2	5,2	5,3	3,0	6,3	3,5
KK	Fêmea	1	0,1	0,1	5,3	6,0	—
LB	Fêmea	2	—	13,5	19,2	—	—
MA	Fêmea	1	1,7	5,5	3,0	0,7	1,8
MU	Fêmea	1	0,3	2,7	—	—	—
MY	Fêmea	1	—	—	0,7	7,3	—

<sup>a</sup> 1) Classe etária correspondente aos indivíduos soltos com idade entre 5 e 7 meses; 2) Classe etárias correspondente aos indivíduos soltos com idade entre 18 e 22 meses

<sup>b</sup> Traços indicam insuficiência de dados para todo o período.

## 3.2. ESTIMATIVA DO TAMANHO DA ÁREA DE VIDA

### 3.2.1. Dados de VHF

#### 3.2.1.1. Dados totais do monitoramento

Do total dos 31 indivíduos soltos (30 por *'hacking'* e uma silvestre por *'hard-release'*) no PNS, monitoramos 24 indivíduos após a independência (capítulo 1, Campbell-Thompson, no prelo). Isto ocorreu porque seis deles morreram antes da independência e um indivíduo foi capturado para a “translocação” justo ao confirmar sua independência.

Registramos um total de 631 localizações para os 24 indivíduos. As localizações por indivíduo variaram entre 2 a 110 localizações. Retiramos das análises 10 indivíduos por possuírem um número de localizações inferiores a 10, além de quatro indivíduos que a curva acumulativa não tendeu à assíntota. Portanto, estimamos as áreas de vida de 10 indivíduos (Tabela 2).

Não encontramos correlação entre as áreas estimadas e o esforço amostral (dias ou número de localizações), bem como diferenças entre os sexos em quanto ao tamanho da área de vida através da ANCOVA ( $F = 1,24$ ;  $gl = 9$ ;  $P = 0,316$ ).

#### 3.2.1.2. Área de vida no período de três meses

Dos sete indivíduos seguidos por um período não maior que três meses, unicamente um indivíduo foi excluído das análises, já que durante o monitoramento perdemos os sinais do seu radiotransmissor.

A área de vida desses indivíduos não variou entre os sexos (MPC95:  $t = -0,39$ ;  $gl = 6$ ,  $P = 0,718$  e MPC100:  $t = 0,20$ ;  $gl = 6$ ;  $P = 0,749$ ). Portanto, a área

de vida média em um período de três meses para águias jovens foi de 6,2 km<sup>2</sup> (DP = 4,6) para o MPC95 e 8,0 km<sup>2</sup> (DP = 6,8) para o MPC100 (Tabela 3).

Tabela 2. Indivíduos de gavião-real (*Harpia harpyja*) monitorados no Panamá e Belize por telemetria convencional (VHF) e áreas de vida estimadas.

Indivíduos	Sexo	Idade <sup>a</sup> (meses)	Período de Monitoramento		Nº de localizações	Área de Vida (km <sup>2</sup> ) <sup>b</sup>	
			Data inicial	Data final		MPC 95	MPC 100
HS	Fêmea	23	02/02/2003	30/01/2004	16	—	—
MA	Fêmea	20	13/06/2003	25/06/2007	49	63,4	67,2
HH	Fêmea	20	18/03/2004	24/08/2004	15	5,0	5,0
CZ	Macho	26	13/04/2004	04/06/2004	4	—	—
MY	Fêmea	30	26/07/2004	15/08/2004	2	—	—
ET	Macho	28	26/12/2004	11/04/2005	8	—	—
DT	Macho	32	07/02/2005	12/08/2005	7	—	—
BZ	Macho	29	27/03/2005	06/01/2006	26	41,5	45,8
MU	Fêmea	18	16/05/2005	02/04/2007	8	—	—
CN	Macho	31	19/07/2005	05/07/2007	52	38,8	64,4
KK	Fêmea	24	23/07/2005	03/09/2006	6	—	—
AT	Macho	29	08/12/2005	02/07/2006	7	—	—
BY	Macho	28	30/01/2006	09/03/2006	3	—	—
HE	Fêmea	48	02/02/2006	07/02/2008	58	10,3	42,0
BC	Macho	20	13/03/2006	11/05/2006	8	—	—
DK	Macho	19	28/08/2006	17/07/2008	18	—	—
KD	Fêmea	15	28/08/2006	27/04/2009	110	15,0	29,1
KC	Fêmea	24	29/01/2007	23/01/2009	70	84,1	98,2
CH	Macho	20	05/04/2007	13/05/2007	6	—	—
HC	Macho	20	16/04/2007	14/07/2007	19	—	—
LA	Fêmea	18	10/07/2007	16/08/2007	16	2,3	2,5
BN	Macho	20	21/09/2007	06/05/2008	17	25,3	25,3
BM	Macho	21	24/09/2007	31/03/2009	79	94,1	114,4
LB	Fêmea	27	10/01/2008	17/12/2008	27	—	—

<sup>a</sup> Idade ao início do monitoramento.

<sup>b</sup> Área de vida estimada para os indivíduos com localizações suficientes. Traços indicam insuficiência de dados para todo o período.

Tabela 3. Área de vida estimada para indivíduos jovens de gavião-real independentes e reintroduzidos no Parque Nacional Soberania (Panamá) monitorados por telemetria convencional (VHF) durante um período menor de três meses entre os anos 2005 e 2008.

Indivíduos	Sexo	Idade <sup>a</sup> (meses)	<u>Período de Monitoramento</u>		Nº de localizações	<u>Área de Vida (km<sup>2</sup>)</u>	
			Data inicial	Data final		MPC 95%	MPC 100%
CN	Macho	35	29/11/2005	17/03/2006	23	12,0	20,9
MA	Fêmea	44	03/12/2005	18/02/2006	21	6,6	7,5
BZ <sup>b</sup>	Macho	38	01/12/2005	06/01/2006	—	—	—
HE	Fêmea	45	14/01/2007	15/03/2007	30	1,4	1,6
KD	Fêmea	23	15/01/2007	23/03/2007	31	9,9	10,5
KC	Fêmea	38	19/02/2008	01/05/2008	30	12,0	13,9
BM	Macho	26	20/02/2008	01/05/2008	30	1,9	2,3
KD	Fêmea	40	11/06/2008	13/09/2008	30	3,5	4,3
BM	Macho	30	13/06/2008	15/08/2008	27	2,0	2,7

<sup>a</sup> Idade ao início do monitoramento.

<sup>b</sup> O transmissor deste indivíduo deixou de funcionar durante o monitoramento.

### 3.2.2. Dados de PTT

Recebemos 4855 localizações dos PTTs das classes de localizações (LCs) 2 e 3, pertencentes a 18 indivíduos. Ao excluir as localizações repetidas por dias ficamos com um total de 2.050 localizações (Tabela 4).

Os tamanhos das áreas de vida estimados mostraram-se correlacionados com o esforço amostral (número de localizações ou dias de monitoramento). A área MPC 100% se mostrou correlacionada ao número de localizações ( $r_s = 0,55$ ;  $P = 0,011$ ) e aos dias de monitoramento ( $r_s = 0,56$ ;  $P = 0,010$ ). No entanto, a ANCOVA revelou que as áreas estimadas não foram diferentes entre os sexos ( $F = 0,566$ ;  $gl = 1$ ;  $P = 0,467$ ).

As comparações no subconjunto de dados de indivíduos com idades entre três e quatro anos (Tabela 5) não foi estatisticamente significativa (MCP 95%:  $t = 1,3$ ;  $gl = 9$ ;  $P = 0,202$  e MPC 100%:  $t = 0,71$ ;  $gl = 9$ ;  $P = 0,494$ ). A área de vida média dos indivíduos de gavião-real entre três e quatro anos foi  $3408,8 \pm 7562,5 \text{ km}^2$  para o MPC 95% e  $5626,8 \text{ km}^2$  (SD = 9711,7) para o MPC 100%.

### 3.3. DIETA DO GAVIÃO-REAL

Ambos os sexos dos indivíduos do gavião-real soltos no PNS tiveram como principal presa as espécies de preguiças (*Bradypus variegatus* e *Choloepus hoffmanni*). Para as fêmeas estas espécies representaram 44,6% e 28,6% da dieta, respectivamente. Para machos as mesmas espécies de presa representaram menores freqüências na dieta, 28,6% e 21,4%, respectivamente (Tabela 6). O teste de Kolmogorov-Smirnov revelou que a composição da dieta entre machos e fêmeas do gavião-real não é diferente ( $D = 0,2$ ;  $P = 0,889$ ).

Quando estudada a dieta em relação ao hábito das presas, ambos os sexos utilizaram mais de 70% de espécies arborícolas na dieta (fêmeas 74,3% e machos 73,8%). As espécies que possuem hábito escansorial corresponderam a 21,8% da dieta de fêmeas e 14,3% da de machos e as espécies exclusivamente terrícolas representaram 4,0% para fêmeas e 11,9% para machos. Também não evidenciamos diferenças na dieta entre os sexos em função dos hábitos das presas ( $D = 0,333$ ;  $P = 0,976$ ).

Tabela 4. Área de vida de indivíduos de gavião-real (*Harpia harpyja*) monitorados por transmissores via satélites (PTT) entre os anos 2004 e 2011 no Panamá e Belize.

Indivíduo	Sexo	Idade (meses) <sup>a</sup>	Sítio de Soltura	Período de Monitoramento		Nº de localizações	Área de Vida (km <sup>2</sup> )	
				Data inicial	Data final		MPC 95%	MPC 100%
HH	Fêmea	20	RBCMA	25/08/2004	20/01/2005	10	2,0	4,1
MX	Fêmea	22	RBCMA	25/08/2004	15/09/2007	206	1711,5	2887,6
MW	Fêmea	36	PNS	06/12/2004	21/01/2005	8	10,0	25,5
CZ	Macho	36	RBCMA	12/01/2005	27/12/2005	82	26014,3	28891,7
MW	Fêmea	40	BPPS	09/03/2005	21/07/2006	81	216,8	400,6
DM	Macho	29	RBCMA	24/05/2005	10/03/2006	68	131,6	141,8
HS	Fêmea	52	RBCMA	09/06/2005	03/05/2007	14	2203,3	2326,6
DT-1	Macho	40	RBCMA	06/10/2005	03/11/2007	109	2899,3	3762,1
MY	Fêmea	46	RBCMA	20/11/2005	06/08/2009	303	4598,6	5653,6
LG	Fêmea	37	RBCMA	16/01/2006	30/11/2008	289	1986,9	2248,9
HE	Fêmea	40	PNS	03/02/2006	16/06/2010	273	93,0	114,0
AT	Macho	37	RBCMA	06/08/2006	29/12/2007	45	287,4	532,2
HC	Fêmea	18	RBCMA	08/03/2007	25/07/2007	30	10,4	10,4
LB	Fêmea	20	PNS	05/07/2007	22/01/2008	49	1,9	8,3
BN	Macho	20	PNS	14/09/2007	23/09/2008	91	65,4	74,6
MU	Fêmea	47	RBCMA	28/10/2007	05/02/2008	11	371,9	421,8
BC	Macho	40	RBCMA	17/11/2007	25/02/2008	11	142,4	264,1
DT-2	Macho	66	RBCMA	20/11/2007	04/11/2008	33	122,4	548,3
KC	Fêmea	51	RBCMA	23/03/2009	25/02/2011	202	1461,4	25923,1
BM	Macho	48	RBCMA	14/12/2009	25/02/2011	135	1945,6	3172,2

<sup>a</sup> Indivíduos MW e HE são aves silvestres reabilitadas, cuja idade foi estimada em anos através da coloração das penas e comparação com os indivíduos nascidos em cativeiro.

Tabela 5. Área de vida estimada por um período de um ano para indivíduos de gavião-real entre três a quatro anos liberados pelo método 'hard-release' no Panamá e em Belize monitorados por transmissores via satélites (PTT).

Indivíduo	Sexo	Idade (meses)	Período de Monitoramento		Nº de localizações	Área de Vida km <sup>2</sup>	
			Data inicial	Data final		MPC 95%	MPC 100%
AT	Macho	37	06/08/2006	01/08/2007	34	217,1	350,7
BM	Macho	48	14/12/2009	11/12/2010	111	1.607,7	2.675,1
CZ	Macho	36	12/01/2005	27/12/2005	82	26.014,3	28.891,7
DT	Macho	40	06/10/2005	30/09/2006	56	1.709,9	1.909,9
HE	Fêmea	48	03/02/2006	01/02/2007	70	6,6	19,0
HS	Fêmea	52	09/06/2005	03/05/2007	14	2.203,3	2.326,6
KC	Fêmea	51	23/03/2009	21/03/2010	104	972,4	20.687,2
LG	Fêmea	37	16/01/2006	14/01/2007	102	1.374,1	1.401,1
MW	Fêmea	48	09/03/2005	08/03/2006	53	109,8	228,2
MX	Fêmea	36	25/09/2005	24/09/2006	78	166,0	184,5
MY	Fêmea	46	20/11/2005	16/12/2006	93	3.115,4	3.221,4

Tabela 6. Dieta do gavião-real<sup>a</sup> (*Harpia harpyja*) discriminada por machos (n = 15) e fêmeas (n = 16) soltos e monitorados no Parque Nacional Soberania (Panamá) entre os anos 2002 e 2007. Abundância absoluta (frequência %).

<b>Espécies de presas</b>	<b>Machos</b>		<b>Fêmeas</b>		<b>Ambos</b>		<b>Habito<sup>b</sup></b>
<i>Bradypus variegatus</i>	12	(28,6)	45	(44,6)	57	(39,9)	A
<i>Choloepus hoffmanni</i>	9	(21,4)	19	(18,8)	28	(19,6)	A
<i>Nasua narica</i>	4	(9,5)	9	(8,9)	13	(9,1)	E
<i>Tamandua mexicana</i>	1	(2,4)	10	(9,9)	11	(7,7)	E
<i>Alouatta palliata</i>	4	(9,5)	5	(5,0)	9	(6,3)	A
<i>Iguana iguana</i>	2	(4,8)	4	(4,0)	6	(4,2)	A
<i>Cebus capucinus</i>	2	(4,8)	2	(2,0)	4	(2,8)	A
<i>Didelphis marsupialis</i>	1	(2,4)	3	(3,0)	4	(2,8)	E
<i>Tayassu tajacu</i>	3	(7,1)	0	(0,0)	3	(2,1)	A
<i>Dasyprocta punctata</i>	2	(4,8)	0	(0,0)	2	(1,4)	T
<i>Dasypus novemcinctus</i>	0	(0,0)	2	(2,0)	2	(1,4)	T
<i>Coragyps atratus</i>	1	(2,4)	0	(0,0)	1	(0,7)	A
<i>Eira barbara</i>	0	(0,0)	1	(1,0)	1	(0,7)	T
Psittacidae sp.	1	(2,4)	0	(0,0)	1	(0,7)	A
<i>Procyon cancrivorus</i>	0	(0,0)	1	(1,0)	1	(0,7)	T
<b>TOTAL</b>	<b>42</b>	<b>(100%)</b>	<b>101</b>	<b>(100%)</b>	<b>143</b>	<b>(100%)</b>	

<sup>a</sup> As presas não identificadas não são listadas aqui (n = 55; Xenarthra = 28, Primates = 1, outros mamíferos = 10 e outras presas não identificadas = 26)

<sup>b</sup> A = arborícola, T = terrestre, E = escansorial

#### 4. DISCUSSÃO

O início da dispersão juvenil está associado à independência dos filhotes dos pais (Balbontín e Ferrer, 2005). Isto poderia explicar a diferença encontrada entre as classes de idade de soltura dos indivíduos de gavião-real. Os indivíduos que foram soltos com idade maior de 18 meses, ao alcançar rapidamente a independência iniciam a dispersão, enquanto que os indivíduos mais jovens permanecem dependentes e próximos aos sítios de soltura por um longo período (capítulo 1, Campbell-Thompson, no prelo).

No padrão geral de dispersão em aves, as fêmeas realizam dispersões a maiores distâncias que os machos (Greenwood, 1980; Clarke *et al.*, 1997). Porém, nossos resultados não concordam com este padrão. Esta falta de variação também foi relatada em outras espécies de aves de rapina com *Hieraaetus fasciatus* e *Haliaeetus albicilla* (Cadahía *et al.*, 2005; Whitfield *et al.*, 2009). Soutullo *et al.* (2006) sugere que esta variação pode acontecer em função do grau de dimorfismo da espécie. Entre as hipóteses existentes para explicar o padrão geral de dispersão há uma baseada na genética (Howard, 1960), sugerindo que indivíduos relacionados podem ter distâncias de dispersão similares. Isto poderia explicar a falta de diferenças das nossas águias, já que estas aves em sua maioria procedem de três casais reprodutivos (capítulo 1, Campbell-Thompson, no prelo).

Igualmente, a falta de variação no tamanho da área de vida não está de acordo ao padrão observado entre espécies de aves de rapina, no qual a área aumenta com o incremento da massa corporal (Peery, 2000). Segundo este autor esta relação está diretamente determinada pelos requerimentos energéticos de cada espécie. Sendo assim nossos resultados sobre a dieta do

gavião-real corroboram a semelhança nos tamanhos das áreas de vida entre machos e fêmeas.

Nossos resultados sobre a dieta do gavião-real revelaram que não há diferenças nem para a composição de presas nem para os hábitos das mesmas, refutando assim a idéia de partição de recursos entre os sexos sugerida por Touchton *et al.* (2002). Ainda assim, os machos consumiram um 11% de animais de hábito terrícola na dieta enquanto que fêmeas apenas um 3% o que nos leva a pensar que os machos tendem a utilizar o estrato baixo da floresta para forrageio, já que tem menor envergadura que fêmeas (Ferguson-Lee e Chistie, 2001).

Em geral, a dieta do gavião-real no Parque Nacional Soberania é comparável com a reportada nas florestas amazônicas do Peru. Sendo as espécies de preguiças os principais itens alimentares da águia (Piana, 2007). Adicionalmente, a ordem de importância dos hábitos das presas é similar ao encontrado no nosso estudo; espécies de hábito arborícolas são as principais presas, logo as de hábito escansorial e por último as presas exclusivamente terrestres (Piana, 2007).

#### 4.1. IMPLICAÇÕES PARA A CONSERVAÇÃO

O requerimento de área para casais de gavião-real tem sido estimado entre 10 a 150 km<sup>2</sup> (Alvarez-Cordero, 1996). Já as nossas águias exploraram durante a dispersão em média o equivalente a aproximadamente 37 territórios de casais, se consideramos cada casal em 150 km<sup>2</sup>. Essas grandes áreas utilizadas pelos indivíduos de gavião-real podem ser devido ao comportamento que muitas espécies possuem durante a dispersão em ambientes

desconhecidos, os quais se movimentam em linha reta para procurar por áreas para se estabelecer para não repetir os mesmos lugares na procura (Zollner e Lima, 1999). Além do mais, no norte da América Central, não há espécies de preguiças como fonte alimentar, o que pode levar a essas aves a fazer longas movimentações na procura das principais presas que estão habituadas (Reid, 1997; Caro *et al.*, 2001).

No entanto, essas movimentações demonstram a capacidade do gavião-real de explorar vastas regiões durante a dispersão. Acreditamos que mesmo em regiões onde as populações silvestres são saudáveis estes indivíduos jovens provavelmente realizam movimentações parecidas em função da disponibilidade de um lugar para se estabelecer.

Contudo, nossos resultados indicam que além das áreas de nidificação devemos proteger as florestas contíguas para facilitar a dispersão dos indivíduos e favorecer a manutenção populacional e genética da espécie.

## 5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALVAREZ-CORDERO, E. **Biology and conservation of the Harpy Eagle in Venezuela and Panama**. 1996. 212 Ph.D. dissertation, University of Florida, Gainesville, FL U.S.A.

AMADON, D. Why are female birds of prey larger than males. **Raptor Research**, v. 9, p. 1-11, 1975.

ARGOS. Argos User's manual. Toulouse, 2008. Disponível em: < <http://www.argos-system.org/manual/> >.

BALBONTÍN, J. e FERRER, M. Factors affecting the length of the post-fledging period in the Bonelli's Eagle *Hieraaetus fasciatus* **Ardea**, v. 93, n. 2, p. 189-198, 2005.

BROKAW, N. V. L.; WHITMAN, A. A.; WILSON, R.; HAGAN, J. M.; BIRD, N.; MALLORY, E. P.; SNOOK, L. K.; MARTINS, P. J.; NOVELO, D.; WHITE, D. e LOSOS, E. Toward sustainable forestry in Belize. In: PRIMACK, R. B. (Ed.). **Timber, tourists, and temples: conservation and development in the Maya Forest of Belize, Guatemala, and Mexico**. Washington, DC: Island Press, 1998. p.225-239. ISBN 155963541X.

BYHOLM, P.; SAUROLA, P.; LINDÉN, H. e WIKMAN, M. Causes of dispersal in Northern Goshawks (*Accipiter gentilis*) in finland. **The Auk**, v. 120, n. 3, p. 706-716, 2003.

CADAHÍA, L.; URIOS, V. e NEGRO, J. J. Survival and movements of satellite-tracked Bonelli's Eagles *Hieraaetus fasciatus* during their first winter. **Ibis**, v. 147, n. 2, p. 415-419, 2005.

CALENGE, C. The package for the R software: A tool for the analysis of space and habitat use by animals. **Ecological Modelling**, v. 197, n. 3-4, p. 516-519, 2006.

CARO, T. M.; KELLY, M. J.; BOL, N. e MATOLA, S. Inventorying mammals at multiple sites in the Maya Mountains of Belize. **Journal of Mammalogy**, v. 82, n. 1, p. 43-50, 2001.

CLARKE, A. L.; SAETHER, B. E. e ROSKRAFT, E. Sex biases in avian dispersal: a reappraisal. **Oikos**, v. 79, n. 3, p. 429-438, 1997.

DE SOLLA, S. R.; BONDURIANSKY, R. e BROOKS, R. J. Eliminating autocorrelation reduces biological relevance of home range estimates. **Journal of Animal Ecology**, v. 68, n. 2, p. 221-234, 1999.

FERRER, M. Juvenile dispersal behaviour and natal philopatry of a long-lived raptor, the Spanish Imperial Eagle *Aquila adalberti*. **Ibis**, v. 135, n. 2, p. 132-138, 1993.

FULLER, M. R.; MILLSPAUGH, J. J.; CHURCH, K. E. e KENWARD, R. E. Wildlife radiotelemetry. In: BRAUN, C. E. (Ed.). **Techniques for wildlife investigations and management**. Bethesda, Maryland, USA: The Wildlife Society, v.6, 2005. p.377–417.

GREENWOOD, P. J. Mating systems, philopatry and dispersal in birds and mammals. **Animal Behaviour**, v. 28, n. 4, p. 1140–1162, 1980.

HARDMAN, B. e MORO, D. Optimising reintroduction success by delayed dispersal: Is the release protocol important for hare-wallabies? **Biological Conservation**, v. 128, n. 3, p. 403-411, 2006.

HOWARD, W. E. Innate and environmental dispersal of individual vertebrates. **American Midland Naturalist**, v. 63, n. 1, p. 152-161, 1960.

IUCN. **IUCN Guidelines for Re-introductions**. Gland, Switzerland and Cambridge, UK: IUCN, 1998. 11

KENWARD, R. **A manual for wildlife radio tagging**. San Diego, CA U.S.A.: Academic Press, 2001. 311

KENWARD, R. e WIDEN, P. Do goshawks *Accipiter gentilis* need forests? Some conservation lessons from radio tracking. In: MEYBURG, B.-U. e CHANCELLOR, R. D. (Ed.). **Raptors in the modern world**. Berlin: WWGBP, 1989. p.561–567.

KRÜGER, O. The evolution of reversed sexual size dimorphism in hawks, falcons and owls: a comparative study. **Evolutionary Ecology**, v. 19, n. 5, p. 467-486, 2005.

MARZLUFF, J. M.; KIMSEY, B. A.; SCHUECK, L. S.; MCFADZEN, M. E.; VEKASY, M. S. e BERDNARZ, J. C. The influence of habitat, prey abundance, sex and breeding success on the ranging behavior of Prairie Falcons. **The Condor**, v. 99, p. 567-584, 1997.

MOHR, C. O. Table of Equivalent Populations of North American Small Mammals. **American Midland Naturalist**, v. 37, n. 1, p. 223-249, 1947.

MORRISON, J. L. e WOOD, P. B. Broadening our approaches to studying dispersal in raptors. **Journal of Raptor Research**, v. 43, n. 2, p. 81-89, Jun 2009.

NEWTON, I. **Population ecology of raptors**. Vermillion, SD U.S.A.: Buteo Books, 1979. 399

PEERY, M. Z. Factors affecting interspecies variation in home-rang size of raptors. **The Auk**, v. 117, n. 2, p. 511-517, 2000.

PENTERIANI, V. e DELGADO, M. D. Thoughts on natal dispersal. **Journal of Raptor Research**, v. 43, n. 2, p. 90-98, Jun 2009.

PENTERIANI, V.; OTALORA, F.; SERGIO, F. e FERRER, M. Environmental stochasticity in dispersal areas can explain the "mysterious" disappearance of breeding populations. **Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 272, n. 1569, p. 1265-1269, June 22, 2005 2005.

PETERS, R. H. e RAELSON, J. V. Relations between Individual Size and Mammalian Population Density. **The American Naturalist**, v. 124, n. 4, p. 498-517, 1984.

PIANA, R. P. Anidamiento y dieta de *Harpia harpyja* Linnaeus en la Comunidad Nativa de Infierno, Madre de Dios, Perú. **Revista Peruana de Biología**, v. 14, n. 1, p. 135-138, 2007.

R DEVELOPMENT CORE TEAM. **R: A language and environment for statistical computing**. Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing 2011.

REID, F. **A field guide to the mammals of Central America and Southeast Mexico**. New York, NY U.S.A.: Oxford University Press, 1997.

ROBINSON, J. G. e REDFORD, K. H. Body Size, Diet, and Population Density of Neotropical Forest Mammals. **The American Naturalist**, v. 128, n. 5, p. 665-680, 1986.

RUTZ, C. Home range size, habitat use, activity patterns and hunting behaviour of urban-breeding Northern Goshawks *Accipiter gentilis*. **Ardea**, v. 94, n. 2, p. 185-202, 2006.

SOUTULLO, A.; URIOS, V.; FERRER, M. e PENARRUBIA, S. G. Post-fledging behaviour in Golden Eagles *Aquila chrysaetos*: onset of juvenile dispersal and progressive distancing from the nest. **Ibis**, v. 148, n. 2, p. 307-312, 2006.

SOUTULLO, A.; URIOS, V.; FERRER, M. e PEÑARRUBIA, S. G. Dispersal of Golden Eagles *Aquila chrysaetos* during their first year of life. **Bird Study**, v. 53, n. 3, p. 258-264, 2006.

STOTZ, D. F.; FITZPATRICK, J. W.; PARKER III, T. A. e MOSKOVITS, D. K., Eds. **Neotropical birds: ecology and conservation**. Chicago, IL U.S.A: The University of Chicago Pressed. 1996.

THIOLLAY, J.-M. Area requirements for the conservation of rain forest raptors and game birds in French Guiana. **Conservation Biology**, v. 3, n. 2, p. 128-137, 1989.

TOUCHTON, J. M.; HSU, Y. C. e PALLERONI, A. Foraging ecology of reintroduced captive-bred subadult Harpy Eagle (*Harpia harpyja*) on Barro

Colorado Island, Panama. **Ornitología Neotropical**, v. 13, n. 4, p. 365-379, 2002.

VARGAS-GONZÁLEZ, J. J.; WHITACRE, D.; MOSQUERA, R.; ALBUQUERQUE, J. L. B.; PIANA, R.; THIOLLAY, J.-M.; MÁRQUEZ, C.; SÁNCHEZ, J. E.; LEZAMA-LÓPEZ, M.; MIDENCE, S.; MATOLA, S.; AGUILAR, S.; RETTIG, N. e SANAIOTTI, T. Estado y distribución actual del águila arpía (*Harpia harpyja*) en Centro y Sur América. **Ornitología Neotropical**, v. 17, p. 39-55, 2006.

WHITFIELD, D. P.; DUFFY, K.; MCLEOD, D. R. A.; EVANS, R. J.; MACLENNAN, A. M.; REID, R.; SEXTON, D.; WILSON, J. D. e DOUSE, A. Juvenile Dispersal of White-Tailed Eagles in Western Scotland. **Journal of Raptor Research**, v. 43, n. 2, p. 110-120, 2009.

WITHEY, J. C.; BLOXTON, T. D. e MARZLUFF, J. M. Effects of tagging and location error in wildlife radiotelemetry studies. In: MILLSPAUGH, J. J. e MARZLUFF, J. M. (Ed.). **Radio tracking and animal populations**. San Diego, CA U.S.A.: Academic Press 2001. cap. 3, p.43-75.

ZOLLNER, P. A. e LIMA, S. L. Search strategies for landscape-level interpatch movements. **Ecology**, v. 80, n. 3, p. 1019-1030, 1999.

**ANEXO**

Manuscrito do capítulo 1 aceito para publicação no Journal of Raptor Research no  
10 de maio de 2011  
(versão inicial)

1

2

3

4

5 EFFECT OF AGE OF RELEASE AND SEX ON THE INDEPENDENCE OF HACKED  
6 HARPY EAGLES

7 EDWIN CAMPBELL-THOMPSON<sup>1,5</sup>, F. HERNÁN VARGAS, RICHARD T. WATSON, ANGEL MUELA

8 *The Peregrine Fund, 5668 West Flying Hawk Lane, Boise, ID 83709, U.S.A*

9 NILTON C. CÁCERES

10 *Laboratory of Ecology and Biogeography, Departamento de Biologia, Universidade*

11 *Federal de Santa Maria, Camobi, Santa Maria, RS, 97110-970, Brazil*

12 <sup>1</sup> Corresponding author's email address: [ecampbellth@gmail.com](mailto:ecampbellth@gmail.com)

13

14 Short title: Hacking Harpy Eagles

15

---

<sup>5</sup> Programa de Pós-graduação em Ecologia e Conservação, Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Campo Grande, MS 79.070-900, Brazil

16 Abstract – Release methods used in species restoration can affect the success of establishment  
17 and survival of released animals. We evaluated the effect of age of release and sex on the  
18 length of dependence period of hacked captive-bred juvenile Harpy Eagles (*Harpia harpyja*).  
19 Between 2002 and 2007, we released 34 (19 males and 15 females) young eagles in Panama  
20 and Belize. To test the effect of age, these eagles were released in two age classes: younger  
21 age class 1 (5-7 months old) and older age class 2 (18-22 months old). We found significant  
22 differences in the hacking success (survival) between these age classes ( $Z = -2.05$ ,  $P=0.040$ ):  
23 hacking success was 70% in the younger age and 100% for the older age. Dependence period  
24 was significantly different ( $P < 0.001$ ) between age classes, 18.9 (SE = 1.3) months for  
25 younger and 1.5 (SE = 0.8) months for older eagles. Cox regression models indicated that the  
26 interaction of age at release and sex had a significant effect on the dependence period, and  
27 that age at release was the most influential variable. Eagles released at 18 months of age or  
28 older showed increased survival and shorter dependence periods. The hacking method can be  
29 used for releasing captive-bred Harpy Eagles into the wild, and was more efficient for these  
30 large, long-lived, tropical forest eagles when delayed from fledging age, when falconers'  
31 traditionally hack falcons, to near the Harpy Eagle's age of independence.

32 Key words: post-fledging dependence period, survival rate, Neotropical raptor, Panama,  
33 Belize.

34

35 EFECTO DE LA EDAD Y EL SEXO IN LA INDEPENDENCIA DE ÁGUILAS HARPÍAS

36 LIBERADAS POR EL METODO DE 'HACKING'

37 Resumen. – Los métodos de liberación usados en la restauración de especies pueden afectar el  
38 éxito del establecimiento y supervivencia de los animales liberados. Evaluamos si el período  
39 de emancipación y la sobrevivencia de las águilas harpías (*Harpia harpyja*) juveniles nacidas

40 en un programa de crianza en cautiverio y liberadas está influenciada por el sexo y la edad de  
41 liberación (*clase de edad 1*: juveniles de 5 a 7 meses, y *clase de edad 2*: juveniles entre 18 y  
42 22 meses). Durante 2002 y 2007 liberamos 34 (19 machos y 15 hembras) águilas juveniles en  
43 Panamá y Belice. El éxito de la técnica de *hacking* (sobrevivencia) fue significativamente  
44 diferente ( $Z = -2.05$ ,  $P = 0.040$ ), para las dos clases de edad: 70% para juveniles de la clase de  
45 edad 1 y 100% para las aves más viejas de la clase de edad 2. También hubo diferencias en la  
46 duración del período de emancipación ( $P < 0.001$ ): para la clase 1, el tiempo promedio fue de  
47 18.9 (SE = 1.3) meses y para la clase 2 fue de 1.45 (SE = 0.77) meses. Mediante la regresión  
48 de Cox identificamos que la interacción entre la edad y sexo afecta significativamente el  
49 período de emancipación, y la variable edad fue la de mayor influencia. La liberación de  
50 juveniles mayores de 18 meses aumentó la sobrevivencia y disminuyó el período de  
51 emancipación. El método de “*hacking*” puede ser utilizado para la liberación de águilas  
52 harpías a la naturaleza, y fue más eficiente en estas águilas de alta longevidad, cuando en vez  
53 de realizarla a la edad de volantón como tradicionalmente la practican los cetreros, se la  
54 retrasó hasta cuando las aves se aproximaron a la edad de independencia.

55

56 Reintroduction is an attempt to restore viable populations of species within their  
57 former ranges, and has become a powerful tool in conservation biology (Fischer and  
58 Lindenmayer 2000; Griffith et al. 1989; Seddon et al. 2007). It has been effective in restoring  
59 rare and threatened raptor populations (Cade 2000), including the Peregrine Falcon which was  
60 subsequently removed from the U.S. Endangered species list (Cade and Burnham 2003).

61 Several different methods are used to release captive-bred raptors into the wild,  
62 including fostering and hacking. The latter has been the method used to restore most raptor  
63 species (Cade 2000). This consists in placing young raptors, at fledging age, in hack-boxes,  
64 which are large, free standing cages within a natural setting, where food is regularly provided.  
65 After a confinement period, the young raptors are released, and food is provisioned until they  
66 can hunt successfully on their own (Sherrod et al. 1987). This reintroduction procedure is  
67 more complex than other methods and can be improved via the evaluation of technical  
68 variations (Dzialak et al. 2006).

69 Hacking has been used successfully in the restoration of birds of prey from temperate  
70 zones (Cade 2000), but its applicability to tropical regions needs further study. Tropical  
71 raptors have relatively small populations, low reproductive rates, long post-fledging  
72 dependence periods, and are long-lived (Newton 1979; Thiollay 1989). These life-history  
73 traits must be considered when adapting hacking techniques to a tropical environment. For  
74 instance, the long post-fledging dependence period, during which young raptors develop  
75 essential foraging skills, may be especially problematic in a tropical release program.  
76 Therefore, testing and identifying the factors that increase survival and speed maturation of  
77 young raptors would be essential to reintroduction success.

78 The Harpy Eagle (*Harpia harpyja*) is a long-lived, slow reproducing tropical raptor  
79 with a post-fledging period estimated at 27 months (Alvarez-Cordero 1996). Throughout its  
80 range, from Mexico to Argentina, it is sparsely distributed and rare, and several populations

81 are declining or are already extinct due to persecution by humans and deforestation (Stotz et  
82 al. 1996; Vargas-González et al. 2006). The species is classified as Near Threatened by IUCN  
83 (2010).

84 In 2000, The Peregrine Fund established the Neotropical Raptor Center (NRC) in  
85 Panama City, Panama, to: 1) develop techniques for captive breeding of tropical raptors using  
86 the Harpy Eagle as a model species; 2) test methods for releasing and monitoring captive-bred  
87 eagles, and 3) restore populations of Harpy Eagles in their former range within Central  
88 America. This paper focuses on aim number two, and our specific objectives are: 1) to test if  
89 the traditional hacking technique can be adapted to release juvenile captive-bred Harpy Eagles  
90 into the wild, with adjustments for tropical environments; 2) to evaluate how the age of  
91 release and sex affect the length of the dependence period, the age to independence and  
92 survival, and 3) if hacking is successful, to describe the adjusted hacking technique so that it  
93 can be used in restoration programs of other tropical raptors.

94

## 95 METHODS

### 96 **Hack Sites**

97 The Peregrine Fund carried out the release of captive-bred Harpy Eagles in Panama  
98 and Belize between 1998 and 2007. For this study we used data collected on eagles released  
99 from 2002 to 2007 on 30 eagles released in Panama (17 males and 13 females) and four in  
100 Belize (2 males and 2 females). In Panama the hack sites were located in Soberania National  
101 Park (SNP), and in Belize in Chiquibul Forest Reserve (CFR). We selected these areas for  
102 several reasons: 1) Eagles were protected from human persecution; 2) Existence of large  
103 forest tracts with likely adequate habitat and sufficient prey sources for Harpy Eagles; 3)  
104 Historical records confirming the presence and subsequent extirpation of local Harpy Eagle  
105 populations; 4) Road access and existing logistical facilities for project personnel to carry out

106 the field work. In the case of SNP, the park's proximity to the NRC in Panama City was  
107 another deciding factor.

108 *Soberania National Park (SNP)* – is a lowland, 22 000 ha moist forest (Holdridge 1967) in  
109 central Panama (9° N, 79° W), bordering the Panama Canal (Leigh et al. 1982). Annual  
110 rainfall averages 2500 mm with 90% falling during the late-April to mid-December rainy  
111 season (Robinson et al. 2004). The park is divided by the Chagres River into northern and  
112 southern sections (Condit et al. 2001).

113 The vegetation consists of a mixture of secondary and primary forest. Forest age  
114 ranges from 80 to 150 years, though a few clearings and some small patches of old-growth  
115 forest, estimated to be >400 years old, remain, (Foster and Brokaw 1982; Heckadon-Moreno  
116 et al. 1999). Sloths (*Bradypus variegatus* and *Choloepus hoffmanni*), monkeys (*Alouatta*  
117 *palliata* and *Cebus capucinus*), iguanas (*Iguana iguana*), and coatis (*Nasua narica*), which  
118 are known elsewhere (Alvarez-Cordero 1996; Touchton et al. 2002) to constitute the main  
119 prey items of Harpy Eagles, occur there (Wright et al. 2000).

120 We built two hack-boxes in the northern part of Soberania National Park at 9° 12.151'  
121 N, 79° 47.095' W (hack-box-1) and at 9° 11.845' N, 79° 46.510' W (hack-box-2). The distance  
122 between them was 1.2 km. The hack-boxes were 150 m (hack-box-1) and 1100 m (hack-box-  
123 2) away from the cabin where the hack-site attendants resided. Due to the behavior of released  
124 eagles approaching humans in the cabin, in 2006 we moved hack-box-1 400 m farther away  
125 (9° 307' N, 79° 214' W).

126 *Chiquibul Forest Reserve (CFR)* – The hack site was located at the Las Cuevas Research  
127 Station in the 170,000-ha CFR (16° N, 88W °), Cayo District, southwest Belize. The  
128 vegetation is a mosaic of deciduous semi-evergreen, deciduous seasonal forest, with stands of  
129 native pine *Pinus caribaea* in the northern sector (Wright et al. 1959). The forest is of  
130 relatively low stature because of periodic disruption by hurricanes (Morris et al. 2004).

131 Rainfall ranges from 1500 to 2000 mm per year with a rainy season from June to December  
132 (Beletsky 1999). This reserve is located within the fully protected Chiquibul National Park.  
133 These protected areas, combined with areas of northern Guatemala and southern Mexico,  
134 comprise the Maya Forest, the largest tropical rainforest in Central America (Rodstrom et al.  
135 1998). As in Panama, this reserve is home to several species of mammals that form part of the  
136 Harpy Eagle's diet, excluding the two species of sloths whose distributions do not reach this  
137 part of Central America (Caro et al. 2001; Reid 1997).

138 Releases in the Chiquibul were cancelled after the first year as it was no  
139 longer secure for the eagles or the hack-site attendants in the CFR. The area had  
140 become inundated with *xaté* collectors (*xatéros*), who illegally crossed the border  
141 from Guatemala to harvest the *xaté* (palm *Chameadorea*). Many *xateros* lived in the  
142 forest for weeks at a time and survived, in part, by poaching the local wildlife (Perez  
143 et al. 2009).

144

### 145 **Hacking**

146 The hacking technique we implemented for releasing Harpy Eagles was adjusted to the  
147 particular needs of this large tropical raptor. Our hacking protocol consisted of placing one or  
148 two young Harpy Eagles in separate chambers within the hack-box, where they remained for  
149 a period of three to six weeks (see Table 1). This period varied according to equipment repair  
150 needs or the limited availability of hack-site attendants to track eagles after release.

151

### 152 **Food Delivery and Feeding Regime**

153 While in the hack-box, birds were fed at night to avoid their associating humans with  
154 food. We normally provided two rats or one half rabbit, per bird, every night. Each rat or  
155 rabbit had a mean mass of 150 or 500 g respectively; therefore, we provided about 250 - 300

156 g of food per eagle, per day. After the birds were released, we continued to feed the eagles by  
157 securing their food (rats and/or rabbits) on the hack-box perches. We used ropes to hoist the  
158 food up to the perches and secure it without having to climb onto the hack-box platform. At  
159 this time, we fed the eagles every day just before sunrise. We used this schedule because  
160 nocturnal animals would feed on the food we provided if placed out at night for the eagles.

161       Once the eagles moved away from the hack-box (>50 m) we began delivering food to  
162 “feeding trees” and gradually lured the Harpy Eagles away from the hack-box. This avoided  
163 overcrowding at the hack-box and allowed us to release more eagles at one site than otherwise  
164 would be possible. Feeding trees were also utilized early in the release period when some  
165 birds did not return to the hack-box regularly. If a given bird had not eaten for seven days, we  
166 set up set up feeding trees close to its location to ensure availability of food.

167       A feeding tree was any tree used to provide food for the eagles. These trees normally  
168 had at least one main horizontal branch, between 3 and 15 m above the ground, where we  
169 placed the food that was easily seen and accessible to the birds. A rope was drawn over the  
170 branch using a fishing line leader tied to a 10 to 20 g weight projected over the branch with a  
171 sling-shot. Both ends of the rope were tied together with an adaptation of double fisherman's  
172 knot to hold the food in place. Food was hoisted at the branch, and the rope was secured  
173 tightly to a nearby tree trunk below.

174       We gradually reduced the frequency of food delivered to the eagles according to the  
175 number of weeks that they had been released (Table 2). Once we had confirmation of an eagle  
176 killing its first prey, we continued monitoring its movements, and unless we were certain that  
177 they hunted a new prey item, we continued delivering food every seven days. After we found  
178 the birds' second kill we delivered food every ten days. Our food deliveries ended after the  
179 eagles became independent (see below).

180

181 **Length of Post-fledging Dependence Period**

182 Although our eagles had fledged at four to five months in the flight chambers, we  
183 considered the initiation of the post-fledging dependence period to be the moment eagles were  
184 released from the hack-box. Therefore, dependence period is defined as the length of time that  
185 the eagles remained dependent on food at the hack-box (see Amar et al. 2000) and/or feeding  
186 tree, up to the day of independence. We considered that released Harpy Eagles became  
187 independent: 1) when we recorded their making two kills less than 20 days apart, or 2) when  
188 due to difficulties in locating them, they survived for more than 30 days without receiving  
189 food from us.

190

191 **Radio-tracking**

192 To check the health of eagles, to deliver food, and to determine independence, we tried  
193 to locate eagles at least one per week using VHF telemetry. We attached Biotrack® 70g 2 yr  
194 or Merlin System® 60g 4 yr transmitters of eagles, as a backpack-mount (Kenward 2001).  
195 The devices did not exceed the 3% of eagles' total body mass recommended for such devices  
196 (Withey et al. 2001). In addition to the transmitters, all birds were banded with a one- color,  
197 alpha-numeric coded, rivet band (Acraft Sign & Nameplate Co.). A Passive Integrated  
198 Transponder (PIT) tag (AVID™) was also injected in the breast.

199 We used three different models of receivers for monitoring the eagles: Wildlife  
200 Materials Inc. TRX-1000S, and Telonics® TR-2 and TR-4 with waterproof cases, as well as  
201 three element Yagi antennas. The frequencies of transmitters ranged from 216.000 MHz to  
202 216.999 MHz.

203

204

205

206 **Statistical Analyses**

207 Hacking success is defined as the percentage of released eagles surviving to  
208 independence (Barclay and Cade 1983). We used the binomial test of two proportions to test  
209 for a difference in hacking success between age classes.

210 Applying the Kaplan-Meier method, we evaluated 1) if the length of the dependence  
211 period vary by age class and sex, considering the independence of eagles as the expected  
212 event and, 2) if survival to independence varied by sex, comparing the survival curves with a  
213 log-rank test (Kleinbaum and Klein 2005). We used this method because it allowed us to  
214 include those eagles that had died. We could not compare survival between age classes  
215 because all eagles of age class 2 survived to independence.

216 To evaluate the effect of age of release (continuous variable) and sex (categorical  
217 variable) on the dependence period, we used the Cox proportional hazard regression,  
218 including others covariates: 1) enclosure (days in hack-box; continuous variable); 2) number  
219 of individuals simultaneously in the hack-box (one or two individuals; categorical variable),  
220 3) body mass (kg; continuous variable) and, 4) season of release (dry or rainy; categorical  
221 variable). The first two covariates can influence the behavior of released eagles by stress and  
222 interaction among fledglings and consequently affect the length of the dependence period  
223 (Teixeira et al. 2007). Body mass can reflect the physical condition of birds and their ability to  
224 reach independence (Pinter-Wollman et al. 2009), season can influence prey availability, and  
225 hunting success can affect the length of the independence period.

226 In a second step, we reduce the model by the forward stepwise method to confirm  
227 which factors influence the dependence period (Kleinbaum and Klein 2005). To verify the  
228 significance of the models we used the likelihood ratio (LR,  $P < 0.05$ ) and to determinate the  
229 significance of variables in each model we used the  $P$  value of each estimated coefficient. We  
230 used SPSS Statistic 17.0 for both survival analyses.

231 Applying the Cox regression, we also evaluated the effect of combining covariates in  
232 pairs on the length of dependence period. In addition, to evaluate the possible interaction  
233 effect of variables we also considered the association of the two variables in the model. To  
234 select the best fitting model we used Akaike's Information Criterion (AIC). We ran this  
235 analysis in the Survival package available in the R program and calculated AIC value with the  
236 extract AIC function in the same program.

237 The age of independence (months) between age classes was evaluated using the  
238 Student's *t*-test after excluding dead eagles and checking for normality and homoscedasticity  
239 assumptions.

240

## 241 RESULTS

242 Under our methodology Harpy Eagles had 79.4% hacking success. Twenty-four eagles  
243 in Panama and three in Belize survived to independence. We found a significant difference in  
244 the hacking success between age classes (Binominal test,  $Z = -2.1$ ,  $P = 0.040$ ): the hacking  
245 success for age class 1 and 2 were 70% and 100%, respectively.

246 Mean lengths of the dependence period varied significantly between age classes ( $X^2 =$   
247  $40.1$ ,  $df = 1$ ,  $P < 0.001$ ), being 18.9 (SE = 1.3, 95% CI = 16.5 to 21.4) months for younger age  
248 class 1, and 1.5 (SE = 0.8, 95% CI = 0.0 to 3.0) months for older age class 2.

249 Similarly, the length of the dependence period among all birds was significantly  
250 different ( $X^2 = 4.4$ ,  $df = 1$ ,  $P = 0.035$ ) between sexes (Fig. 1): females reached independence  
251 at a mean time of 9.5 months (95% CI = 4.2 months) and males at 16.1 months (95% CI = 4.5  
252 months). Comparing this length of the dependence period by sex within each age group,  
253 eagles of age class 1 showed significant difference ( $X^2 = 5.0$ ,  $df = 1$ ,  $P = 0.025$ ) but not those  
254 of age class 2 ( $X^2 = 3.1$ ,  $df = 1$ ,  $P = 0.077$ ).

255 Only the age of release was significantly related to the length of dependence period on  
256 the general model fitted by the Cox proportional hazard regression (LR = 32.7, df = 6,  $P <$   
257 0.001); and was confirmed in the reduced model (LR = 31.8, df = 1,  $P <$  0.001, Table 3). This  
258 variable showed a highly significant effect ( $P = 0.001$ ) on the length of the dependence  
259 period, suggesting that each year of age increases by 1.4 (hazard ratio) the likelihood of  
260 reaching independence (Table 4).

261 The selection of covariate pairs also highlighted the influence of age of release in the  
262 length of the dependence period. This variable was included in all models with low AIC  
263 values (Table 4). In any event, the model that best fit our data was the one with the age of  
264 release, sex, and their interaction, indicating that sex also influences the length of the  
265 dependence period (LR = 35.9, df = 3,  $P <$  0.001; Table 5).

266 We found differences in the age of independence between the two age classes ( $t$ -test =  
267 2.1, df = 25,  $P = 0.048$ ). For younger eagles, the average was 25.1 months (SD = 5.8, range  
268 14-31, N = 16); and for older eagles, the average was 21.0 months old (SD = 3.4, range 18-27,  
269 N = 11).

270 The overall mean survival time during the dependence period was 19.3 months (SE =  
271 1.5). Seven eagles died before independence – all of them belonged to the younger age class 1  
272 (Table 6). Survival by sex within the younger age class 1 was not significantly different ( $X^2 =$   
273 0.6, df = 1,  $P = 0.903$ ).

274 The main cause of mortality was predation (Table 6). Three eagles were killed  
275 by wild cats (*Panthera onca* and *Leopardus pardalis*): two of these mortalities  
276 occurred in the first days after release, when they were either resting on the hack-box  
277 perches or perching in a nearby tree. The third case took place nine months after  
278 release and the eagle was attacked on the ground with its first prey (sloth). Two

279 eagles died by entangling themselves in the rope of feeding trees, and the cause of  
280 death of the other two individuals could not be determined (Table 6).

281

## 282 DISCUSSION

283         Our research revealed a remarkable difference in length of dependence period by age  
284 of release and sex of eagles. Delaying hacking to 18-22 months of age led to a shorter  
285 dependence period and was more successful than the traditional hacking at or near fledging  
286 age. By reducing the time to independence of eagles, we minimized the risks of mortality that  
287 dependence period entails (see Newton 1979).

288         The strong effect of age of release on the length of dependence period suggests that it  
289 is an important factor in increasing hacking success. This variable is also identified as an  
290 important factor in demographic models for reintroduction of Griffon Vulture (*Gyps fulvus*,  
291 Sarrazin and Legendre 2000).

292         Differences in the length of the dependence period as a consequence of the age of  
293 release individuals was also observed in hacked Montagu's Harrier (*Circus pygargus*,  
294 Pomarol 1994); similar to our Harpy Eagles, older harriers had shorter dependence periods.  
295 The effect of the interaction of age and sex on the length of the dependence period has not  
296 been evaluated for other hacked raptors. However, this interaction was identified as an  
297 important factor in the hacking success of Peregrine Falcons (Dzialak et al. 2006). The  
298 influence of sex on the dependence period could be explained by differential foraging  
299 behavior; female Harpy Eagles are known to capture larger and slow moving prey (Touchton  
300 et al. 2002). In contrast, males would need to learn to capture smaller and quicker prey in  
301 order to survive, perhaps demanding longer periods to become skilful hunters.

302 In conclusion, eagles released at 18 months or older adapted more rapidly to the new  
303 environment than younger eagles, became independent faster, and showed higher survival.  
304 Consequently this could cut time, effort, and cost of release programs.

305

#### 306 ACKNOWLEDGEMENTS

307 This is a project of The Peregrine Fund. We thank the United States Agency for International  
308 Development (USAID), the Disney Worldwide Conservation Fund, Wolf Creek Charitable  
309 Foundation, and the Liz Claiborne and Art Ortenberg Foundation for their support. We thank  
310 the National Environmental Authority of Panama (ANAM) and the Belize Forest Department,  
311 Ministry of Natural Resources and the Environment in Belize for providing permits,  
312 cooperation, and logistical support. We are grateful to many hack-site attendants for field  
313 assistance in Panamá and Belize. We also thank two reviewers, M. Dzialak and anonymous,  
314 for valuable editorial comments.

315

#### 316 LITERATURE CITED

- 317 Albuquerque, J.L.B., 1986. Conservation and status of raptors in southern Brazil.  
318 Birds of Prey Bulletin 3, 88-94.
- 319 Albuquerque, J.L.B., 1995. Observations of rare raptors in southern Atlantic  
320 rainforest of Brazil. Journal of Field Ornithology 66, 363-369.
- 321 Alvarez-Cordero, E., 1996. Biology and conservation of the Harpy Eagle in  
322 Venezuela and Panama, p. 212. University of Florida, Gainesville, FL U.S.A.
- 323 Alvarez del Toro, M., 1980. Las aves de Chiapas. Universidad Autonoma de  
324 Chiapas, Tuxtla Gutierrez, Chiapas.
- 325 Amadon, D., 1975. Why are female birds of prey larger than males. Raptor Research  
326 9, 1-11.
- 327 Amar, A., Arroyo, B.E., Bretagnolle, V., 2000. Post-fledging dependence and  
328 dispersal in hacked and wild Montagu's Harriers *Circus pygargus*. Ibis 142, 21-28.
- 329 Anfuso, J., Gil Suarez, M.V., Chebez, J.C., 2008. Nuevo registro de nidificación de la  
330 Harpía (*Harpia harpyja*) en la provincia de Misiones, Argentina y consideraciones  
331 sobre su conservación. Nótulas Faunísticas 21, 1-13.
- 332 Argos, 2008. Argos User's manual. CLS/Service Argos, Toulouse.
- 333 Armstrong, D.P., Seddon, P.J., 2008. Directions in reintroduction biology. Trends in  
334 Ecology & Evolution 23, 20-25.

- 335 Balbontín, J., Ferrer, M., 2005. Factors affecting the length of the post-fledging period  
336 in the Bonelli's Eagle *Hieraaetus fasciatus* Ardea 93, 189-198.
- 337 Barclay, J.H., Cade, T.J., 1983. Restoration of the peregrine falcon in the eastern  
338 United States, In Bird Conservation ed. S.A. Temple, pp. 3-40 University of  
339 Wisconsin Press, Madison, WI U.S.A.
- 340 Beletsky, L., 1999. Belize & Northern Guatemala. Academic Press, London, U.K.
- 341 Belton, W., 1984. Birds of Rio Grande do Sul, Brazil. Part 1. Rheidae through  
342 Furnariidae. Bulletin of the American Museum of Natural History 178, 369-636.
- 343 Bierregaard, R.O., Jr., 1995. The biology and conservation status of Central and  
344 South American Falconiformes: a survey of current knowledge. Bird Conservation  
345 International 5, 325-340.
- 346 Bildstein, K., Schelsky, W., Zalles, J., Ellis, S., 1998. Conservation status of tropical  
347 raptors. Journal of Raptor Research 32, 3-18.
- 348 Brokaw, N.V.L., Whitman, A.A., Wilson, R., Hagan, J.M., Bird, N., Mallory, E.P.,  
349 Snook, L.K., Martins, P.J., Novelo, D., White, D., Losos, E., 1998. Toward  
350 sustainable forestry in Belize, In Timber, tourists, and temples: conservation and  
351 development in the Maya Forest of Belize, Guatemala, and Mexico. ed. R.B.  
352 Primack, pp. 225-239. Island Press, Washington, DC.
- 353 Byholm, P., Saurola, P., LindÉN, H., Wikman, M., 2003. Causes of dispersal in  
354 Northern Goshawks (*Accipiter gentilis*) in finland. The Auk 120, 706-716.
- 355 Cadahía, L., Urios, V., Negro, J.J., 2005. Survival and movements of satellite-tracked  
356 Bonelli's Eagles *Hieraaetus fasciatus* during their first winter. Ibis 147, 415-419.
- 357 Cade, T.J., 2000. Progress in translocation of diurnal raptors, In Raptors at Risk. eds  
358 R.D. Chancellor, B.-U. Meyburg, pp. 343-372. WWGBP and Hancock House,  
359 Surrey, BC Canada.
- 360 Cade, T.J., Burnham, W. eds., 2003. Return of the Peregrine: a North American saga  
361 of tenacity and teamwork. The Peregrine Fund, Boise, ID U.S.A.
- 362 Calenge, C., 2006. The package for the R software: A tool for the analysis of space  
363 and habitat use by animals. Ecological Modelling 197, 516-519.
- 364 Caro, T.M., Kelly, M.J., Bol, N., Matola, S., 2001. Inventorying mammals at multiple  
365 sites in the Maya Mountains of Belize. Journal of Mammalogy 82, 43-50.
- 366 Clarke, A.L., Saether, B.E., Roskaft, E., 1997. Sex biases in avian dispersal: a  
367 reappraisal. Oikos 79, 429-438.
- 368 Condit, R., Robinson, D.W., Ibañez, R., Aguilar, S., Sanjur, A., Martínéz, R., Stallard,  
369 R.F., García, T., Angehr, G.R., Petit, L., Wright, S.J., Robinson, T.R., Heckadon, S.,  
370 2001. The status of the Panama canal watershed and it's biodiversity at the  
371 beginnings of the 21st century. Bioscience 51, 389-398.
- 372 Chebez, J.C., Croome, M.S., Serret, A., Tabora, A., 1990. La nidificación de la  
373 Harpía (*Harpia harpyja*) en Argentina. Hornero 13, 155-158.
- 374 de Solla, S.R., Bonduriansky, R., Brooks, R.J., 1999. Eliminating autocorrelation  
375 reduces biological relevance of home range estimates. Journal of Animal Ecology 68,  
376 221-234.
- 377 Dzialak, M.R., Lacki, M.J., Carter, K.M., Huie, K., Cox, J.J., 2006. An assessment of  
378 raptor hacking during a reintroduction. Wildlife Society Bulletin 34, 542-547.
- 379 Ferrari, S., Port-Carvalho, M., 2003. Predation of an infant Collared Peccary by a  
380 Harpy Eagle in eastern Amazonia. Wilson Bulletin 115, 103-104.
- 381 Ferrer, M., 1993. Juvenile dispersal behaviour and natal philopatry of a long-lived  
382 raptor, the Spanish Imperial Eagle *Aquila adalberti*. Ibis 135, 132-138.
- 383 Fischer, J., Lindenmayer, D.B., 2000. An assessment of the published results of  
384 animal relocations. Biological Conservation 96, 1-11.

- 385 Ford, S.M., Boinski, S., 2007. Primate predation by Harpy Eagles in the central  
386 Suriname nature reserve. *American Journal of Physical Anthropology*, 109-109.
- 387 Foster, R.B., Brokaw, N.V.L., 1982. Structure and history of the vegetation of Barro  
388 Colorado Island, In *Ecology of a tropical forest: seasonal rhythms and long-term*  
389 *changes*. eds E.G. Leigh, A.S. Rand, D.M. Windsor, pp. 67-81. Smithsonian  
390 Institution Press, Washington, DC U.S.A.
- 391 Fuller, M.R., Millspaugh, J.J., Church, K.E., Kenward, R.E., 2005. Wildlife  
392 radiotelemetry, In *Techniques for wildlife investigations and management*. ed. C.E.  
393 Braun, pp. 377–417. The Wildlife Society, Bethesda, Maryland, USA.
- 394 Galetti, M., Martuscelli, P., Pizo, M.A., Simao, I., 1997. Records of Harpy and  
395 Crested Eagles in the Brazilian Atlantic forest. *Bulletin of the British Ornithologists'*  
396 *Club* 117, 27-31.
- 397 Green, R.E., Pienkowski, M.W., Love, J.A., 1996. Long-term viability of the re-  
398 introduced population of the White-tailed Eagle *Haliaeetus albicilla* in Scotland.  
399 *Journal of Applied Ecology* 33, 357-368.
- 400 Greenwood, P.J., 1980. Mating systems, philopatry and dispersal in birds and  
401 mammals. *Animal Behaviour* 28, 1140–1162.
- 402 Griffith, B., Scott, J.M., Carpenter, J.W., Reed, C., 1989. Translocation as a species  
403 conservation tool: status and strategy. *Science* 245, 477-480.
- 404 Hardman, B., Moro, D., 2006. Optimising reintroduction success by delayed  
405 dispersal: Is the release protocol important for hare-wallabies? *Biological*  
406 *Conservation* 128, 403-411.
- 407 Heckadon-Moreno, S., Ibañez, R., Condit, R., 1999. La cuenca del canal:  
408 deforestación, urbanización, y contaminación. Smithsonian Tropical Research  
409 Institute/Impresilibros, Panama, Panama.
- 410 Hilty, S.L., Brown, W.L., 1986. A guide to the birds of Colombia. Princeton University  
411 Press, Princeton, NJ.
- 412 Holdridge, L.R., 1967. Life zone ecology. Tropical Science Center, San Jose, Costa  
413 Rica.
- 414 Howard, W.E., 1960. Innate and environmental dispersal of individual vertebrates.  
415 *American Midland Naturalist* 63, 152-161.
- 416 Iñigo-Elias, E., Ramos, M., González, F., 1987. Two recent records of Neotropical  
417 eagles in southern Veracruz, Mexico. *Condor* 89, 671-672.
- 418 IUCN, 1998. IUCN Guidelines for Re-introductions. IUCN, Gland, Switzerland and  
419 Cambridge, UK.
- 420 IUCN, 2010. IUCN Red List of Threatened Species.
- 421 Jenny, J.P., Heinrich, W., Montoya, A.B., Mutch, B., Sandfort, C., Hunt, W.G., 2004.  
422 From the field: progress in restoring the Aplomado Falcon to southern Texas. *Wildlife*  
423 *Society Bulletin* 32, 276-285.
- 424 Kenward, R., 2001. A manual for wildlife radio tagging. Academic Press, San Diego,  
425 CA U.S.A.
- 426 Kenward, R., Widen, P., 1989. Do goshawks *Accipiter gentilis* need forests? Some  
427 conservation lessons from radio tracking, In *Raptors in the modern world*. eds B.-U.  
428 Meyburg, R.D. Chancellor, pp. 561–567. WWGBP, Berlin.
- 429 Kleiman, D.G., 1989. Reintroduction of captive mammals for conservation.  
430 *Bioscience* 39, 152-161.
- 431 Kleinbaum, D.G., Klein, M., 2005. *Survival analysis - a self-learning text*. Springer,  
432 New York, NY U.S.A.
- 433 Krüger, O., 2005. The evolution of reversed sexual size dimorphism in hawks,  
434 falcons and owls: a comparative study. *Evolutionary Ecology* 19, 467-486.

- 435 Leigh, E.G., Stanley, A., Windsor, D.M., 1982. The ecology of a tropical forest.  
 436 Smithsonian Institution Press, Washington, DC U.S.A.
- 437 Luz, B.B.d., 2005. Características de árvores emergentes utilizadas por Gavião-real  
 438 (*Harpia harpyja*) para nidificação no centro e leste da Amazônia Brasileira, p. 80.  
 439 Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia Manaus.
- 440 Martins, S.d.S., de Lima, E.M., de Sousa e Silva Jr, J., 2005. Predation of a bearded  
 441 saki (*Chiropotes utahicki*) by a Harpy eagle (*Harpia harpyja*). Neotropical Primates  
 442 13, 7-10.
- 443 Marzluff, J.M., Kimsey, B.A., Schueck, L.S., McFadzen, M.E., Vekasy, M.S.,  
 444 Berdnarz, J.C., 1997. The influence of habitat, prey abundance, sex and breeding  
 445 success on the ranging behavior of Prairie Falcons. The Condor 99, 567-584.
- 446 Mohr, C.O., 1947. Table of Equivalent Populations of North American Small  
 447 Mammals. American Midland Naturalist 37, 223-249.
- 448 Morales-Pérez, J.E., 1998. A sight record of the Harpy Eagle (*Harpia harpyja*) in  
 449 Chiapas, Mexico. Ornitologia Neotropical 9, 225-226.
- 450 Morris, R.J., Lewis, O.T., Godfray, H.C.J., 2004. Experimental evidence for apparent  
 451 competition in a tropical forest food web. Nature 428, 310-313.
- 452 Morrison, J.L., Wood, P.B., 2009. Broadening our approaches to studying dispersal  
 453 in raptors. Journal of Raptor Research 43, 81-89.
- 454 Newton, I., 1979. Population ecology of raptors. Buteo Books, Vermillion, SD U.S.A.
- 455 Nicoll, M.A.C., Jones, C.G., Norris, K., 2004. Comparison of survival rates of captive-  
 456 reared and wild-bred Mauritius Kestrels (*Falco punctatus*) in a re-introduced  
 457 population. Biological Conservation 118, 539-548.
- 458 Peery, M.Z., 2000. Factors affecting interspecies variation in home-rang size of  
 459 raptors. The Auk 117, 511-517.
- 460 Penteriani, V., Delgado, M.D., 2009. Thoughts on natal dispersal. Journal of Raptor  
 461 Research 43, 90-98.
- 462 Penteriani, V., Ojalora, F., Sergio, F., Ferrer, M., 2005. Environmental stochasticity in  
 463 dispersal areas can explain the "mysterious" disappearance of breeding populations.  
 464 Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences 272, 1265-1269.
- 465 Peres, C.A., 1990. A Harpy Eagle Successfully Captures an Adult Male Red Howler  
 466 Monkey. The Wilson Bulletin 102, 560-561.
- 467 Perez, A., Chin-Ta, C., Afero, F., 2009. Belize-Guatemala territorial dispute and its  
 468 implications for conservation. Tropical Conservation Science 2, 11-24.
- 469 Peters, R.H., Raelson, J.V., 1984. Relations between Individual Size and Mammalian  
 470 Population Density. The American Naturalist 124, 498-517.
- 471 Piana, R.P., 2007. Anidamiento y dieta de *Harpia harpyja* Linnaeus en la Comunidad  
 472 Nativa de Infierno, Madre de Dios, Perú. Revista Peruana de Biología 14, 135-138.
- 473 Pinter-Wollman, N., Isbell, L.A., Hart, L.A., 2009. Assessing translocation outcome:  
 474 Comparing behavioral and physiological aspects of translocated and resident African  
 475 elephants (*Loxodonta africana*). Biological Conservation 142, 1116-1124.
- 476 Pomarol, M., 1994. Releasing Montagu's Harrier (*Circus pygargus*) by the method of  
 477 hacking. Journal of Raptor Research 28, 19-22.
- 478 R Development Core Team, 2011. R: A language and environment for statistical  
 479 computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- 480 Ramos, M., 1986. Birds in peril in Mexico: the diurnal raptors. Birds Prey Bull 3, 26-  
 481 42.
- 482 Reid, F., 1997. A field guide to the mammals of Central America and Southeast  
 483 Mexico. Oxford University Press, New York, NY U.S.A.

- 484 Rettig, N.L., 1978. Breeding behavior of the Harpy Eagle (*Harpia harpyja*). *The Auk*  
 485 95, 629-643.
- 486 Robinson, J.G., Redford, K.H., 1986. Body Size, Diet, and Population Density of  
 487 Neotropical Forest Mammals. *The American Naturalist* 128, 665-680.
- 488 Robinson, S.K., Wilcove, D., 1989. Conserving Tropical Raptors and Game Birds.  
 489 *Conservation Biology* 3, 192-193.
- 490 Robinson, W.D., Angehr, G.R., Robinson, T.R., Petit, L.J., Petit, D.R., Brawn, J.D.,  
 491 2004. Distribution of bird diversity in a vulnerable neotropical landscape.  
 492 *Conservation Biology* 18, 510-518.
- 493 Rodstrom, C., Olivieri, S., Tangle, L., 1998. A regional to conservation in the Maya  
 494 Forest, In *Timber, tourists, and temples: conservation and development in the Maya*  
 495 *Forest of Belize, Guatemala, and Mexico*. ed. R.B. Primack, pp. 3-21. Island Press,  
 496 Washington, DC U.S.A.
- 497 Rutz, C., 2006. Home range size, habitat use, activity patterns and hunting behaviour  
 498 of urban-breeding Northern Goshawks *Accipiter gentilis*. *Ardea* 94, 185-202.
- 499 Sarrazin, F., Barbault, R., 1996. Reintroduction: challenges and lessons for basic  
 500 ecology. *Trends in Ecology & Evolution* 11, 474-478.
- 501 Sarrazin, F., Legendre, S., 2000. Demographic approach to releasing adults versus  
 502 young in reintroductions. *Conservation Biology* 14, 488-500.
- 503 Seddon, P.J., Armstrong, D.P., Maloney, R.F., 2007. Developing the science of  
 504 reintroduction biology. *Conservation Biology* 21, 303-312.
- 505 Sherman, P.T., 1991. Harpy eagle predation on a red howler monkey. *Folia*  
 506 *Primatologica* 56, 53-56.
- 507 Sherrod, S.K., Heinrich, W.R., Burnham, W.A., Barclay, J.H., Cade, T.J., 1987.  
 508 Hacking: A method for releasing Peregrine Falcons and other birds of prey. The  
 509 Peregrine Fund Inc., Boise, ID U.S.A.
- 510 Silva, F.H.A.d., 2007. Dieta do gavião-real *Harpia harpyja* (Aves: Accipitridae) em  
 511 florestas de terra firme de Parantins, Amazonas, Brasil. Instituto Nacional de  
 512 Pesquisas da Amazônia, Manaus.
- 513 Soutullo, A., Urios, V., Ferrer, M., Penarrubia, S.G., 2006a. Post-fledging behaviour  
 514 in Golden Eagles *Aquila chrysaetos*: onset of juvenile dispersal and progressive  
 515 distancing from the nest. *Ibis* 148, 307-312.
- 516 Soutullo, A., Urios, V., Ferrer, M., Peñarrubia, S.G., 2006b. Dispersal of Golden  
 517 Eagles *Aquila chrysaetos* during their first year of life. *Bird Study* 53, 258-264.
- 518 Stotz, D.F., Fitzpatrick, J.W., Parker III, T.A., Moskovits, D.K. eds., 1996. Neotropical  
 519 birds: ecology and conservation. The University of Chicago Press, Chicago, IL U.S.A.
- 520 Teixeira, C.P., Schetini de Azevedo, C., Mendl, M., Cipreste, C.F., Young, R.J.,  
 521 2007. Revisiting translocation and reintroduction programmes: the importance of  
 522 considering stress. *Animal Behaviour* 73, 1-13.
- 523 Thiollay, J.-M., 1989. Area requirements for the conservation of rain forest raptors  
 524 and game birds in French Guiana. *Conservation Biology* 3, 128-137.
- 525 Touchton, J.M., Hsu, Y.C., Palleroni, A., 2002. Foraging ecology of reintroduced  
 526 captive-bred subadult Harpy Eagle (*Harpia harpyja*) on Barro Colorado Island,  
 527 Panama. *Ornitologia Neotropical* 13, 365-379.
- 528 Trinca, C.T., Ferrari, S.F., Lees, A.C., 2008. Curiosity killed the bird: arbitrary hunting  
 529 of Harpy Eagles *Harpia harpyja* on an agricultural frontier in southern Brazilian  
 530 Amazonia. *Cotinga* 30, 12-15.
- 531 Vargas-González, J.d.J., 2008. Estrategia para la conservación del hábitat  
 532 reproductivo del Águila Arpía (*Harpia harpyja*) en la región de Darién, Panamá, p.

- 533 222. Universidad Nacional Experimental de los Llanos Occidentales "Ezequiel  
534 Zamora", Guanare, Venezuela.
- 535 Vargas-González, J.J., Whitacre, D., Mosquera, R., Albuquerque, J.L.B., Piana, R.,  
536 Thiollay, J.-M., Márquez, C., Sánchez, J.E., Lezama-López, M., Midence, S., Matola,  
537 S., Aguilar, S., Rettig, N., Sanaiotti, T., 2006. Estado y distribución actual del águila  
538 arpía (*Harpia harpyja*) en Centro y Sur América. *Ornitología Neotropical* 17, 39-55.
- 539 Whitfield, D.P., Duffy, K., McLeod, D.R.A., Evans, R.J., MacLennan, A.M., Reid, R.,  
540 Sexton, D., Wilson, J.D., Douse, A., 2009. Juvenile Dispersal of White-Tailed Eagles  
541 in Western Scotland. *Journal of Raptor Research* 43, 110-120.
- 542 Withey, J.C., Bloxton, T.D., Marzluff, J.M., 2001. Effects of tagging and location error  
543 in wildlife radiotelemetry studies, In *Radio tracking and animal populations*. eds J.J.  
544 Millspaugh, J.M. Marzluff, pp. 43-75. Academic Press San Diego, CA U.S.A.
- 545 Wright, A.C.S., Romney, D.H., Arbuckle, R.H., Vial, V.E., 1959. Land in British  
546 Honduras: report of the British Honduras land use survey team. Her Majesty's  
547 Stationery Office London, U.K.
- 548 Wright, S.J., Zeballos, H., Domínguez, I., Gallardo, M.M., Moreno, M.C., Ibáñez, R.,  
549 2000. Poachers alter mammal abundance, seed dispersal, and seed predation in a  
550 Neotropical forest. *Conservation Biology* 14, 227-239.
- 551 Zollner, P.A., Lima, S.L., 1999. Search strategies for landscape-level interpatch  
552 movements. *Ecology* 80, 1019-1030.
- 553
- 554

555 Table 1. Captive-bred juvenile Harpy Eagles released in Soberania National Park (SNP – Panama) and Chiquibul Forest Reserve (CFR – Belize)  
 556 between 2002 and 2007.

BAND	HACK-SITE	SEX	AGE OF RELEASE (months)	DAYS IN HACKBOX	INDIVIDUALS IN HACKBOX	BODY MASS (Kg)	SEASON	AGE TO INDEPENDENCE (months)	STATUS TO INDEPENDENCE	INDEPENDENCE CRITERIA <sup>a</sup>
<i>Age Class 1</i>										
MY	SNP	Female	7	20	2	6.0	rainy	30	Alive	2
CZ	SNP	Male	7	20	2	5.0	rainy	26	Alive	2
MA	SNP	Female	7	31	2	5.4	rainy	14	Alive	1
EK	SNP	Male	6	31	2	4.1	rainy	21	Dead	4
DT	SNP	Male	7	38	1	4.1	dry	29	Alive	2
DD	SNP	Male	6	29	2	4.5	dry	6	Dead	4
DP	SNP	Male	6	29	2	4.3	dry	26	Alive	2
ET	SNP	Male	6	28	2	4.4	dry	28	Alive	2
MC	SNP	Female	6	28	2	6.2	dry	6	Dead	4
DX	CFR	Male	6	23	2	4.1	dry	21	Dead	4
MX	CFR	Female	6	23	2	6.0	dry	29	Alive	1
BZ	SNP	Male	6	32	1	4.3	rainy	29	Alive	2
LG	CFR	Female	6	22	2	6.0	rainy	29	Alive	2
CN	SNP	Male	6	30	2	4.3	rainy	31	Alive	1
HH	SNP	Female	7	30	2	6.3	rainy	15	Alive	1
DM	CFR	Male	5	22	2	4.4	rainy	30	Alive	2
AT	SNP	Male	6	24	2	4.4	dry	28	Alive	2
KK	SNP	Female	6	24	2	5.6	rainy	24	Alive	2
BY	SNP	Male	5	27	1	4.3	dry	28	Alive	2
EV	SNP	Male	6	36	2	5.0	rainy	17	Dead	4

Campbell-Thompson, Vargas, Watson, Muela and Cáceres

LY	SNP	Female	6	36	2	5.7	rainy	16	Dead	4
MU	SNP	Female	7	37	2	5.8	rainy	17	Alive	1
BT	SNP	Male	6	37	2	3.9	rainy	15	Dead	4
<i>Age Class 2</i>										
HS	SNP	Female	22	40	1	6.7	dry	27	Alive	1
BC	SNP	Male	19	22	1	5	dry	19	Alive	3
KC	SNP	Female	18	21	1	6.3	rainy	24	Alive	1
DK	SNP	Male	18	25	2	4.7	rainy	18	Alive	3
KD	SNP	Female	18	25	2	6.8	rainy	18	Alive	3
CH	SNP	Male	19	29	2	4.9	dry	19	Alive	3
HC	SNP	Female	19	29	2	6.6	dry	19	Alive	3
LA	SNP	Female	20	21	2	6.4	rainy	20	Alive	3
LB	SNP	Female	20	21	2	6.3	rainy	27	Alive	2
BM	SNP	Male	20	21	2	5.4	rainy	20	Alive	3
BN	SNP	Male	20	21	2	5.1	rainy	20	Alive	3

557 <sup>(a)</sup> 1. Two kills less than 20 days apart; 2. Went more than 30 days without receiving food; 3. Never accepted the food provided;

558 4. Dead before independence.

559

560

561

562

563 Table 2. Feeding regime for the Harpy Eagles by weeks after release in Soberania  
 564 National Park (Panama) and Chiquibul Forest Reserve (Belize).

WEEKS AFTER RELEASE	FREQUENCY OF FOOD DELIVERED	AMOUNT OF FOOD <sup>a</sup>
0-4	Every day	2-3
5-8	Every other day	2-3
9-12	Every 3 days	2-3
> 13	Every 5 days	5

565 <sup>a</sup> The amount of food is the number of Norway rats (*Rattus norvegicus*) provided. Each  
 566 rat had a mean mass of 150 g.

567

568

569

570

571

572

573

574

575

576

577

578

579

580

581 Table 3. Cox proportional hazard models predicting the length of the dependence period of  
 582 hacked juveniles Harpy Eagles in Soberania National Park (Panama) and Chiquibul Forest  
 583 Reserve (Belize) between 2002 and 2007. General model: Likelihood ratio = 32.69 df = 6,  $P <$   
 584 0.001. Reduced model: Likelihood ratio = 31.79, df= 1,  $P < 0.001$

VARIABLES	COEF.	SE	z	$P z $	HAZARD RATIO	95% CI	
<i>General model</i>							
Age of release <sup>a</sup>	0.36	0.13	2.70	0.007	1.44	1.10	1.87
Sex	-0.34	1.70	0.20	0.840	0.71	0.25	19.78
Enclosure <sup>b</sup>	0.01	0.04	0.12	0.905	1.01	0.92	1.09
Body mass (kg)	0.34	1.09	0.32	0.750	1.41	0.17	11.89
Season <sup>c</sup>	0.01	0.48	-0.02	0.988	0.99	0.39	2.58
Individuals in hackbox <sup>d</sup>	-0.37	0.63	0.60	0.551	0.69	0.20	2.36
<i>Reduced model</i>							
Age of release <sup>a</sup>	0.38	0.12	3.20	0.001	1.46	1.16	1.84

585 <sup>a</sup> Age in month

586 <sup>b</sup> Days in hack box

587 <sup>c</sup> Dry or rainy season

588 <sup>d</sup> One or two eagles released in hack box at the same time

589

590

Table 4. Selection of Cox proportional hazard models of covariate pairs of the length of dependence period of hacked juvenile captive-bred Harpy Eagles in Panama and Belize. Only models which were significant at  $P < 0.05$  are listed.

MODELS	LR	$P$	AIC	$\Delta$ AIC	AIC WEIGHT
Age of release + Sex + Interaction	35.9	< 0.001	113.21	0.00	0.19
Age of release + Body mass + Interaction	35.8	< 0.001	113.33	0.12	0.18
Age of release + Individual in hackbox	32.4	< 0.001	114.71	1.49	0.09
Age of release + Body Body mass	32.1	< 0.001	114.99	1.78	0.08
Age of release + Sex	32.0	< 0.001	115.10	1.89	0.07
Age of release + Enclosure	32.4	< 0.001	115.15	1.94	0.07
Age of release + Season	31.9	< 0.001	115.29	2.07	0.07
Age of release + Individual in hackbox + Interaction	32.6	< 0.001	116.55	3.33	0.04
Age of release + Enclosure + Interaction	32.3	< 0.001	116.85	3.64	0.03
Age of release + Season + Interaction	31.9	< 0.001	117.27	4.06	0.02
Sex + Body Body mass	16.4	< 0.001	130.73	17.52	0.00
Sex + Body Body mass + Interaction	16.8	0.001	132.33	19.12	0.00
Body mass + Individual in hackbox	9.87	0.007	137.27	24.06	0.00
Body mass + Season + Interaction	10.4	0.015	138.74	25.52	0.00
Body mass + Enclosure	8.94	0.012	138.20	24.99	0.00
Body mass + Season	8.89	0.012	138.25	25.03	0.00
Body mass + Individual in hackbox + Interaction	9.87	0.007	139.23	26.01	0.00
Body mass + Enclosure + Interaction	9.26	0.026	139.88	26.66	0.00

<sup>a</sup>Likelihood ratio

<sup>b</sup>Akaike's Information Criterion

Table 5. Cox hazard regression model of covariate pairs on length of dependence period selected by AIC value (113.21). Likelihood ratio = 35.93,  $df = 3$ ,  $P < 0.001$ .

VARIABLES	COEF.	SE	z	$P z $	HAZARD RATIO	95% CI	
Age	of						
release	0.339	0.128	2.662	0.008	1.40	1.09	1.80
Sex	-1.658	0.845	-1.963	0.049	0.19	0.04	1.00
Age x Sex <sup>a</sup>	0.130	0.067	1.953	0.051	1.14	1.00	1.30

<sup>a</sup>Interaction term

Table 6. Causes of mortality among captive-bred juvenile Harpy Eagles released in Soberania National Park (Panama) and Chiquibul Forest Reserve (Belize) between 2002 and 2007.

BAND	HACKSITE <sup>a</sup>	SEX	AGE OF DEATH (months)	MONTHS AFTER RELEASE	CAUSE OF MORTALITY
EK	SNP	Male	21	14	Unknown
DD	SNP	Male	6	0	Predation <sup>b</sup>
MC	SNP	Female	6	0	Predation <sup>b</sup>
DX	CFR	Male	21	14	Accident
EV	SNP	Male	17	11	Accident
LY	SNP	Female	16	9	Predation
BT	SNP	Male	15	8	Unknown

<sup>a</sup> SNP = Soberania National Park, CFR = Chiquibul Forest Reserve

<sup>b</sup> Predation on hack-box

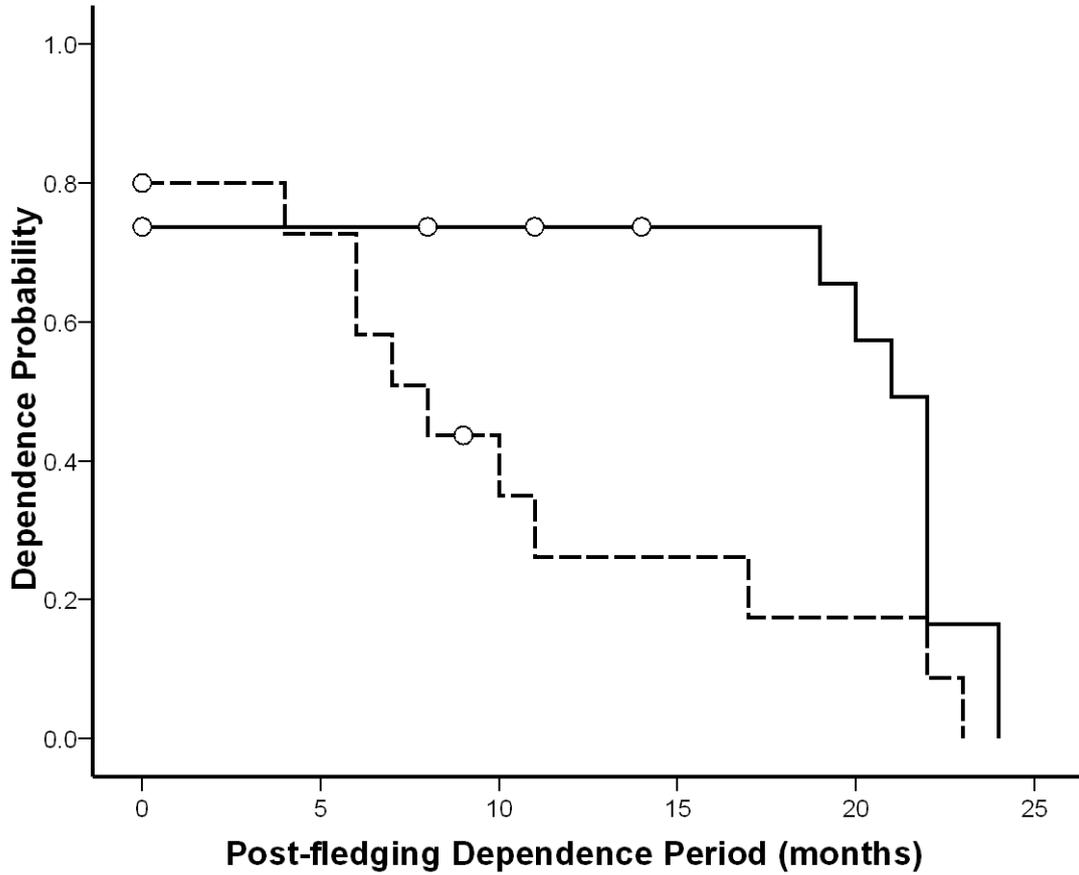


Figure 1. Dependence probability (Kaplan-Meier survival function) of captive-bred and released Harpy Eagles by sex. Males represented by solid line, females by the dashes and dead individuals by circles.