



Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia
Programa de Pós-Graduação em Ecologia



USO E SELEÇÃO DE RECURSOS POR *HARPIA* EM MÚLTIPLAS ESCALAS ESPACIAIS: PERSISTÊNCIA E VULNERABILIDADE

FRANCISCA HELENA AGUIAR DA SILVA

Manaus, Amazonas
Setembro, 2016

FRANCISCA HELENA AGUIAR DA SILVA

**USO E SELEÇÃO DE RECURSOS POR *HARPIA* EM MÚLTIPLAS
ESCALAS ESPACIAIS: PERSISTÊNCIA E VULNERABILIDADE**

Orientador: Tânia Margarete Sanaiotti

Coorientador: Ana Luisa Kerti Mangabeira Albernaz

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia do Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, como requisito parcial para obtenção do título de Doutor em Biologia (Ecologia).

Manaus, Amazonas

Setembro, 2016

**Uso e seleção de recursos por *Harpia* em múltiplas escalas
espaciais: persistência e vulnerabilidade**

por

Francisca Helena Aguiar da Silva

Tese julgada e aprovada em sua forma final pelos membros titulares da Banca Examinadora, para obtenção do grau de Doutor em Biologia (Ecologia) no curso de Pós-Graduação em Ecologia do Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia:

Dr. Adrian Paul Ashton Barnett

Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia

Dr. Luiz Gustavo Rodrigues Oliveira-Santos

Universidade Federal do Mato Grosso do Sul

Dr. Luiza Magalli Pinto Henriques

Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia

Dr. Mário Eric Cohn-Haft

Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia

Dr. Sérgio Henrique Borges

Universidade Federal do Amazonas

S586u Silva, Francisca Helena Aguiar
Uso e seleção de recursos por *Harpia* em múltiplas escalas
espaciais: persistência e vulnerabilidade. / Francisca Helena Aguiar
da Silva. - Manaus: [s.n.], 2016.
xviii, 149 f.: il.

Tese (Doutorado) - INPA, Manaus, 2016.
Orientadora: Tânia Margarete Sanaiotti
Coorientadora: Ana Luisa Kerti Mangabeira Albernaz
Área de concentração: Ecologia

1. Ecologia. 2. Fragmentação florestal. 3. Gavião-real. I. Título.

CDD 598.94

Sinopse:

A ecologia e a história natural da harpia *Harpia harpyja* foram estudadas em quatro biomas da sua ocorrência no Brasil. Utilizando múltiplas escalas espaciais de foco, avaliaram-se as alterações relacionadas à configuração estrutural e funcional no entorno dos ninhos, os diferentes padrões de área de uso de indivíduos com radiotransmissores, interações ecológicas interespecíficas excepcionais dentro dos ninhos a partir de armadilhas-fotográfica e o uso de presas relacionado com a disponibilidade.

Palavras-chave: Ecologia da paisagem, fragmentação florestal, Amazônia, Cerrado, Pantanal, Floresta Atlântica, camera-trapping.

*À memória dos meus pais, “Seu Zezito” e “Dona Santa”,
Aos meus irmãos, Francisco e Heloisa,
À Tia Graça e
Ao companheiro Olivier.*

Dedico

Agradecimentos

Um trabalho sempre é realizado por meio do movimento e da interação de pessoas, que direta ou indiretamente contribuem em intensidade e frequência variadas. Para agradecer ao maior número de envolvidos neste trabalho, optei por incluir seus nomes sem detalhar como e o quão foram importantes nesta emocionante e desafiadora caminhada.

As instituições e projetos Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA), Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio), Centro Nacional de Pesquisa para a Conservação das Aves Silvestres (CEMAVE), Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA), Instituto de Desenvolvimento Florestal e da Biodiversidade, Projeto Gavião-real/Programa de Conservação do Gavião-real, Projeto Jovem Cientista Amazônica FAPEAM, Cooperativa Mista da Flona do Tapajós (COOMFLONA), Fundação Neotrópica do Brasil, Fundação Grupo Boticário de Proteção à Natureza, Vale S.A., ZOOFIT Santarém, Norte Energia S/A, Raptor Research Foundation, Idea Wild, Birders'Exchange, Cleveland Zoological Society, The International Osprey Foundation, PDBFF Thomas Lovejoy Program for Research Supporting.

Às pessoas Adriano C.S. Antunes (Coleção Mamíferos INPA), Aleandro M. Silva (JCA), Alessandra B. Marinho (JCA-PIN), Alexandre Miranda (ZOOFIT), Alison G. Nazareno, Adrian Barnett (INPA), Albertina Lima (INPA), Almério Gusmão (GPGR-RO), Ana L.K.M. Albernaz (MPEG), Antônio Alessando G. Oliveira (JCA), Antônio A. Leite (Fazenda Vitória), Antônio Kalil (BSM), Aureo Banhos (UFES), Aurora M. Yanai (PGCFT-INPA), Benjamim B. Luz (PCI/CNPq), Carlos Cintra (Naturae), Cicero Miranda (BSM), Claudeize P. Medeiros (JCA), Darlison Andrade (ICMBio), Denilson Aranha (Biota), Diego G. Almeida (JCA), Doade D.G. Tenório (JCA), Domingos Costa (JCA), Edinete Andrade, Edson Lopes (UFOPA), Elaine C.O. Carmo (IMAC Tarauacá-AC), Elber Ribeiro (JCA), Elias Barros (INPA), Eneas Cintra (Biota), Erivan

R. Lima (Fazenda Boa Safra), Fabrizio Sergio (Estación Biológica de Doñana), Evilazio S. Silva (JCA), Fernanda R.P. Pimenta (INPA-Vale-FDB), Fernando C. Vilela (ICMBio), Frederico D. Martins (ICMBio), George Rebelo (INPA), Giselle L. Sousa (IDEFLOR-Bio), Gláucia H.F. Seixas (FNB), Hádamo A. Silva (PCI/CNPq), Hélison B. Mourão (IMAC Tarauacá-AC), Ingrid T. Macedo (INPA), Iracema Andrade (Coleção Mamíferos INPA), Ismael Martins (Naturae), Ivany P. Pereira, Izamar Araújo (JCA), Jéssica M. Sousa (PCI INPA), João Bosco S. Leite (IC/CNPq), João Marcos Rosa (Nitro), Jorge Cavallet (RO), José A. Costa Filho, José de S. Silva Jr. (Dr. Cazuza), José Júlio Toledo (UNIFAP), José Lima (BSM), José Ribeiro (INPA), Josivan B. Silva (JCA), Júlio D. Vale (PCI/CNPq), Kleber Souza (BSM), Lucas S. Souza, Luiz Gustavo R. Oliveira-Santos (UFMS), Luiza Magalli P. Henriques (INPA), Marcelo Barreiros (PCI/CNPq), Marcelo Bocaiúva (Leme), Marco Aurélio da Silva (Coleção Aves INPA), Maria Nazareth F. da Silva (INPA), Mário Cohn-Haft (INPA), Marja Z. Milano (FNB), Miguel Ferrer (Estación Biológica Doñana), Natanael C. Silva (JCA), Niwton Leal (INPA), Nilson Amaral (IDEFLOR-Bio), Olivier Jaudoin, Paulo C.M. Andrade (UFAM), Peter H. Bloom, Peter Laurenz (Norte Energia), Pricila F. Leal (INPA-Vale-FDB), Raimundo S. Carvalho (JCA), Ralder Rossi (Arcadis Logos/Naturae), Regiane S. Ferreira (MPEG), Regiane S. Carneiro (JCA), Rejane B. Silva (JCA), Renato Cintra (INPA), Roberto L. Silva (Norte Energia), Revone M. Silva (INPA-Vale-FDB), Roberto Massafra (Fazenda Boa Safra), Rodrigo Castro (PPG-MPEG), Rodrigo M. Ferreira (INPA-Vale-FDB), Ronis da Silveira (UFAM), Ronnezza C.L.C. Pedrett (Coleção Mamíferos INPA), Rosemary Vieira, Rosirene Farias (PGEco-INPA), Sebastião M. Souza Jr. (JCA), S.V. Wilson, Samuel Duleba (FNB), Selma X. Oliveira, Sérgio H. Borges (UFAM), Sidcley P. Matos (ZOOFIT), Suely A.M. Aguiar (MPEG), Tânia M. Sanaiotti (INPA), Thiago B. Krempel (INPA-Vale-FDB), Tiago G. Junqueira (Biota), Teixeira S. Silva (JCA), Thomas Lovejoy (PDBFF), Valdecira Azevedo (PGEco-INPA), Valéria P. Palhares (Leme), Victor do Nascimento (FNB), Victor G. Yunes (Biota), Wallace S. Rocha (ZOOFIT), Wilson R. Spironello (INPA), Wilziane G. de Moraes, William E. Magnusson (INPA).

Muito obrigada a todos!

Merci beaucoup!

Thank you very much!

"(...), garantia de uma boa gestão da biodiversidade é necessariamente um compromisso entre aquilo que é socialmente desejável, economicamente interessante, tecnicamente possível e ecologicamente aceitável. Para responder a essas preocupações, temos necessidade de conhecer as relações que as sociedades estabelecem com seu meio ambiente, compreender os princípios genéricos de funcionamento e a dinâmica dos sistemas de funcionamento e a dinâmica dos sistemas antropizados e dos recursos explorados, prever suas respostas a novas perturbações de origem natural ou antrópica."

A Biodiversidade

Christian Lévêque (1999)

Uso e seleção de recursos por *Harpia* em múltiplas escalas espaciais: persistência e vulnerabilidade

Resumo

Estudos sobre os efeitos do desflorestamento e da fragmentação florestal sobre espécies e processos ecológicos têm fornecido subsídios importantes à conservação da biodiversidade. A harpia (*Harpia harpyja*) é uma ave de rapina predadora de vida longa, e fiel aos sítios de nidificação, utilizando a mesma árvore-ninho por décadas. A sua permanência em paisagens fragmentadas pode significar alta capacidade de persistência. Esta tese descreve aspectos da ecologia da harpia revelados por técnicas de monitoramento remoto, como imagens de satélite, movimentos individuais registrados por rádio transmissores via satélite e fotos coletas por armadilhas-fotográficas. No Capítulo I, a dinâmica da paisagem ao longo de 10 anos no entorno de ninhos localizados na Amazônia, Cerrado, Pantanal e Floresta Atlântica foi quantificada em multi-escala a partir de imagens de satélites. A maioria dos ninhos localizados ao longo das estradas possui entorno heterogêneo em diversos usos antropogênicos, como agricultura e pastos, e na região do arco do desflorestamento, o hábitat remanescente está desconectado funcionalmente para a dispersão de juvenis de harpia. A diversidade funcional das espécies de presas consumidas nos ninhos apresentou tendência de que o desflorestamento pode estar interferindo na disponibilidade de recursos. Ainda que as áreas protegidas tenham contribuído para a permanência de sítios reprodutivos da harpia na Floresta Atlântica, na Amazônia, estes também serão os últimos refúgios da espécie, com implicações negativas para a viabilidade populacional da harpia nestas regiões. Estes resultados indicam as regiões prioritárias para as quais ações de manejo e conservação da harpia e dos hábitats remanescentes devem ser direcionadas: Floresta Atlântica, região de influência da BR163 e BR230, leste e sudoeste da Amazônia. No Capítulo II, com radiotransmissores via satélite foi possível quantificar a área de uso de três harpias em diferentes situações de ameaça e conservação na Amazônia. No Capítulo III, por meio de imagens de armadilhas-fotográficas instaladas em nove ninhos de harpia na Amazônia e Cerrado, descrevemos interações interespecíficas relacionadas com a altura dos ninhos, e o risco de predação para outras espécies utilizando os ninhos desta grande águia. No Capítulo IV, a disponibilização de dados amostrados por métodos padronizados (método RAPELD) permitiu a comparação dos recursos disponíveis e utilizados pela harpia em uma região do rio Xingu, na Amazônia.

Resource use and selection by Harpy Eagle *Harpia harpyja* at multiple spatial scales: persistence and vulnerability

Abstract

Studies of the effects of deforestation and forest fragmentation on species and ecological processes have provided important background to biodiversity conservation. The Harpy Eagle (*Harpia harpyja*), the most powerful bird of prey, with a long lifespan, and high nest-site fidelity, returns to a same nesting-tree for decades. Its long-term use of nest sites and use of surrounding resources means that the resistant of the species depends on its capacity to adjust to changing resources. This thesis describes aspects of Harpy Eagle ecology revealed by remote monitoring techniques, such as satellite images, individual movements recorded by satellite radio-transmitters and photos from camera trapping. In Chapter I, the dynamics of landscapes surrounding Harpy Eagle breeding sites were quantified at multi-scales from satellite images. Most nests located along the roads were surrounded by a heterogeneous matrix with anthropogenic uses, such as agriculture and pasture. In the region of the 'Deforestation Arc', the remaining habitat is functionally disconnected for dispersion of Harpy Eagles juveniles. However, the functional diversity of prey species consumed by Harpies indicated that deforestation may reduce the availability of food resources. Although protected areas have contributed to the maintenance of breeding sites of Harpy Eagles in the Atlantic Forest, the Amazon probably will be the last refuge of this species, with negative implications for a long-term viable Harpy Eagle population. These results indicate the priority areas for which management and conservation actions should be directed: Atlantic Forest, along the BR163 and BR230 highways, and eastern and southwestern Amazonia. In Chapter II, locations from satellite telemetry were used to quantify the home range of three Harpy Eagles in different situations of conservation threat in the Amazon, identifying behavioral modifications and displacement patterns in fragmented landscapes. In Chapter III, images from camera traps installed near Harpy Eagle nests in the Amazon and Cerrado forests reveal ecological intra- and interspecific interactions related to nest height, and predation risk while at the nest. In Chapter IV, the availability of prey species data sampled by standard methods (RAPELD method), allowed the comparison of resource availability and its use by Harpy Eagles in breeding sites near the Xingu River in the Brazilian Amazon.



Gavião-real, Harpia, Uiraçu, Sapacanim, Harpy Eagle, Aigle Harpie (*Harpia harpyja*)

Sumário

Lista de Tabelas	xiii
Lista de Figuras	xiv
Introdução Geral	19
Referências	28
Objetivo Geral	36
Objetivos Específicos	36
Capítulo I - Persistence and vulnerability of the Harpy Eagle across fragmented landscapes in Brazilian forests	38
Introdução	39
Material e Métodos	41
Área de estudo	41
Composição e configuração da paisagem	41
Disponibilidade de hábitat e conectividade funcional da paisagem	44
Uso de presas	45
Análises estatísticas	46
Resultados	47
Composição e configuração da paisagem	47
Disponibilidade de hábitat e conectividade funcional da paisagem	53
Uso de presas	68
Discussão	71
Composição e configuração da paisagem	71
Disponibilidade de hábitat e conectividade funcional da paisagem	73
Uso de presas	77
Conclusões	80
Referências	82
Anexo	91
Apêndice	94

Capítulo II - Home-range of Harpy Eagle at Brazilian Amazonia	97
Introduction	98
Material and Methods	99
Results and Discussion	100
Acknowledgments	106
References	107
Capítulo III - Camera trapping at Harpy Eagle nests: interspecies interactions under predation risk	110
Resumen	112
Introduction	113
Study Area and Methods	113
Results and Discussion	115
Acknowledgments	121
Literature Cited	121
Capítulo IV - Resource availability and diet in Harpy Eagle breeding territories on the Xingu River, Brazilian Amazon	125
Abstract	127
Resumo	128
Introduction	129
Material and Methods	131
Study area	131
Assessment of diet composition	132
Estimation of food availability	132
Statistical analyses	133
Results	134
Discussion	137
Acknowledgments	140
References	141
Considerações Finais	146
Referências	149

Lista de Tabelas

Capítulo I.

Tabela 1. Modelos Lineares Generalizados entre os índices de diversidade funcional, quantidade de floresta (*PropForest* %), quantidade de hábitat (Habitat = floresta), n°. de manchas de floresta na escala de 50 Km (*NPF*) e índice de Diversidade de Shannon (*SDI*). 69

Tabela S1. Estatística descritiva do número de manchas (NP) e proporção (%) de ninhos com valores de das classes predominantes no entorno de ninhos de harpia estudados ao longo de eixos de localização (rios, estradas, rios+assentamento) na Amazônia, Pantanal, Cerrado e Floresta Atlântica (FA). Escala de 50 km (TerraClass2014). 91

Tabela S2. Índices da estrutura da paisagem calculadas no raio de 50 km no entorno de ninhos de harpia em 2014. Métricas de paisagem: *SDI-Shannon Diveristy Index*, *SEI-Shannon Evenness Index*. Métricas classe floresta: *AWMSI-Area Weighted Mean Shape Index*, *MSI-Mean Shape Index*, *MPS-Mean Patch Size*, *NP-Number Patches*, *MedPS-Median Patch Size*, *PSCov-Patch Size Coeficient Variation*, *PSSD-Patch Size Standard Deviation*, *CA-Class Area*. NP-Não Protegida, UCUS - Unidade Conservação Uso Sustentável, UCPI - UC Proteção Integral, TI - Território Indígena. 92

Capítulo II.

Table 1. Range use size of Harpy Eagles movements at Brazilian Amazon. LC - Location Classes (2 = 250m < < 500m, 3 < 250m). KDE (Kernel Density Estimator) and MCP (Minimum Convex Polygon). 105

Capítulo III.

Table 1. Mammals and birds recorded by camera trapping in six Harpy Eagle (*Harpia harpyja*) nests during September 2012 to March 2016 in Brazil. Interaction: 0 = no interaction recorded on the nest. Nesting cycle: RN = refurbishing nest; C = courtship; F = fledgling; PF = post-fledgling. 119

Capítulo IV.

Table 1. Number of individuals of prey species collected at six Harpy Eagle nest sites from May 2013 to July 2015 near the lower and mid-Xingu River, Para, Brazil. Habitat = Arboreal (A), Terrestrial (T). 135

Lista de Figuras

Capítulo I.

Figura 1. Representação das escalas (2,5 Km, 3,5 Km, 5 Km, 10 Km e 50 Km) utilizadas para a quantificar a proporção das classes de uso e cobertura da terra (TerraClass) e métricas da paisagem no entorno dos ninhos de harpia.	42
Figura 2. Situação em 2014 de 127 ninhos (ocupados, inativos e extintos por corte ou queda da árvore-ninho) de harpia localizados ao longo de estradas, rodovias, calha fluvial, áreas extrativistas e de manejo florestal na Amazônia legal, Cerrado, Pantanal e Floresta Atlântica.	48
Figura 3. Dinâmica das mudanças de usos e cobertura da terra no entorno de 117 ninhos de harpia na escala de 2,5 Km de raio ao longo de 10 anos na Amazônia brasileira.	49
Figura 4. Proporção de floresta perdida até 2004 no entorno (raio de 2,5 Km) de 117 ninhos de harpia na Amazônia, Cerrado e Pantanal.	50
Figura 5. Taxa de mudança (2004-2014) de floresta no entorno (raio de 2,5 Km) de 117 ninhos de harpia na Amazônia, Cerrado e Pantanal.	50
Figura 6. Taxa de mudança média no uso e cobertura da terra entre 2004 e 2014 em raio de 2,5 Km no entorno de 117 ninhos de harpia. Número de ninhos onde a mudança ocorreu no alto das colunas.	51
Figura 7. Proporção de floresta no entorno (2,5 Km de raio) de ninhos de harpia em 2014 ao longo das estradas principais, rios e rios+assentamento. NP - Não Protegida, TI - Território Indígena, UCPI - Unidade de Conservação de Proteção Integral, UCUS - Unidade de Conservação de Uso Sustentável. .	52
Figura 8. Proporção de floresta no entorno de 127 ninhos de harpia considerando cinco raios (m) em 2014 localizados em quatro biomas brasileiros. NP = não protegida, TI = território indígena, UCPI = unidade de conservação de proteção integral, UCUS = UC de uso sustentável.	53
Figura 9. Importância das áreas de hábitat (<i>dPC</i>) na paisagem (1) no entorno (raio 50 Km) de sítios reprodutivos de harpia localizados na Floresta Atlântica (Espírito Santo), BR101. Machas de hábitat = classe 'Floresta'. <i>dPC</i> : Verde = Alta; Laranja = Média; Vermelho = Baixa.	55

Figura 10. Importância das áreas de hábitat (<i>dPC</i>) na paisagem (2) no entorno (50 Km) de sítios reprodutivos de harpia localizados na Floresta Atlântica (Bahia), BR101. Machas de hábitat = classe 'Floresta'. <i>dPC</i> : Verde = Alta; Laranja = Média; Vermelho = Baixa.	56
Figura 11. Importância das áreas de hábitat (<i>dPC</i>) na paisagem (3) no entorno (50 Km) de sítios reprodutivos de harpia localizados no Cerrado. Machas de hábitat = classe 'Floresta'. <i>dPC</i> : Verde = Alta; Laranja = Média; Vermelho = Baixa.	57
Figura 12. Importância das áreas de hábitat (<i>dPC</i>) (floresta) na paisagem (4) no entorno (50 Km) de sítios reprodutivos de harpia localizados no extremo leste da Amazônia (Tocantins), BR230. Machas de hábitat = classe 'Floresta'. <i>dPC</i> : Verde = Alta; Laranja = Média; Vermelho = Baixa.	58
Figura 13. Importância das áreas de hábitat (<i>dPC</i>) na paisagem (5) no entorno (50 Km) de sítios reprodutivos de harpia localizados no Pantanal. Machas de hábitat = classe 'Floresta'. <i>dPC</i> : Verde = Alta; Laranja = Média; Vermelho = Baixa.	59
Figura 14. Importância das áreas de hábitat (<i>dPC</i>) na paisagem (6) no entorno (50 Km) de sítios reprodutivos de harpia localizados na Amazônia, (Mato Grosso), BR163, região do "Arco do Desflorestamento". Machas de hábitat = classe 'Floresta'. <i>dPC</i> : Verde = Alta; Laranja = Média; Vermelho = Baixa.	60
Figura 15. Importância das áreas de hábitat (<i>dPC</i>) na paisagem (7) no entorno (50 Km) de sítios reprodutivos de harpia localizados na Amazônia (Rondônia), BR364, região do "Arco do Desflorestamento". Machas de hábitat = classe 'Floresta'. <i>dPC</i> : Verde = Alta; Laranja = Média; Vermelho = Baixa.	61
Figura 16. Importância das áreas de hábitat (<i>dPC</i>) na paisagem (8) no entorno (50 Km) de sítios reprodutivos de harpia localizados na Amazônia (Rondônia), BR364, região do "Arco do Desflorestamento". Machas de hábitat = classe 'Floresta'. <i>dPC</i> : Verde = Alta; Laranja = Média; Vermelho = Baixa.	62

Figura 17. Importância das áreas de hábitat (<i>dPC</i>) na paisagem (9) no entorno (50 Km) de sítios reprodutivos de harpia localizados na Amazônia (Pará), BR163. Machas de hábitat = classe 'Floresta'. <i>dPC</i> : Verde = Alta; Laranja = Média; Vermelho = Baixa.	63
Figura 18. Importância das áreas de hábitat (<i>dPC</i>) na paisagem (10) no entorno (50 Km) de sítios reprodutivos de harpia localizados na Amazônia (Pará), BR230. Machas de hábitat = classe 'Floresta'. <i>dPC</i> : Verde = Alta; Laranja = Média; Vermelho = Baixa.	64
Figura 19. Importância das áreas de hábitat (<i>dPC</i>) na paisagem (11) no entorno (50 Km) de sítios reprodutivos de harpia localizados na Amazônia (Pará), BR010, região do "Arco do Desflorestamento". Machas de hábitat = classe 'Floresta'. <i>dPC</i> : Verde = Alta; Laranja = Média; Vermelho = Baixa.	65
Figura 20. Importância das áreas de hábitat (<i>dPC</i>) na paisagem (12) no entorno (50 Km) de sítios reprodutivos de harpia localizados na Amazônia, (Amazonas), BR174. Machas de hábitat = classe 'Floresta'. <i>dPC</i> : Verde = Alta; Laranja = Média; Vermelho = Baixa.	66
Figura 21. Importância das áreas de hábitat (<i>dPC</i>) na paisagem (13) no entorno (50 Km) de sítios reprodutivos de harpia localizados na Amazônia (Amazonas), sem acesso por estrada. Machas de hábitat = classe 'Floresta'. <i>dPC</i> : Verde = Alta; Laranja = Média; Vermelho = Baixa.	67
Figura 22. Diversidade funcional (a) <i>FRic</i> , (b) <i>FEve</i> , (c) <i>FDiv</i> e (d) <i>FD</i> de presas consumidas em 27 ninhos de harpia em relação a proporção (raio de 2,5 Km) de hábitat (classe 'Floresta') no entorno destes ninhos em 2014. Eixo de localização do ninho: Vermelho = estrada; Verde = rio + assentamento; Azul = rio.	70
Figura S1. Perda de floresta no entorno de 117 ninhos de harpia. Diferenças estatísticas na escala de 2,5 Km ($F = 15,59$, $p < 0,01$), de 3,5 Km ($F = 14,74$, $p < 0,01$), de 5 Km ($F = 16,43$, $p < 0,01$) e de 10 Km ($F = 18,19$, $p < 0,01$).	95

Capítulo II.

- Figure 1. Subadult male locations (yellow dots) released 12 km from rescue site (Manaus municipality, Amazonas state) and tracked by satellite transmitters during Dez 2011 to Nov 2012, at Amazon forests. Polygons surrounding locations represent levels of KDE. Land use and land cover (TerraClass2012). 101
- Figure 2. Adult female locations (yellow dots) released at rescue site (Senador José Porfírio municipality, Pará state) tracked by satellite transmitters during Jul 2014 to Nov 2014, at Amazon forests. Polygons surrounding locations represent levels of KDE. Land use and land cover (TerraClass2014). 102
- Figure 3. Adult female locations (yellow dots) tracked by satellite transmitters at Belterra municipality (Pará State) during Ago 2014 to Feb 2015, and translocated by 60 km from rescue site. Polygons surrounding locations represent levels of KDE. Land use and land cover (TerraClass2014). 103
- Figure 4. Estimated area of home range (KDE) (km²) and the number of locations for three tracked Harpy Eagles: blue = subadult male translocate 10km from rescue site, red = adult female release at their breeding site (BS), dot red with dashed line = adult female translocate 60km from rescue site 104

Capítulo III.

- Figure 1. Tayra (*Eira barbara*) interacting with Harpy Eagle on its nest, imposing an aggressive behavior towards both adults. 120
- Figure 2. King Vulture (*Sarcoramphus papa*) eating a dead three-toed sloth (*Bradypus tridactylus*) brought by adult Harpy Eagle to a fledging. 120

Capítulo IV.

- Figure 1. The six Harpy Eagle nests (white star) on the left bank with surrounding matrix (darker gray color represent non forested areas) and the region of the future reservoirs (Xingu and Intermediate) of the Belo Monte Hydroelectric Complex on the low- and mid-Xingu River, eastern Brazilian Amazonia. RAPELD Module 1 in white rectangle (fauna surveys). 131

Figure 2. Comparison of the relative proportion available by species estimated as recorded by humans (n = 3337) and consumed (n = 86) by Harpy Eagles at Nest 1 on the mid-Xingu River, eastern Brazilian Amazonia. Species availability data (RAPELD Module 1 and all records during fauna rescue/flushing activities) from 2011-2014. **136**

Figure 3. Species accumulation curve of vertebrate species recorded through: a) prey remains species identification on six Harpy Eagle nests; b) diurnal surveys by RAPELD method (Module 1). Mean and standard deviation of species richness, balanced by the cumulative number of samples, estimated using the Jackknife method with replacement. **136**

Introdução Geral

O debate entre desenvolvimento sustentável e conservação de recursos em florestas Neotropicais envolve dados sobre desflorestamento, fragmentação florestal, preservação *sensu stricto*, áreas adequadas para salvaguardar a biodiversidade, além dos efeitos de áreas antropizadas sobre parâmetros demográficos e estrutura de populações silvestres (Redford 1992, Schwartzman *et al.* 2000, Laurance *et al.* 2009). Estas variáveis atuam, por exemplo, sobre os predadores de topo que são vulneráveis à fragmentação florestal por causa do seu tamanho, baixa densidade e requerimentos ecológicos, como depender de amplas áreas de floresta não perturbadas para reproduzir (Michalski & Peres 2005, IUCN 2016).

Espécies aparentemente especializadas podem apresentar níveis de flexibilidade comportamental que lhes permitem sobreviver e se reproduzir em habitats antropicamente perturbados e muitas vezes intensamente alterados (Wright *et al.* 1994). Esta persistência é favorecida porque os habitats, apesar de alterados, ainda fornecem recursos e condições para alimentação e reprodução (Hall 1997). Tal padrão tem sido registrado para algumas espécies de águias de grande porte, como a águia-careca (*Haliaeetus leucocephalus*) (Broley 1947) e a harpia (*Harpia harpyja*) (Alvarez & Ellis 1994, Piana 2007).

Alguns desses predadores são carismáticos e frequentemente figuram como elementos centrais no planejamento de conservação (Peres & Terborgh 1995). Neste contexto, como o habitat é espécie-específico, e os atributos bióticos e abióticos podem ser componentes do habitat de várias espécies, estudos com abordagem espécie-específica são importantes porque direcionam os esforços de conservação e também podem beneficiar a biodiversidade como um todo. Dessa forma, este estudo focou as análises na ave de rapina, denominada harpia, gavião-real, uiraçu (*Harpia harpyja*, Accipitridae), predador de grande porte (4,8 a 9 Kg) e considerada uma das mais fortes águias do mundo (Ferguson-Lees & Christie 2001), mas cuja sobrevivência depende de ações conjuntas de manejo e conservação. A remoção de indivíduos pela perseguição e caça e de seus habitats pelo desflorestamento e corte das árvores-ninho, têm sido relatadas como as principais pressões sobre as populações desta espécie (Álvarez-Cordero 1996, Vargas-González *et al.* 2006, Trinca *et al.* 2008, DeLuca 2012, Freitas *et al.* 2014, Sanaiotti

et al. 2015, Aguiar-Silva *et al.* 2016). O objetivo é relatar a vulnerabilidade e a persistência da harpia frente ao desflorestamento e a fragmentação florestal ao longo da sua área de distribuição nas florestas brasileiras, para entender se a dinâmica da paisagem interfere no uso e seleção de recursos pela harpia.

Seguindo as escalas espaciais de amostragem definidas por Johnson (1980), este estudo foi conduzido em ninhos de harpia, e o hábitat considerado como os recursos e as condições presentes na área que favoreceram a ocupação - incluindo sobrevivência e reprodução (Hall *et al.* 1997).

Nos últimos 90 anos, desde o primeiro registro publicado de nidificação de harpia em 1926 (Bond 1927) no Brasil, diversos estudos têm relatado sobre registros de ocorrência, recursos utilizados pela espécie e as ameaças sofridas, mas parece que a situação de conservação continua crítica ao longo de sua área de ocorrência. Entre 1995-1996, publicações de distribuição popular chamavam a atenção para a redução do hábitat das harpias, em 'Senhores de um reino em perigo' (*Lords of an Imperiled Realm*) (Rettig 1995) e em 'Rainha sem Reino' (Cerri 1996). Em 2016, além do desflorestamento, a caça e a perseguição (Trinca *et al.* 2008, Freitas *et al.* 2014, Sanaiotti *et al.* 2015) parecem continuar reduzindo as populações desta espécie.

Muitas são as definições e as crenças sobre a harpia, mas também são muitos os registros que as contradizem. Por exemplo, mesmo sendo considerada uma espécie rara, existem vários registros de visualização nas regiões de sua ocorrência, sejam ninhos (Belize [Rotenberg *et al.* 2012], Panamá [Álvarez-Cordero 1996, Aparicio 2001]), Venezuela [Álvarez-Cordero 1996], Argentina [Anfuso *et al.* 2008]), indivíduos voando, pousados, predando (Venezuela [Urbani *et al.* 2012]), (Costa Rica [Slud 1964], (Brasil [Lopes *et al.* 2009]), mortos por caça/perseguição (Trinca *et al.* 2008, Silva *et al.* 2013, Aguiar-Silva *et al.* 2014b, Freitas *et al.* 2014, Sanaiotti *et al.* 2015), ou ainda resultado de antigas coletas e depositados em Museus (México [Binford 1989, Colombia [Willis 1988], Brasil [Banhos *et al.* 2016]). Na Floresta Atlântica registros fotográficos (WikiAves 2008) e de avistamentos em remanescentes florestais na Bahia: montanhas Serra das Lontras-Javi (Silveira *et al.* 2005), complexo de reservas da Serra Bonita (Sánchez-Lalinde *et al.* 2011) e Reserva Biológica de Una (Suscke *et al.* 2016); e no Espírito Santo, na Reserva

Biológica Augusto Ruschi (Novaes *et al.* 2010) e Reserva Natural Vale (Aguiar-Silva *et al.* 2012) também indicariam a persistência da espécie mesmo em paisagens fragmentadas. Estes registros têm se concentrado em áreas de manejo florestal, de assentamentos humanos, em sítios de pesquisa em unidades de conservação e áreas alvo de projetos hidrelétricos (Alvarez & Ellis 1994, Álvarez-Cordero 1996, Vargas-González & Vargas 2011, Aguiar-Silva *et al.* 2011, 2014, 2015, Sanaiotti *et al.* 2015). Nesta direção, a configuração da paisagem no entorno dos ninhos de harpia nas florestas brasileiras apresenta diferentes históricos de fragmentação, de fatores de conversão de floresta e de uso e cobertura da terra. Harpia é espécie de longa vida (em cativeiro vive mais de 40 anos - Álvarez-Cordero & Küng 1998) e nidifica na mesma árvore por décadas (Rettig 1978, 1995, Álvarez-Cordero 1996), comportamento que permite relacionar a sua permanência e o uso e a seleção de recursos frente às alterações no entorno dos seus ninhos, para tentar evidenciar a sua capacidade de resistir e persistir em hábitat alterado. Mas qual seria o limite mínimo de hábitat disponível na paisagem que a espécie suportaria? (Capítulo I). Espera-se com os resultados deste Capítulo, identificar as regiões particularmente vulneráveis para destacar as áreas prioritárias para ações de conservação da harpia.

A harpia que ocorre desde o sudoeste do México até o nordeste da Argentina (Sick 1997, Ferguson-Lees & Christie 2001), está listada no Apêndice I da Convenção sobre o Comércio Internacional de Espécies da Fauna e Flora Silvestes Ameaçadas de Extinção (CITES 2016). Historicamente sofreu uma redução de suas populações principalmente nas extremidades da sua ocorrência geográfica: na América Central, criticamente ameaçada (*Critically Endangered*) no Panamá (Vargas-González & Vargas 2011) e em Belize (Meerman & Clabaugh 2012); extinta em El Salvador (Vargas-González & Vargas 2011); e na América do Sul, ameaçada (*Threatened*) na Bolívia (Olivo 2001), Argentina (Chebez *et al.* 2011), e Paraguai (Brooks 1998); vulnerável no Equador (Granizo *et al.* 2002), Venezuela (Rodríguez & Rojas-Suárez 2008), e no Brasil até 2013 como Quase Ameaçada (*Near Threatened*) (Machado *et al.* 2008), após estimativas de extinção foi reclassificada como vulnerável (*Vulnerable*) (critérios A4 cd) (Brasil 2014).

A derrubada da árvore-ninho (Álvarez-Cordero 1996), a remoção de indivíduos para usos comerciais (Anfuso *et al.* 2008, Muñoz-López 2008) e culturais

(Galvão 1953), ou a perseguição e a caça são as ameaças sofridas pela harpia (Álvarez-Cordero 1996, Muñoz-López 2007, Trinca *et al.* 2008, Silva *et al.* 2013, Freitas *et al.* 2014, Sanaiotti *et al.* 2015, Aguiar-Silva *et al.* 2014b, 2016). Muitos dos casos de perseguição são principalmente por causa da crença de que a harpia é perigo para as pessoas e principalmente para os animais domésticos (Valdez 2002). Entretanto, não existem registros documentados com ataques de harpia sobre pessoas, ainda que existam relatos anedóticos ao longo de sua área de ocorrência. Deve-se considerar que muitos dos relatos podem ser confusos em relação à espécie de ave. No caso de predação sobre animais domésticos, análises com vestígios de presas coletadas em ninhos de harpia localizados em paisagens com diferentes usos e coberturas da terra no Cerrado e Amazônia, poderão esclarecer o padrão de consumo de espécies silvestres e domésticas na dieta da harpia (Aguiar-Silva *et al. in prep.*).

No caso da Floresta Atlântica brasileira, a centenária substituição das florestas para usos antropogênicos e onde são comuns espécimes em museus coletados no início do Século XX (Belton 1978, Banhos *et al.* 2016), resultou que hoje nas listas estaduais esteja em perigo (*Endangered*) (Alves *et al.* 2000), criticamente ameaçada (IGNIS 2008, Mikich & Bérnils 2004, Simon *et al.* 2007, Silveira *et al.* 2009), e até recentemente no extremo sul, como provavelmente extinta na natureza (Rio Grande do Sul) (Bencke *et al.* 2003). Nesta região, todavia, registros fotográficos de um adulto sugeriram a revisão desta classificação (Meller & Guadagnin 2016), principalmente porque na área contígua de floresta com a Argentina, entre 2004 e 2005 existiam ninhos ocupados com filhote em desenvolvimento (Anfuso *et al.* 2008).

No passado, o acesso aos ninhos era dificultado e possível somente pelos rios, mas trilhas e estradas para extração de madeira, por exemplo, aproximaram o homem da harpia (Álvarez-Cordero & Küng 1998). No nordeste da Amazônia brasileira (Área de Endemismo Belém, Pará), existem evidências de extinção local de muitas espécies de aves, incluindo a harpia (Moura *et al.* 2014). O primeiro ninho de harpia relatado na literatura em 1926 (Bond 1927) foi nesta região, às margens do rio Inhangapi, cerca de 70 Km de Belém, atualmente região metropolitana de Belém, cuja floresta foi removida e o ninho extinto.

Surpreendentemente, ainda que em todas as regiões de ocorrência da harpia, os registros indiquem a forte pressão, as ameaças sobre suas populações vulneráveis e a espécie esteja nas categorias mais preocupantes de conservação, no contexto global continua classificada como Quase Ameaçada (*Near Threatened*) de extinção, indicada com tendência de declínio populacional (IUCN 2016).

Na tentativa de entender a genética para a conservação da harpia, estudos descreveram as características cromossômicas (Oliveira *et al.* 2005) e a partir de material não invasivo, desenvolveram microsátélites para análises genéticas da harpia nas regiões de sua ocorrência (Lerner 2007, Banhos *et al.* 2008, Banhos 2009, Lerner *et al.* 2009, Coser *et al.* 2014, Banhos *et al.* 2016). A contribuição para a conservação da diversidade genética da harpia a partir de trabalhos com reprodução em cativeiro, ainda que iniciado há muitos anos em Belize e Panamá (Watson *et al.* 2016), e mais recentemente no Brasil (Azeredo 2002, Oliveira *et al.* 2014), incluindo raros nascimentos em zoológicos, tem obtido sucesso nos nascimentos. No entanto, as reintroduções tiveram reduzido sucesso onde ocorreram em Belize e no Panamá (Watson *et al.* 2016), até agora não demonstrando ser uma estratégia viável de restauração das populações de harpia. As informações de ambas as fontes de dados genéticos devem ser integradas e analisadas conjuntamente com dados de estudos comportamentais, uso e disponibilidade (capacidade de carga) de recursos, e principalmente remoção das ameaças, para efetiva restauração das populações com as solturas de indivíduos que estão nascendo em cativeiro e potencialmente serão reintroduzidos na natureza.

Ainda sobre definições que precisam ser reformuladas principalmente para rever as ações de manejo e conservação dos habitats da harpia, considerada uma espécie indicadora de habitats intactos (Albuquerque 1995), seus ninhos vêm sendo frequentemente localizados pela facilitação das vias de acesso as florestas por estradas e rios, que também são vetores de desflorestamento (Laurance *et al.* 2009). A conversão das florestas para monocultivos e pecuária, tem inevitavelmente conduzido à redução e perda de habitat e à fragmentação, alterando padrões espaciais da paisagem com consequências, por exemplo, nos processos de dispersão da fauna e flora (Fahrig 2003). Então, por que saber sobre a área de uso da harpia nos ajudaria a entender as consequências da fragmentação florestal?

Os estudos que calcularam área de uso de harpia com técnicas de radiotelemetria com indivíduos silvestres (Matola 2006, Mantovani *et al.* 2010, Muñiz-López *et al.* 2012, Rotenberg *et al.* 2012, Aguiar-Silva & Sanaiotti 2013) e nascidos em cativeiro e reintroduzidos na natureza (Campbell-Thompson 2011, Campbell-Thompson *et al.* 2012) quantificaram a distância percorrida, o tamanho da área utilizada e a interferência da idade sobre estes parâmetros. A maneira como um animal usa os recursos em um hábitat (Hall *et al.* 1997) podem determinar o padrão de deslocamento na paisagem. No Capítulo II, por meio de equipamentos para monitoramento remoto, como os radiotransmissores via satélite, foi possível quantificar a área de uso de três harpias em diferentes situações de ameaça e conservação na Amazônia, sugerindo padrões comportamentais de fidelidade aos locais de origem e de vulnerabilidade durante o deslocamento em paisagens fragmentadas. Informações necessárias para entender os requerimentos de hábitat.

Estudos prévios foram conduzidos na Venezuela para analisar os requerimentos de hábitat da harpia (Álvarez-Cordero & Küng 1998) e outros analisaram a arquitetura de árvores emergentes e árvores-ninho no Peru (Giudice 2006) e no Brasil (Luz 2004), inclusive identificando que das 19 espécies de árvores colonizadas por harpia 75% são comercialmente exploradas e apenas a castanheira-do-Brasil (*Bertholletia excelsa*) está imune ao corte por estar ameaçada de extinção (Luz *et al.* 2010). Os resultados demonstraram que o número de ramificações principais, os ângulos entre os galhos das forquilhas que sustentam o ninho e altura do dossel do entorno determinariam a seleção da árvore para nidificação. Sobre as características da vegetação no entorno de ninhos, um estudo no Panamá concluiu que o número de famílias de árvores e a altura média das árvores, dentre sete variáveis de vegetação analisadas, poderiam exercer influência na seleção de sítios de nidificação por harpia (Vargas-González *et al.* 2014). No entanto são indícios que ainda devem ser investigados com maior número de ninho ao longo de toda a ocorrência da espécie, incluindo os fatores que vão determinar o abandono de determinado sítio de nidificação.

Os componentes do hábitat e as interações onde estão localizados os ninhos são importantes fatores para a permanência e a resistência às pressões antes de abandonar uma árvore-ninho. Por exemplo, interações mutualísticas de abelhas sem

ferrão realizando limpeza das narinas de indivíduos de harpia foram identificadas em cativeiro (Antonini *et al.* 2004, Lobato *et al.* 2007) e também interagindo com os indivíduos silvestres (Antonini *com. pess.*). No caso, de interações agonísticas, são raros os relatos publicados de parasitas em harpia, onde somente recentemente no leste da Amazônia, um estudo identificou os hemoparasitas, microlarvas de filarídeos e algumas formas tripomastigotas de tripanossomatídeo, em uma harpia vítima de disparo (Carmo *et al.* 2015). Fato que revela a falta de disponibilidade de informações que limitam o efetivo manejo em cativeiro de espécimens resgatadas com potencial de retorno à natureza. No que se refere à interações em ninhos, armadilhas-fotográficas instaladas nas árvores com ninhos de harpia, revelou que outras espécies, incluindo algumas descritas como presas da harpia, também podem se arriscar ao subir no ninho deste predador, seja para consumir vestígios de presas ou invertebrados dentro do ninho (Capítulo III Aguiar-Silva *et al. in press.*). Além disso, com a derrubada das árvores com filhote no ninho, e a captura de filhotes sem levar a madeira cortada (Aguiar-Silva *et al.* 2011), será que os riscos de predação da harpia nos ninhos aumentam com o avanço do desflorestamento?

Com baixa densidade populacional, comportamento críptico, e nidificando em lugares inacessíveis e remotos, é um desafio estudar os grandes predadores em seu ambiente natural (Newton 1979, Terborgh & Estes 2010). No caso das aves de rapina, um grande número de espécies constrói seus ninhos em lugares de difícil acesso, de modo a manter predadores distantes do ninho, e para as espécies de grande porte, os ninhos podem ter grandes dimensões e ser localizados em árvores emergentes (Newton 1979). Esses comportamentos impõem limites para a coleta de dados e observações comportamentais. No Capítulo III, utilizando armadilhas-fotográficas instaladas em nove árvores com ninhos de harpia, descrevemos interações ecológicas interespecíficas das harpias com espécies, inclusive predadoras de ninhos, que estão utilizando ocasionalmente os ninhos desta grande águia. Esta técnica de monitoramento e detecção de espécies raras e crípticas permitiu o registro de uma predação de harpia sobre macaco-prego (*Sapajus cay*) no ninho, enquanto este estava buscando recursos na árvore-ninho da harpia (Aguiar-Silva *et al. in press.*). Os resultados indicaram que a técnica quando utilizada de forma ética, é eficiente e não interfere no comportamento da espécie.

Estudos sobre comportamento reprodutivo no ninho iniciaram há 52 anos, mas foram pontuais e concentrados no norte da sua ocorrência: Panamá, Venezuela e Guiana Inglesa (Fowler & Cope 1964, Rettig 1978, Álvarez-Cordero 1996). Estes estudos descreveram o longo ciclo reprodutivo no qual são necessários 56-58 dias de incubação, mais 160-180 dias para iniciar a voar no entorno do ninho, e um pouco mais de dois anos em média de dependência do entorno do ninho antes de dispersar (Álvarez-Cordero 1996). Este longo período de utilização e de reutilização do ninho em subseqüentes reproduções, favorece a acumulação de restos de presas no ninho de harpia (Magill 1998) e a identificação das espécies consumidas por este predador do dossel florestal (Fowler & Cope 1964, Chebez *et al.* 1990, Álvarez-Cordero 1996, Galetti & Carvalho Jr. 2000, Aparicio 2001, Sanaiotti *et al.* 2001, Matola 2006, Ford & Boinski 2007, Piana 2007, Silva 2007, Muñoz-López *et al.* 2007, Seymour *et al.* 2010, Rotenberg *et al.* 2012, Aguiar-Silva *et al.* 2014a, 2015).

Na região Amazônica, a dieta da harpia está bastante descrita e até 2016 as identificações relataram uma diversidade de 73 espécies entre mamíferos, aves e répteis (Galetti & Carvalho Jr. 2000, Sanaiotti *et al.* 2001, Aguiar-Silva *et al.* 2014a, 2015, *in prep.*). No entanto, para as outras regiões da sua ocorrência onde são mais raros os registros de nidificação publicados (Floresta Atlântica (Aguiar-Silva *et al.* 2012), Cerrado (Pereira & Salzo 2006, Aguiar-Silva *et al. in prep.*) e Pantanal (Ubaid *et al.* 2015)), ainda são necessários mais estudos sobre esta interação. Na Amazônia e Cerrado, alguns ninhos vêm sendo monitorados com o uso de armadilhas-fotográficas (*camera trapping*) (Aguiar-Silva *et al. in press*) (Capítulo III), um método para monitoramento de mamíferos terrestres de difícil detecção que iniciou na década de 20 no Panamá e atualmente utilizada em todo o mundo (Sanderson & Trolle 2005, Ahumada *et al.* 2011), e que têm se revelado como técnica efetiva para estudos em ninhos de aves de rapina, desde as primeiras tentativas na década de 70 (Enderson *et al.* 1972, Dykstra *et al.* 2002, López-López & Urios 2010, Aguiar-Silva *et al. in press*).

Registros oportunistas de predação (Peres 1990, Sherman 1991, Ferrari & Port-Carvalho 2003, Martins *et al.* 2005, Benchimol & Venticinque 2010, Barnett *et al.* 2011, Springer *et al.* 2011, Aguiar-Silva *et al.* 2012, Urbani *et al.* 2012) também permitiram identificar além da espécie de presa, o comportamento da harpia nesta

interação. Ainda que raros, existem até registros de tentativas de predação sem sucesso para indivíduos silvestres (Eason 1989), e um estudo com um casal de harpias subadultas nascidas em cativeiro e reintroduzidas no Panamá, registraram que o sucesso de captura é de 48,6% (Touchton *et al.* 2002), quantificando o quanto do comportamento das presas interfere também no uso de recursos por este predador.

As presas, componentes dos habitats, podem ser utilizadas como resultado de um processo de tomada de decisão, inato ou aprendido (Hall *et al.* 1997), que pode ser inferido a partir de indicadores como uso relativo à disponibilidade. A relação entre a disponibilidade de presas e o consumo por harpia foi analisada por Galetti & Carvalho Jr. (2000) para um ninho no Pará, mas a dificuldade em amostrar as espécies de preguiças, principal item registrado na dieta do ninho, indicou que o método de levantamento em transectos lineares não permite quantificar a disponibilidade para mamíferos arborícolas predados por harpia. Recentemente, Aguiar-Silva e colaboradores (2015), utilizando dados de levantamentos e de resgate/afugentamento de fauna prévio a instalação de empreendimento hidrelétrico favoreceu uma maior representação da abundância de preguiças na região estudada (Capítulo IV).

Todos estes trabalhos sobre a harpia na sua área de ocorrência foram importantes ao trazerem diversidade de informações, que precisam ser sintetizadas e analisadas de forma mais objetiva direcionando à conservação da espécie. Muitos trabalhos recomendaram a proteção dos ninhos e entorno, mas que até hoje no Brasil não foi realizado na prática. Alguns dos assuntos foram bastante estudados, como por exemplo, dieta, mas ainda existem lacunas de conhecimento sobre a harpia. Com esta tese, pretendo apresentar resultados em diferentes escalas de observação (desde a paisagem em 50 Km no entorno dos ninhos até o foco dentro do ninho) para demonstrar a crítica situação de vulnerabilidade desta espécie frente ao avanço da fragmentação florestal e redução de habitat, e as regiões no Brasil para as quais é emergente direcionar as ações para efetiva conservação da harpia.

Esta tese está estruturada em capítulos e os capítulos publicados foram apresentados nas normas de formatação dos periódicos.

Referências

- Aguiar-Silva, F.H., Jaudoin, O., Sanaiotti, T.M., Seixas, G.H.G., Duleba, S., Martins, F.D. Camera trapping at active Harpy Eagle nests: interspecies interactions under predation risk. *Journal of Raptor Research* 57(1): *in press*.
- Aguiar-Silva, F.H., Martins, F.D., Sanaiotti, T.M., Costa-Filho, J.A., Pimenta, F.P., Ferreira, R.M., Alves, A.G. 2016. Reprodução de gavião-real no mosaico de Unidades de Conservação de Carajás e as ameaças aos sítios reprodutivos fora de áreas protegidas. In: Anais do I Seminário de Pesquisa Científica da Floresta Nacional de Carajás, Parauapebas, Pará.
- Aguiar-Silva, F.H., Junqueira, T.G., Sanaiotti, T.M., Guimarães, V.Y., Mathias, P.V.C., Mendonça, C.V. 2015. Resource availability and diet in Harpy Eagle breeding territories on the Xingu River, Brazilian Amazon. *Brazilian Journal of Biology* 75(3):181-189.
- Aguiar-Silva, F.H., Sanaiotti, T.M., Luz, B.B. 2014a. Food habits of the Harpy Eagle, a top predator from the Amazonian rainforest canopy. *Journal of Raptor Research* 48(1):24-35.
- Aguiar-Silva, F.H., Luz, B.B., Sanaiotti, T.M., Jaudoin, O., Matos, S.P. 2014b. Ameaça e conservação das aves de rapina de grande porte na Floresta Nacional do Tapajós e entorno. In: Anais do II Seminário de Pesquisa Científica da Floresta Nacional do Tapajós, Santarém, Pará. p. 22-32.
- Aguiar-Silva, F.H., Sanaiotti, T.M. 2013. Mapping the home range of Harpy Eagles in the Brazilian Amazon Basin. *ARGOS Forum* 76:4-5.
- Aguiar-Silva, F.H., Sanaiotti, T.M., Srbek-Araujo, A.C., Jaudoin, O., Siqueira, G., Santos, B. 2012. Harpy Eagle sightings, traces and nesting records at the “Reserva Natural Vale,” a Brazilian Atlantic Forest remnant in Espírito Santo, Brazil. *Revista Brasileira de Ornitologia* 20:148-155.
- Aguiar-Silva, F.H., Luz, B.B., Sanaiotti, T.M., Jaudoin, O., Cabral, L.D. 2011. Monitoramento da reprodução de gavião-real (*Harpia harpyja*) na Floresta Nacional do Tapajós PA. In: Anais do I Seminário de Pesquisas Científicas da Floresta Nacional do Tapajós, Santarém, Pará.
- Ahumada, J.A., Silva, C.E.F., Gajapersad, K., Hallam, C., Hurtado, J., Martin, E., McWilliam, A., Mugerwa, B., O'Brien, T., Rovero, F., Sheil, D., Spironello, W.R., Winarni, N., Andelman, S.J. 2011. Community structure and diversity of tropical forest mammals: data from a global camera trap network. *Philosophical Transactions of the Royal Society B* 366:2703-2711.
- Albuquerque, J.L. 1995. Observations of rare raptors in southern Atlantic rainforest of Brazil. *Journal of Field Ornithology* 66:363-369.
- Alvarez, E., Ellis, D.H. 1994. Harpy Eagle (*Harpia harpyja*) nesting in manipulated forests. *Journal of Raptor Research* 28:51.
- Álvarez-Cordero, E. 1996. Biology and conservation of the Harpy Eagle in Venezuela and Panamá. Ph.D. Thesis. University of Florida, Gainesville, U.S.A. 212p.

- Álvarez-Cordero, E., Küng, P.E. 1998. Al rescate del águila. Poniendo a la Harpía en el mapa de Venezuela. *GeoConvergencia* 1(2):7-19.
- Alves, M.A.S., Pacheco, J.F., Gonzaga, L.A.P., Cavalcanti, R.B., Raposo, M.A., Yamashita, C., Maciel, N.C., Castanheira, M. 2000. Aves. pp.113-124 In: H.G. Bergallo, C.F.D. Rocha, M.A.S. Alves, M. Van Sluys (Eds.), A fauna ameaçada de extinção do Estado do Rio de Janeiro. Editora da Universidade Estadual do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, Brasil.
- Anfuso, J., Suarez, M.V.G., Chebez, J.C. 2008. Nuevo registro de nidificación de la Harpia (*Harpia harpyja*) en la provincia de misiones y consideraciones sobre su conservación. *Nótulas Faunísticas* 21:1-13.
- Antonini, Y., Lobato, D.N.C., Azeredo, R. 2004. Interação mutualística entre *Harpia harpyja* (Aves: Falconiformes) e abelhas sem ferrão (Insecta: Hymenoptera) em cativeiro, na região metropolitana de Belo Horizonte, MG. p.1. In: *Anais do XII Congresso Brasileiro de Ornitologia*. Blumenau, Santa Catarina.
- Aparicio, K. 2001. Águila Harpía y su Conservación en Panamá. Hecrodon Moreno, Stanley Ed., Panamá. *Puente Biologica Panamá STRI*, 233:169-174.
- Azeredo, R. 2002. Breeding and management of the Harpy Eagle in captivity. pp. 20–21 In: Salas, L. (Ed.), Program of Conference on Neotropical Raptorial Birds and Symposium on the Harpy Eagle. Fondo Peregrino-Panamá, Panamá City, Panamá and The Peregrine Fund, Boise, ID U.S.A.
- Banhos, A., Hrbek, T., Sanaiotti, T.M., Farias, I.P. 2016. Reduction of genetic diversity of the Harpy Eagle in Brazilian tropical forests. *PLoS ONE* 11(2):e0148902.
- Banhos, A. 2009. Genética, distribuição e conservação do gavião-real (*Harpia harpyja*) no Brasil. PhD. Thesis. INPA/UFAM, Manaus, AM. 163p.
- Banhos, A., Hrbek, T., Gravena, W., Sanaiotti, T., Farias, I.P. 2008. Genomic resources for the conservation and management of the Harpy Eagle (*Harpia harpyja*, Falconiformes, Accipitridae). *Genetics and Molecular Biology* 31(1):146-154.
- Barnett, A.A., Schiel, V., Deveny, A., Valsko, J., Spironello, W.R., Ross, C. 2011. Predation on *Cacajao ouakary* and *Cebus albifrons* (Primates: Platyrrhini) by Harpy Eagles. *Mammalia* 75:169-172.
- Belton, W. 1978. Supplementary list of new birds for Rio Grande do Sul, Brazil. *Auk* 95(2):413-415.
- Benchimol, M., Venticinque, E.M. 2010. Harpy Eagle (*Harpia harpyja*) predation on an infant brown capuchin monkey (*Cebus apella*) in the Brazilian Amazon. *Revista Brasileira de Ornitologia* 18:352-354.
- Bencke, G.A., Fontana, C.S., Dias, R.A., Maurício, G.N., Mähler Jr., J.K. 2003. Aves. p.189-479 In: Fontana, C.S., Bencke, G.A., Reis, R.E. (Eds.). Livro Vermelho da Fauna Ameaçada de Extinção no Rio Grande do Sul. Edipucrs, Porto Alegre.
- Binford, L.C. 1989. A distributional survey of birds of the Mexican State of Oaxaca. *Ornithological Monographs* 43:1-418.
- Bond, J. 1927. Nesting of the Harpy Eagle (*Thrasaetus harpyia*). *Auk* 44: 562-563.

- Brasil. Ministério do Meio Ambiente – MMA, Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade – ICMBio. 2014. Lista Nacional das Espécies da Fauna Brasileira Ameaçadas de Extinção. Portaria Nº 444, 17 de dezembro de 2014. Brasília: MMA/ICMBio.
- Broley, C.L. 1947. Migration and nesting of Florida Bald Eagles. *The Wilson Bulletin* 59(1):1-20.
- Brooks, T.M. 1998. A record of a Harpy Eagle from eastern Paraguay. *Journal of Raptor Research* 32:318-321.
- Campbell-Thompson, E., Vargas, F.H., Watson, R.T. 2012. Effect of sex and age at release on the independence of hacked Harpy Eagles. *Journal of Raptor Research* 46(2):158-167.
- Campbell-Thompson, E.R. 2011. Reintrodução e ecologia do gavião-real (*Harpia harpyja*) na América Central. Dissertação Mestrado. Universidade Federal do Mato Grosso do Sul. Campo Grande, MS. 107p.
- Carmo, I.T.P., Reis, J.L., Viana, E.B., Costa, V.S.P., Carolino, L.M. 2015. Relato de coinfeção por hemoparasitos em sangue de harpia (*Harpia harpyja*) em Araguaína-Tocantins. p.2178-2183. In: 42º Congresso Brasileiro de Medicina Veterinária, Curitiba, Paraná.
- Cerri, C. 1996. Senhora dos Ares. *Globo Rural* 129:38-45.
- Chebez, J.C., Gasparri, B., Cier, M.H., Nigro, N.A., Rodríguez, L. 2011. Estado de conservación de los tetrápodos de la Argentina. pp.1-24 In: G. Porini, D. Ramadori (Eds.). Manejo de fauna silvestre en Argentina: conservación de especies amenazadas. Fundación de Historia Natural “Félix de Azara.” Buenos Aires, Argentina.
- Chebez, J.C., Croome, M.S., Serret, A., Taborda, A. 1990. La nidificación de la Harpia (*Harpia harpyja*) em Argentina. *El Hornero* 13(2):155-158.
- Convention on International Trade in Endangered Species of Wild Fauna and Flora – CITES. 2016. Appendices I, II and III. Disponível em: <http://www.cites.org/eng/app/index.shtml>. Acesso em 15 de junho de 2016.
- Coser, R., Martínez, J., Nunes, M., Assunção, E., Astolfi-Filho, S., Banhos, A., Sanaiotti, T.M., Hrbek, T., Farias, I.P. 2014. Development of microsatellite markers for the near threatened eagles *Harpia harpyja* and *Morphnus guianensis* using next-generation sequencing. *Conservation Genetics Resources* 4(6):999-1001.
- DeLuca, J.J. 2012. Birds of conservation concern in eastern Acre, Brazil: distributional records, occupancy estimates, human-caused mortality, and opportunities for ecotourism. *Tropical Conservation Science* 5(3):301-319.
- Dykstra, C.R., Meyer, M.W., Warnke, D.K. 2002. Bald Eagle reproductive performance following video camera placement. *Journal of Raptor Research* 36:136-139.
- Eason, P. 1989. Harpy Eagle attempts predation on adult howler monkey. *Condor* 91:469-470.

- Enderson, J.H., Temple, S.A., Swartz, L.G. 1972. Time-lapse photographic records of nesting Peregrine Falcons. *Living Bird* 11:113-128.
- Fahrig, L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Reviews of Ecology, Evolution and Systematics* 34:487-515.
- Ferguson-Lees, J., Christie, D.A. 2001. Raptors of the world. Princeton University Press, Princeton, NJ U.S.A.
- Ferrari, S.F., Port-Carvalho, M. 2003. Predation of an infant collared peccary by a Harpy Eagle in eastern Amazonia. *Wilson Bulletin* 115:103-104.
- Ford, S.M., Boinski, S. 2007. Primate predation by Harpy Eagles in the Central Suriname Nature Reserve. *American Journal of Physical Anthropol. Suppl.* 44:109.
- Fowler, J.M., Cope, J.B. 1964. Notes on the Harpy Eagle in British Guiana. *The Auk: Ornithological Advances* 81(3):257-273.
- Freitas, M.A., Lima, D.M., Gomes, F.B.R. 2014. Registro de abate de gaviões-reais *Harpia harpyja* (Accipitridae) para consumo humano no Maranhão, Brasil. *Atualidades Ornitológicas* 178:12-15.
- Galetti, M., Carvalho Jr., O. 2000. Sloths in the diet of a Harpy Eagle nestling in eastern Amazon. *Wilson Bulletin* 112:535-536.
- Galvão, E. 1953. Cultura e sistema de parentesco das tribos do alto rio Xingu. *Boletim do Museu Nacional* 14:1-56.
- Giudice, R. 2006. Tree architecture as a determinant factor in the nest tree selection of Harpy Eagles (*Harpia harpyja*). In: II Congresso de Rapaces Neotropicales, Iguazú, Argentina. p. 4.
- Granizo, T., Pacheco, C., Ribadeneira, M.B., Guerrero, M. & Suárez, L. 2002. Libro rojo de las aves de Ecuador. SIMBIOE Conservación Internacional-Ecociencia-Ministerio del Ambiente-UICN, Quito.
- Hall, L.S., Krausman, P.R., Morrison, M.L. 1997. The habitat concept and a plea for standard terminology. *Wildlife Society Bulletin* 25(1):173-182.
- IGNIS. 2008. Lista das espécies da fauna ameaçada de extinção em Santa Catarina. <http://www.ignis.org.br/lista>
- IUCN – International Union for Conservation of Nature. 2016. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2016.1. www.iucnredlist.org Acesso 20 Ago 2016.
- Johnson, D. 1980. The comparison of usage and availability measurements for evaluating resource preference. *Ecology* 61:65-71.
- Laurance, W.F., Goosem, M., Laurance, S.G.W. 2009. Impacts of roads and linear clearings on tropical forests. *Trends in Ecology & Evolution* 24:659-669.
- Lerner, H.R.L., Johnson, J.A., Lindsay, A.R., Kiff, L.F., Mindell, D.P. 2009. It's not too late for the harpy eagle (*Harpia harpyja*): High levels of genetic diversity and differentiation can fuel conservation programs. *PLoS ONE* 4(10):e7336.
- Lerner, H.R.L. 2007. Molecular phylogenetics of diurnal birds of prey in the avian Accipitridae family. PhD. Thesis. University of Michigan, USA. 133p.
- Lobato, D.N.C., Antonini, Y., Martins, R.P., Azeredo, R. 2007. Visita de abelhas a narinas de aves de rapina (Accipitridae e Strigidae): mutualismo facultativo? p.1-2. In: Anais do VIII Congresso de Ecologia do Brasil, Caxambu, Minas Gerais.

- Lopes, L.E., Pinho, J.B., Bernardon, B., Oliveira, F.F., Bernardon, G., Ferreira, L.P., Vasconcelos, M.F., Maldonado-Coelho, M., Nóbrega, P.F.A., Rubio, T.C. 2009. Aves da Chapada dos Guimarães, Mato Grosso, Brasil: uma síntese histórica do conhecimento. *Papéis Avulsos de Zoologia* 49(2):9-47.
- López-López, P., Urios, V. 2010. Use of digital trail cameras to study Bonelli's eagle diet during the nestling period. *Italian Journal of Zoology* 77(3):289-295.
- Luz, B.B., Aguiar-Silva, F.H., Sanaiotti, T.M. 2010. Espécies arbóreas alvo de exploração madeireira colonizadas por espécie da fauna quase ameaçada de extinção. In: Anais do 61º Congresso Nacional de Botânica. Manaus: INPA.
- Luz, B.B. 2004. Arquitetura de árvores emergentes selecionadas para nidificação por Gavião-real (*Harpia harpyja*), no centro e leste da Amazônia Brasileira. MSc. Thesis. Manaus: INPA/UFAM. 80p.
- Machado, A.B.M., Martins, C.S., Drummond, G.M. 2005. *Lista da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção. Incluindo as Listas das Espécies Quase Ameaçadas e Deficientes em Dados*. Belo Horizonte: Fundação Biodiversitas, 160p.
- Magill, R. 1998. Where Eagles dare. *Wildlife Conservation* 101(1):42-47.
- Mantovani, J.E., Sanaiotti, T., Souza, A., Aguiar-Silva, F.H., Filho, E.C., Lisboa, J. S., Carvalho, G., Canuto, M., Silva, H., Barreiros, M.H.M. 2010. Deslocamentos e área de vida do gavião-real (*Harpia harpyja*) obtidos através de rastreamento via satélite no Brasil. In: Anais do XXVIII Congresso Brasileiro de Zoologia. p.1649.
- Martins, S.S., Lima, E.M., Silva Jr., J.J.S. 2005. Predation of a Bearded Saki (*Chiropotes utahicki*) by a Harpy Eagle (*Harpia harpyja*). *Neotropical Primates* 13:7-10.
- Matola, S. 2006. The Harpy Eagle restored to former Central American range. *Oryx* 40:13.
- Meerman, J.C., Clabaugh, J. 2012. Biodiversity and Environmental Resource Data System (BERDS) of Belize. <http://www.biodiversity.bz>. Acesso em 15 dez. 2012.
- Meller, D.A., Guadagnin, D.L. 2016. Rediscovery of the Harpy Eagle *Harpia harpyja* (Accipitriformes: Accipitridae) for Rio Grande do Sul state, Brazil. *Revista Brasileira de Ornitologia* 24(1):53-57.
- Michalski, F., Peres, C.A. 2005. Anthropogenic determinants of primate and carnivore local extinctions in a fragmented forest landscape of southern Amazonia. *Biological Conservation* 124:383-396.
- Mikich, S.B., Bérnils, R.S. 2004. Livro vermelho da fauna Ameaçada no Estado do Paraná. Acesso em 20 Fevereiro 2013.
- Moura, N.G., Lees, A.C., Aleixo, A., Barlow, J., Dantas, S.M., Ferreira, J., Lima, M.F.C., Gardner, T.A. 2014. Two hundred years of local avian extinctions in Eastern Amazonia. *Conservation Biology* 28(5):1271-1281.
- Muñiz-López, R., Limiñana, R., Cortés, G.D., Urios, V. 2012. Movements of Harpy Eagles *Harpia harpyja* during their first two years after hatching. *Bird Study* 59:509-514.
- Muñiz-López, R. 2008. Revisión de la situación del Águila Harpía *Harpia harpyja* en Ecuador. *Cotinga* 29:42-47.

- Muñiz-López, R. 2007. Ecología, biología y hábitat del Águila Harpía (*Harpia harpyja*). In: Tufiño, P. (Ed.) Cunsi Pindo. Conservación del Águila Harpía en Ecuador. Quito: SIMBIOE.
- Muñiz-López, R., Criollo, O., Mendúa, A. 2007. Results of five years of the "Harpy Eagle (*Harpia harpyja*) Research Program" in the Ecuadorian tropical forest. Pages 23–32 In: K.L. Bildstein, D.R. Barber, A. Zimmerman (Eds.), Neotropical Raptors. Hawk Mountain Sanctuary, Orwigsburg, PA U.S.A.
- Newton, I. 1979. Population ecology of raptors. T. & A.D. Poyser, Berkhamsted, U.K.
- Novaes, T.D., Flores, F.M., Silva, J.N., Alves, E.C.M., Passamani, J.A., Vieira, L.A., Novaes, I.P.S. 2010. Registros recentes de *Harpia harpyja* e espécies de *Spizaetus* (Falconiformes: Accipitridae) na Reserva Biológica Augusto Ruschi, Santa Teresa, Espírito Santo, Brasil. *Boletim do Museu de Biologia Mello Leitão* 28:143-166.
- Oliveira, M.J., Nascimento, I.A., Ribeiro, V.O., Cortes, L.A., Fernandes, R.D., Santos, L.C., Moraes, W., Cubas, Z.S. 2014. Haematological values for captive Harpy Eagle (*Harpia harpyja*). *Pesquisa Veterinária Brasileira* 34(8):805-809.
- Oliveira, E.H.C., Habermann, F.A., Lacerda, O., Sbalqueiro, I.J., Wienberg, J., Müller, S. 2005. Chromosome reshuffling in birds of prey: the karyotype of the world's largest eagle (Harpy eagle, *Harpia harpyja*) compared to that of the chicken (*Gallus gallus*). *Chromosoma* 114:338-343.
- Olivo, C. 2001. Conservation status and knowledge of raptor migration in Bolivia. *Newsletter of the World Working Group on Birds of Prey and Owls* 29/32:34-40.
- Pereira, A.M., Salzo, M.I. 2006. Primeiro registro da nidificação de *Harpia harpyja* (Falconiformes, Accipitridae) na Serra da Bodoquena (Mato Grosso do Sul, Brasil). *Revista Brasileira de Ornitologia* 14:157-160.
- Peres, C.A., Terborgh, J. 1995. Amazonian nature reserves: an analysis of the defensibility status of existing conservation units and design criteria for the future. *Conservation Biology* 9:34-46.
- Peres, C.A. 1990. A Harpy Eagle successfully captures an adult male Red Howler monkey. *Wilson Bulletin* 102:560-561.
- Piana, R.P. 2007. Anidamiento y dieta de *Harpia harpyja* Linnaeus en la comunidad nativa de Infierno, Madre de Dios, Perú. *Revista Peruiana Biologica* 14:135-138.
- Redford, K.H. 1992. The empty forest. *Bioscience* 42:412-422.
- Rettig, N. 1995. Remote world of the Harpy Eagle. *National Geographic* 187:40-49.
- Rettig, N. 1978. Breeding behavior of the Harpy Eagle (*Harpia harpyja*). *Auk* 95:257-273.
- Rodríguez, J.P., Rojas-Suárez, F. 2008. Libro Rojo de la Fauna Venezolana. Edición. Provita y Shell Venezuela, S.A., Caracas, Venezuela. 364 pp.
- Rotenberg, J.A., Marlin, J.A., Pop, L., Garcia, W. 2012. First record of a Harpy Eagle (*Harpia harpyja*) nest in Belize. *Wilson Journal of Ornithology* 124:292-297.
- Sánchez-Lalinde, C., Vélez-García, F., Cornélio, A.C., Silveira, L.F., Alvarez, M.R. 2011. Records of the Harpy Eagle (*Harpia harpyja*) in the Serra Bonita reserves

- complex, Camacan, Bahia, with evidence of breeding. *Revista Brasileira de Ornitologia* 19(3):436-438.
- Schwartzman, S., Moreira, A., Nepstad, D. 2000. Rethinking tropical forest conservation: perils in parks. *Conservation Biology* 14(5):1351-1357.
- Sanaiotti T.M., Junqueira T.G., Palhares V., Aguiar-Silva F.H., Henriques L.M.P., Oliveira G., Guimaraes, V.Y., Castro, V., Mota, D., Trombin, D.F., Villar, D., Lara, K.M., Fernandes, D., Castilho, L., Yosheno, E., Alencar, R.M., Cesca, L., Dantas, S.M., Laranjeiras, T.O., Mathias, P.C., Mendonça, C.V. 2015. Abundance of Harpy and Crested Eagles from a reservoir-impact area in the Low- and Mid-Xingu River. *Brazilian Journal of Biology* 75(3):181-189.
- Sanaiotti, T.M., Rittl Filho, C., Luz, B.B., Soler, I.G.P. 2001. Dieta de filhotes de *Harpia harpyja* na região de Manaus. p.345-346 In: F.C. Straube (ed.), *Ornitologia sem fronteiras, incluindo os resumos do IX Congresso Brasileiro de Ornitologia*. Curitiba, Paraná, Brasil.
- Sanderson, J.G., Trolle, M. 2005. Monitoring elusive mammals. *American Scientist* 93:148-155.
- Seymour, A.S., Hatherley, G., Contreras, F.J., Aldred, J., Beeley, F. 2010. Hatching synchrony, green branch collecting, and prey use by nesting Harpy Eagles (*Harpia harpyja*). *The Wilson Journal of Ornithology* 122(4):792-795.
- Sherman, P.T. 1991. Harpy Eagle predation on a red howler monkey. *Folia Primatologica* 56:53-56.
- Sick, H. 1997. *Ornitologia Brasileira*. Nova Fronteira, Rio de Janeiro, 912p.
- Silva, D.A. Melo, F.R., Guimarães Jr, I.G. 2013. Historical and recent records of the Harpy Eagle (*Harpia harpyja*) in the Cerrado biome of the state of Goiás, Brazil. *Revista Brasileira de Ornitologia* 21(4):260-263.
- Silva, F.H.A. 2007. Dieta do gavião-real *Harpia harpyja* (Aves: Accipitridae) em florestas de terra firme de Parintins, Amazonas, Brasil. Dissertação Mestrado. Manaus: INPA/UFAM. 87p.
- Silveira, L.F., Benedicto, G.A., Schunck, F., Sugieda A.M. 2009. Aves. In: P.M. Bressan, M.C.M. Kierulff, A.M. Sugieda (Eds.), *Fauna ameaçada de extinção no Estado de São Paulo: vertebrados*. Governo do Estado de São Paulo/Secretaria do Meio Ambiente/Fundação Parque Zoológico de São Paulo, São Paulo, Brasil.
- Silveira, L.F., Develey, P.F., Pacheco, J.F., Whitney, B.M. 2005. Avifauna of the Serra das Lontras–Javi montane complex, Bahia, Brazil. *Cotinga* 24:45-54.
- Simon, J.E., Antas, P.T.Z., Pacheco, J.F., Efé, M.A., Ribon, R., Raposo, M., Laps, R.R., Musso, C., Passamani, J.A., Paccagnella, S.G. 2007. As aves ameaçadas de extinção no estado do Espírito Santo. p.47-64. In: S.L. Mendes, M. Passamani (Eds.), *Livro vermelho das espécies da fauna ameaçada de extinção no Estado do Espírito Santo*. Instituto de Pesquisas da Mata Atlântica. Vitória, Espírito Santo.
- Slud, P. 1964. The Birds of Costa Rica: Distribution and Ecology. *Bulletin of the American Museum of Natural History* 128:1-430.

- Springer, M.T., Nielsen, C.K., Carver, A.D., Correa, N.J. 2011. Harpy Eagle (*Harpia harpyja*) feeding behavior on A Brown-throated three-toed sloth (*Bradypus variegates*). *Journal of Raptor Research* 45(1):100-103.
- Suscke, P., Verderane, M., Oliveira, R.S., Delval, I., Fernández-Bolaños, M., Izar, P. 2016. Predatory threat of Harpy Eagles for Yellow-breasted capuchin monkeys in the Atlantic Forest. *Primates* 1-7.
- Terborgh, J., Estes, J.A. 2010. Trophic Cascades: Predators, Prey, and the Changing Dynamics of Nature. Island Press, Washington DC.
- Touchton, J.M., Y. Hsu, and A. Palleroni. 2002. Foraging ecology of reintroduced captive-bred subadult Harpy Eagles (*Harpia harpyja*) on Barro Colorado Island, Panama. *Ornitologia Neotropical* 13:365-379.
- Trinca, C.T., Ferrari, S.F., Lees, A.C. 2008. Curiosity killed the bird: Arbitrary hunting of Harpy Eagles *Harpia harpyja* on an agricultural frontier in southern Brazilian Amazonia. *Cotinga* 30: 12-15.
- Ubaid, F.K., Ferreira, L.P., Oliveira, Jr. S.B., Antas, P.T.Z. 2011. Primeiro registro de *Harpia harpyja* para o bioma Pantanal, com dados sobre atividade reprodutiva. *Revista Brasileira de Ornitologia* 19:88-92.
- Urbani, B., Kvarnäck, J., González-Alentorn, M.R. 2012. Harpy Eagle *Harpia harpyja* preying on an Ursine Howler Monkey *Alouatta arctoidea* in northeastern Venezuela. *Revista Catalana d'Ornitologia* 28:40-44.
- Valdez, U. 2002. Why do people persecute Harpy Eagles. *The Peregrine Fund* 33:6.
- Vargas-González, J.J., Vargas, F.H., Carpio, D., McClure, C.J.W. 2014. Características de la vegetación en sitios de anidación del Águila Arpía (*Harpia harpyja*) en Darién, Panamá. *Ornitologia Neotropical* 25:207-218.
- Vargas-González, J.J., Vargas, F.H. 2011. Nesting density of Harpy Eagles in Darien with population size estimates for Panama. *Journal of Raptor Research* 45:199-210.
- Vargas-González, J.J., Whitacre, D., Mosquera, R., Albuquerque, J., Piana, R., Thiollay, J.-M., Márquez, C., Sánchez, J.E., Lezama-Lópes, M., Midence, S., Matola, S., Aguilar S., Rettig, N., Sanaiotti, T.M. 2006. Estado y distribución actual del Águila Arpía (*Harpia harpyja*) en Centro y Sur America. *Ornitologia Neotropical* 17:39-55.
- Watson, R.T., McClure, C.J.W., Vargas, F.H., Jenny, J.P. 2016. Trial restoration of the Harpy Eagle, a large, long-lived, tropical forest raptor, in Panama and Belize. *Journal of Raptor Research* 50(1):3-22.
- WikiAves 2008. WikiAves, a Enciclopédia das Aves do Brasil. Disponível em: <<http://www.wikiaves.com.br/>>. Acesso em 01 de setembro de 2016.
- Willis, E.O. 1988. Behavioral notes, breeding records, and range extensions for Colombian birds. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales* 16(63):137-150.
- Wright, S.J., Gompper, M.E., DeLeon, B. 1994. Are large predators keystone species in Neotropical forests? The evidence from Barro Colorado island. *Oikos* 71(2):279-294.

Objetivos

Objetivo Geral

Identificar padrões e alterações comportamentais nas interações ecológicas da harpia relacionados a processos de fragmentação florestal e perda de hábitat em diferentes florestas brasileiras.

Objetivos Específicos

1. Quantificar a configuração da paisagem no entorno dos ninhos, a disponibilidade de hábitats e a conectividade para dispersão da harpia, e seus efeitos sobre o consumo de presas em diferentes biomas;
2. Quantificar a área de uso da harpia em paisagens fragmentadas utilizando técnicas de telemetria satélite na Amazônia;
3. Descrever interações interespecíficas que ocorrem no ninho, por meio de armadilhas-fotográficas instaladas na árvore-ninho;
4. Analisar a disponibilidade de vertebrados e o consumo de presas por harpia no entorno dos ninhos numa região do rio Xingu.



Castanheira-do-Brasil *Bertholletia excelsa* com um ninho de harpia em área de supressão vegetal para instalação de reservatório de hidrelétrica no Pará, Amazônia

Capítulo I

Persistence and vulnerability of the Harpy Eagle across fragmented landscapes at Brazilian forests. Francisca Helena Aguiar-Silva, Ana L. K. M. Albernaz, Tânia M. Sanaiotti. Manuscrito em preparação para ser submetido ao periódico *Biological Conservation*.

Introdução

Os efeitos do desflorestamento e da fragmentação florestal sobre espécies e processos ecológicos têm sido investigados ao longo das últimas décadas, e podem fornecer subsídios importantes à conservação da biodiversidade. A conversão das florestas para monocultivos e pecuária, tem inevitavelmente conduzido à redução e perda de hábitat e à fragmentação, alterando padrões espaciais da paisagem com consequências, por exemplo, nos processos de dispersão da fauna e flora (Fahrig 2003).

O histórico de colonização e desflorestamento são temporal e espacialmente diferentes entre as regiões, e esses padrões de ocupação podem exercer influência sobre a biodiversidade de cada região. Na Floresta Atlântica, as paisagens estritamente florestais foram ao longo de séculos sendo substituídas por um mosaico de diferentes usos da terra, restando atualmente entre 11,4% e 16% em remanescentes florestais (Dean 1995, Ribeiro *et al.* 2009). Na Amazônia, entretanto, a conversão das florestas e a modificação da paisagem se intensificaram somente nas últimas quatro décadas, a partir do incentivo e da implementação de políticas governamentais de colonização para integração e desenvolvimento da região, com a ampla construção de rodovias, que ampliou as rotas de acesso a floresta para exploração madeireira, e o avanço de fronteiras agrícolas, de projetos de mineração, e da produção de energia em hidrelétricas (Fearnside & Ferreira 1984, Becker 2001, Fearnside 2015). No contexto de paisagens florestais, as estradas, além dos rios, conduzem o movimento de pessoas e como vias que favorecem acesso aos recursos florestais, conseqüentemente são vetores responsáveis pela ocupação e modificação da paisagem, sendo amplamente utilizados como preditores da fragmentação florestal (Laurance *et al.* 2002a, 2009, Escada 2003).

Na Amazônia, ninhos de aves de rapina raras e de grande porte, como a harpia (*Harpia harpyja*), vem sendo frequentemente localizados pela facilitação destas vias de acesso as florestas. Estes registros têm se concentrado em áreas de manejo florestal, de assentamentos humanos, em sítios de pesquisa em unidades de conservação e em áreas alvo de projetos hidroelétricos (Alvarez & Ellis 1994, Álvarez-Cordero 1996, Vargas-González & Vargas 2011, Aguiar-Silva *et al.* 2011, 2014, 2015, Sanaiotti *et al.* 2015). Nesta direção, a configuração da paisagem no entorno dos ninhos de harpia nas florestas brasileiras apresenta diferentes históricos

de fragmentação, de fatores de conversão de floresta e de uso e cobertura da terra. Harpias são espécies de vida longa e nidificam na mesma árvore por décadas (Rettig 1995), comportamento que permite relacionar a sua permanência e o uso de recursos às alterações no entorno dos seus ninhos.

Estudos recentes recomendam relacionar parâmetros de composição e estrutura da paisagem para avaliar respostas de processos ecológicos à fragmentação e à redução de hábitat (Uezu *et al.* 2005). No contexto de uso de recursos alimentares, algumas espécies alvo de predação por harpia (tais como primatas de grande porte) estão restritas às florestas intactas e às áreas sem pressão de caça, podendo sua distribuição e abundância serem influenciadas pela disponibilidade de hábitats e a estrutura da paisagem. Dessa forma, estas variáveis poderiam influenciar na composição das espécies consumidas pela harpia. Além disso, as populações de harpia podem ser influenciadas no contexto geral de dispersão da prole pela disponibilidade de hábitats na paisagem. Ninhos cuja paisagem no entorno não esteja conectada fisicamente a outras e que também não permitam a dispersão via conexão funcional (Kindlmann & Burel 2008) podem resultar em problemas para a viabilidade populacional.

Duas hipóteses foram propostas: (1) se a configuração da paisagem reduziu a sua conectividade em regiões com maior fragmentação, espera-se que a perda de conectividade funcional dificulte a dispersão dos subadultos de harpia e que a manutenção local daquelas populações esteja limitada apenas ao tempo de vida dos adultos estabelecidos naqueles territórios antes da fragmentação; e (2) se o comportamento alimentar da harpia é afetado por mudanças na configuração da paisagem no entorno de seus territórios de reprodução, espera-se como respostas uma alteração na composição do consumo de espécies de presas, com menor diversidade funcional de presas na dieta da harpia em ninhos cujo entorno sofreu maior perda florestal.

O objetivo deste trabalho foi analisar a dinâmica da paisagem no entorno de ninhos de harpia, considerando padrões na composição e configuração da paisagem em multi-escala espacial, avaliar no contexto de metapopulações a disponibilidade de hábitat e a conectividade da paisagem para dispersão de filhotes de harpia, e quantificar os efeitos das alterações do hábitat sobre o consumo de presas.

Material e Métodos

Área de estudo

O estudo foi conduzido no entorno de 127 ninhos de harpia localizados na Amazônia (Galetti & Carvalho Jr. 2000, Sanaiotti *et al.* 2001, Luz 2004, Olmos *et al.* 2006, Freitas *et al.* 2009, Suruí & Silva 2010, Aguiar-Silva *et al.* 2013, Aguiar-Silva *et al.* 2014, Aguiar-Silva *et al.* 2015, Sanaiotti *et al.* 2015, Sousa *et al.* 2015, Kuniy *et al.* 2015, Gusmão *et al.* 2016), no Cerrado (Pereira & Salzo 2006, Lees 2006, Aguiar-Silva *et al.* *in press*), no Pantanal (Ubaid *et al.* 2011) e na Floresta Atlântica (Luz *et al.* 2006, Aguiar-Silva *et al.* 2012, Banhos *et al.* 2016).

O histórico de ocupação com conversão da floresta na região Amazônica se intensificou nas décadas de 70 e 80, estando relacionado aos projetos de colonização do INCRA, ao incentivo a migração, à construção de rodovias (BR010 - Belém-Brasília, BR153 - Brasília-Marabá, BR163 - Cuiabá-Santarém, BR174 - Manaus-Boa Vista, BR230 - Transamazônica, BR319 - Manaus-Porto Velho, BR364 - Cuiabá-Porto Velho-Acre) e ao estabelecimento de pólos de desenvolvimento com a expansão da fronteira agropecuária (Becker, 2001, Fearnside 1990). Em algumas regiões, como ao longo da BR163 em Belterra (PA), as principais mudanças na cobertura florestal estão associadas às pastagens, e recentemente a substituição deste uso para implantação de monocultivos de soja (Lacruz & Santos 2007).

Composição e configuração da paisagem no entorno dos ninhos

Oitenta e seis cenas com resolução espacial de 30m foram utilizadas para quantificar as classes de uso e cobertura da terra, e a configuração da paisagem no entorno de ninhos de harpia na Amazônia (dos anos de 2004, 2008, 2010, 2012 e 2014), no Cerrado (Projeto TerraClass Cerrado 2013) (Brasil 2015) e na Floresta Atlântica (SOS Mata Atlântica 2014). As classes de uso e cobertura (Apêndice I) foram resultado do mapeamento das áreas desflorestadas produzidas no âmbito do Projeto de Monitoramento do Desmatamento na Amazônia Legal por Satélite (PRODES) (INPE 2016) e classificadas no Projeto TerraClass (Almeida *et al.* 2016).

O entorno dos ninhos de harpia foi analisado em área delimitada por uma circunferência tendo o ninho como ponto central. Para analisar o potencial de dispersão dos filhotes, utilizou-se a configuração da paisagem em um raio de 50 Km ao redor dos ninhos, enquanto as análises relacionadas ao comportamento

alimentar foram baseadas em diferentes escalas, que consideram possíveis variações nos padrões de uso do espaço (2,5 Km, 3,5 Km, 5 Km, 10 Km) (Figura 1). Estes raios consideram, no primeiro caso, distâncias mínimas entre ninhos obtidas em estudos na área de distribuição geográfica da espécie (Álvarez-Cordero 1996, Piana 2007, Muñiz-López 2008, Aguiar-Silva *et al.* 2011, Vargas-González & Vargas 2011, Sanaiotti *et al.* 2015) e no segundo, distância dentro da dispersão estimada em um trabalho na Venezuela (Álvarez-Cordero 1996). Estas escalas têm sido relacionadas com os impactos da distância de estradas na Amazônia (Laurance *et al.* 2009, Barber *et al.* 2014). Para cada raio foi calculada a área e a proporção correspondente a cada classe de uso e cobertura da terra. Cada ninho foi identificado quanto à sua localização em relação aos tipos de áreas legalmente protegidas (Unidades de Conservação, Territórios Indígenas), não protegidas (propriedades particulares e assentamentos), e quanto ao status de atividade reprodutiva (sem informação, ocupado, inativo ou extinto [árvore derrubada ou árvore caída]) em 2014.

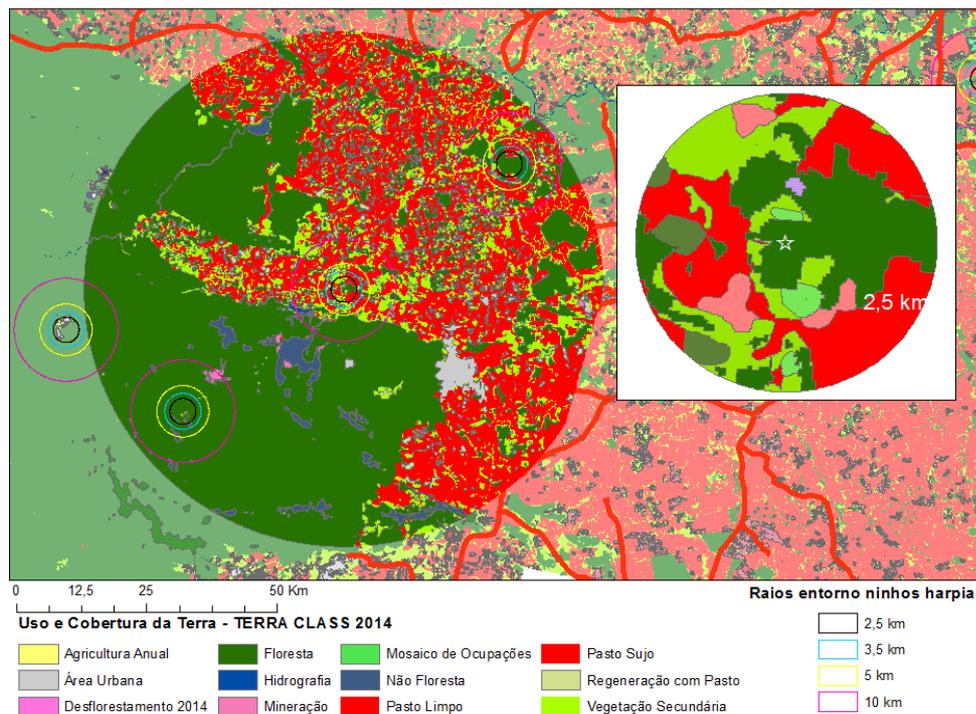


Figura 1. Representação das escalas (2,5 Km, 3,5 Km, 5 Km, 10 Km e 50 Km) utilizadas para a quantificar a proporção das classes de uso e cobertura da terra (TerraClass) e métricas da paisagem no entorno dos ninhos de harpia.

A escala de 50 Km foi considerada como escala regional para as análises de disponibilidade de hábitat e conectividade da paisagem, por ser a escala relevante para analisar a possibilidade de dispersão dos filhotes. Para analisar a estrutura da paisagem no entorno dos ninhos de harpia foram derivados índices quantitativos denominados métricas da paisagem (McGarigal & Cushman 2002, Metzger 2003), nas escalas citadas. De acordo com McGarigal e colaboradores (2016), para conhecer como as espécies respondem a alterações de processos ecológicos é importante incluir análises em escala de paisagem regional. A distância entre ninhos pode ser utilizada como indicador de uso do espaço (Newton 1979). As escalas foram definidas com base na área de vida dos casais no entorno dos ninhos e mais amplamente numa perspectiva de metapopulações, para a inclusão de processos ecológicos relevantes relacionados com a dispersão dos filhotes. Análises no nível de paisagem envolvem métricas que representam padrões espaciais e/ou temporal de composição e configuração, tais como cobertura, densidade das manchas, distribuição do tamanho e forma das manchas e a proximidade/isolamento das manchas (McGarigal & Cushman 2002).

O uso e a cobertura da terra e a estrutura da paisagem no entorno dos ninhos de harpia foram avaliados em diferentes momentos no tempo, para medir a taxa de perda de floresta e a direção do padrão das alterações no intervalo de 10 anos para a Amazônia (2004-2014). A proporção da classe de cobertura "floresta" foi considerada como proporção de hábitat na paisagem e as demais classes não-hábitat, cujos dados foram utilizados na análise sobre disponibilidade de hábitat e conectividade funcional da paisagem.

As métricas da paisagem foram utilizadas para representar o arranjo espacial dos fragmentos florestais e a quantidade de hábitat na paisagem no ano de 2014. Foram quantificadas para paisagem o *SDI* (*Shannon's Diversity Index*), que se refere a diversidade de manchas na paisagem (valor igual a zero, a área corresponde a uma única mancha de hábitat); e as seguintes métricas: porcentagem de cada classe de cobertura da terra; tamanho médio da classe floresta (*Mean Patch Size - MPS*); número de manchas de hábitat (*Number of Patches - NP*); índice de forma, que relaciona o perímetro e a área da mancha, e ajuda a estimar o efeito de borda sobre a mancha (*Mean Shape Index - MSI*), para a qual paisagens contíguas devem ter valores mais perto de 1, enquanto em paisagem fragmentada os valores

estão mais próximos de 0. *SDI* refere-se à diversidade e *NumP*, *MPS* e *MSI* podem ser usadas como indicadores de fragmentação e complexidade da paisagem (McGarigal & Marks 1994). As métricas da paisagem foram calculadas também na escala de 50 Km no entorno dos ninhos e utilizando a extensão *Patch Analyst* (Elkie *et al.* 1999) e as classes de uso e cobertura da terra foram quantificadas no programa *ArcGIS 10.2* (ESRI 2011).

Disponibilidade de hábitat e conectividade funcional da paisagem

Treze paisagens em quatro biomas (Amazônia, Cerrado, Pantanal e Floresta Atlântica) brasileiros onde estão localizados sítios reprodutivos de harpia dentro da área de ocorrência no Brasil foram utilizadas para avaliar se os hábitats presentes nestas paisagens estariam disponíveis e conectados para a dispersão da harpia (50 Km ao redor dos ninhos). Estas paisagens foram escolhidas pelas características do entorno, com altos níveis de fragmentação florestal, presença de estradas, ou acesso somente por rios sem estradas. Para avaliar a conectividade da paisagem, o indicador de conectividade (probabilidade de conectividade *PC*) utilizado leva em conta a quantidade de hábitat na paisagem e a conectividade entre eles (Saura & Pascual-Hortal 2007). A *PC* é um índice que proporciona uma medida eficiente da quantidade de hábitat realmente disponível para uma espécie em uma paisagem para manter a funcionalidade dos processos ecológicos (Saura & Pascual-Hortal 2007). O *PC* varia de 0, quando não existe hábitat disponível, até 1, quando toda a paisagem está ocupada por hábitat. A distância entre as manchas de hábitat refletem o isolamento, e o tamanho das manchas contribuem para a quantificação do valor das áreas na paisagem e de seu potencial para a conectividade interna, ou seja, a importância das áreas de hábitat. Nesta análise, se e somente se a harpia é de hábitat florestal, a classe 'floresta' foi considerada hábitat, e 500 m foi o valor considerado como distância de resistência para o deslocamento entre as manchas de hábitat, que reflete a capacidade de dispersão na paisagem ao longo da matriz (não hábitat). Esta distância foi observada para dois indivíduos adultos monitorados via satélite, deslocando-se ao longo de 22 meses e seis meses em duas paisagens fragmentadas no Pará, na região dos rios Xingu (Senador José Porfírio) e Tapajós (Belterra) (Aguiar-Silva *et al. in prep.* Capítulo II).

A quantificação dos índices foi processada no programa *Conefor Sensinode* (Saura & Torné 2009), que quantifica a importância das manchas de hábitat para a conectividade da paisagem utilizando a teoria de grafos, na qual as manchas de hábitat (fragmentos) são representados como nós e a conexão entre os nós representa a conectividade funcional para espécie. Os valores foram aplicados no ambiente *ArcGis* para visualização do padrão da conectividade funcional e de importância das áreas de hábitat. Ninhos com sobreposição no raio de 50 Km tiveram seus polígonos agrupados e foram analisados juntos.

Uso de presas

A identificação das espécies de presas foi realizada a partir de ossadas, regurgitos e penas, coletados dentro do ninho, no chão próximo a base da árvore-ninho, no entorno (no raio da copa da árvore e poleiros) (Aguiar-Silva *et al.* 2014) e de imagens registradas pelas armadilhas fotográficas instaladas em galho lateral ao ninho (Aguiar-Silva *et al. in press* Capítulo III).

Índices de diversidade funcional das presas da harpia identificadas em 27 ninhos foram utilizados para avaliar se houve alterações na dieta em relação à configuração da paisagem. Esses índices permitem quantificar a biodiversidade e avaliar mudanças nos processos ecológicos relacionados com as características das espécies (Mouchet *et al.* 2010). Os índices de diversidade funcional utilizados foram a riqueza funcional (*FRic - Functional Richness*), equitatividade funcional (*FEve - Functional Evenness*), divergência funcional (*FDiv - Functional Divergence*), e a diversidade funcional (*FD*) baseada em dendrograma de uma matriz multifuncional de presença/ausência (Petchey & Gaston 2002, Mason *et al.* 2005, Villéger *et al.* 2008, Laliberté *et al.* 2014). A *FD* quantifica as diferenças das características funcionais entre as espécies de uma comunidade (Tilman 2001), e é maior quando as espécies são funcionalmente mais diferentes (Petchey & Gaston 2002).

Uma matriz funcional multivariada com a presença/ausência de presas foi construída, na qual cada espécie foi categorizada com base em sete diferentes características funcionais: tamanho corporal (peso em gramas), dieta (folívoro, ruminante [gramíneas], frugívoro, onívoro, granívoro, insetívoro), estrato utilizado (arborícola, terrícola), atividade (diurno, noturno), sociabilidade (gregário, solitário), grupo taxonômico (mamífero, ave, réptil) e ambiente de origem (silvestre,

doméstico). O peso considerado foi a média geométrica (dos valores máximos e mínimos) ou a média aritmética disponível na literatura (Ford & Hoffmann 1988, Emmons & Feer 1997, Sick 1997, Eisenberg & Redford 1999, Kays 1999). As características funcionais escolhidas representam respostas às pressões das interações (competição, mutualismo, predação) e uso de recursos (comportamento alimentar, agregação, estrato utilizado), e possibilitam analisar se as mudanças na diversidade funcional estão relacionadas às mudanças na estrutura do ambiente.

A matriz funcional de presença/ausência foi convertida em matriz de distância (*Gower*), cujo resultado foi utilizado para a construção do dendrograma com base nas distâncias entre as características funcionais das espécies consumidas em cada um dos 27 ninhos. O comprimento total das ramificações do dendrograma representou a *FD* de cada ninho.

Análises estatísticas

As proporções de cada classe de uso e cobertura foram calculadas para cada uma das escalas (2,5 Km, 3,5 Km, 5 Km, 10 Km). A média das métricas da paisagem foi calculada por área focal. Para testar o efeito do eixo onde estão localizados os ninhos, sobre a proporção de floresta em 2004, e a floresta perdida entre 2004 e 2014, foi aplicada uma Análise de Variância (ANOVA *one-way*). Para avaliar a correlação entre os índices de diversidade funcional e a quantidade de hábitat em cada escala foi utilizada a correlação de Pearson.

Para detectar os efeitos das variáveis independentes (métricas da paisagem) nos diferentes níveis de perturbação sobre as variáveis dependentes (índices de diversidade funcional) foi utilizado Modelo Linear Generalizado (McCullagh & Nelder 1989). Os modelos foram construídos para distribuição Gaussian com função de ligação identidade. As variáveis independentes utilizadas no modelo foram: a quantidade de hábitat (%) nas quatro escalas avaliadas, e na escala de dispersão de 50 Km, o número de fragmentos de floresta e o índice de diversidade de Shannon (*SDI*), calculados a partir de imagens de satélite do INPE classificadas por tipo de uso e cobertura da terra. As variáveis respostas avaliadas foram os índices de diversidade funcional (*FRic*, *FEve*, *FDiv* e *FD*) de presas consumidas pela harpia. As análises foram conduzidas utilizando pacotes no ambiente R (R Development Core Team 2016).

Resultados

Composição e configuração da paisagem no entorno dos ninhos

Em 2014, dos 143 ninhos de harpia localizados na Amazônia, Cerrado, Pantanal e Floresta Atlântica, 57 estavam ocupados, 53 inativos, 21 extintos (16 árvores-ninho derrubadas e cinco árvores-ninho caíram naturalmente) e 12 sem informação da situação (Figura 2). No entorno de 123 ninhos, predominou a vegetação de porte florestal nas quatro escalas medidas com algumas variações entre 2004 e 2014 (Figura 3). Além da floresta, duas classes naturais também estão presentes no entorno dos ninhos: água e vegetação de porte não-florestal, aqui considerada como "Cerrado". Na menor escala (2,5 Km), 46 ninhos estão próximos de corpos d'água, sendo que seis ninhos estão localizados às margens de rios com elevada proporção de água, atingindo de 28% até 88% em relação à quantidade de floresta. Ampliando a escala, aumenta o número de ninhos para 60 (3,5 Km), 74 (5 Km) e 107 (10 Km). Os usos e coberturas da terra resultados de atividades antrópicas que predominaram no entorno de mais de 50 ninhos de harpia foram pasto limpo, vegetação secundária, mosaico de ocupações e desflorestamento (Figura 3). Ainda que o desflorestamento tenha reduzido de 2004 para 2014, a agricultura, áreas urbanas, e a mineração, tiveram em 10 anos suas quantidades ampliadas no entorno dos ninhos.

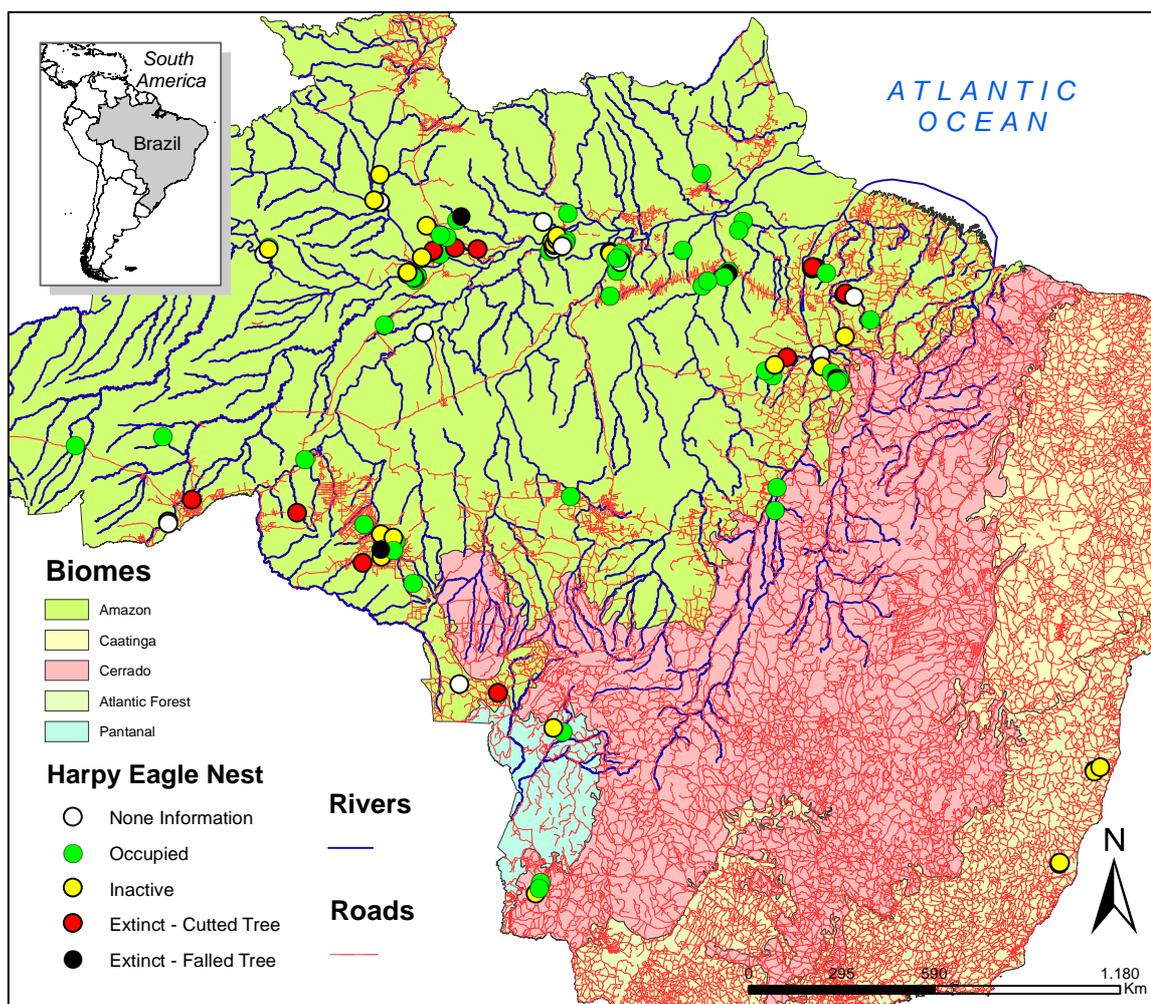


Figura 2. Situação em 2014 de 127 ninhos (ocupados, inativos e extintos por corte ou queda da árvore-ninho) de harpia localizados ao longo de estradas, rodovias, calha fluvial, áreas extrativistas e de manejo florestal na Amazônia, Cerrado, Pantanal e Floresta Atlântica.

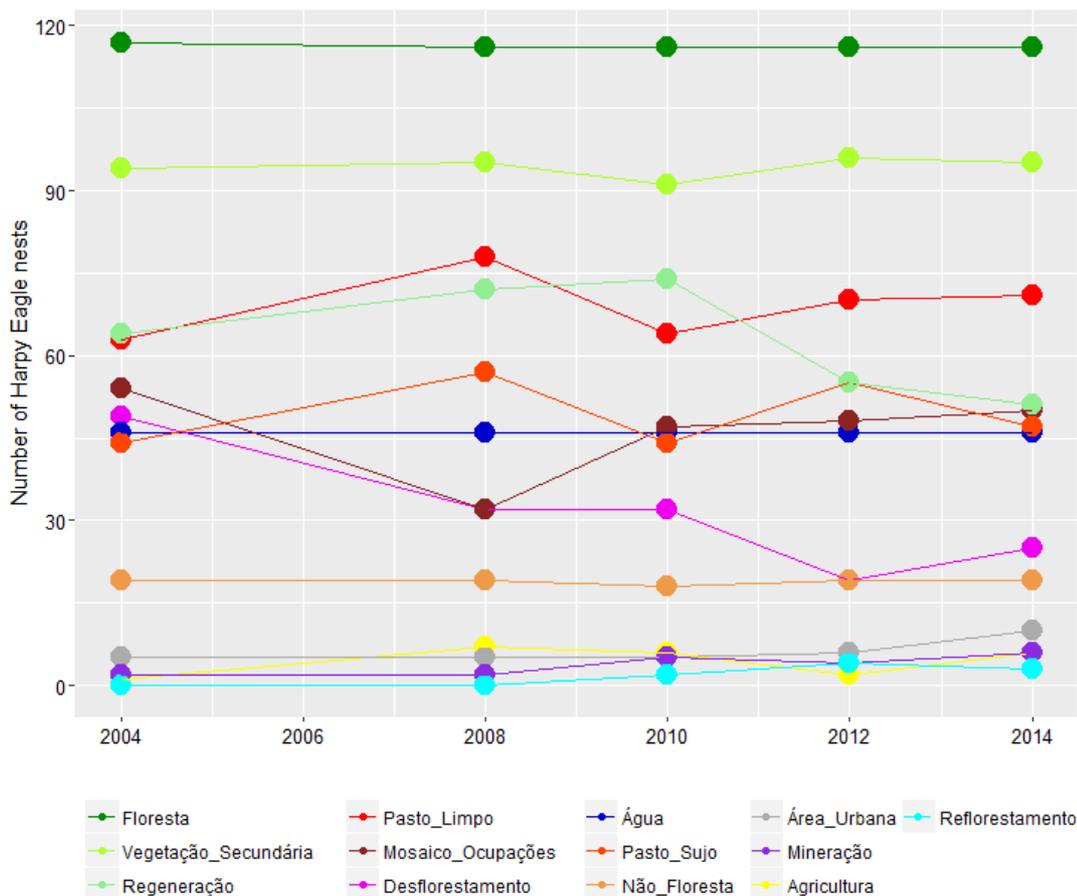


Figura 3. Dinâmica das mudanças de usos e cobertura da terra no entorno de 117 ninhos de harpia na escala de 2,5 Km de raio ao longo de 10 anos na Amazônia legal brasileira.

Em 2004, as maiores perdas de floresta (> - 40%) havia ocorrido no entorno de ninhos no eixo de estradas (BR153, BR163, BR174, BR230 e BR364) e de rios com assentamentos (Parintins) (Figura 4). Entre 2004 e 2014, o entorno de 57 ninhos ocupados perdeu em média 7% de floresta na Amazônia, 8% no Cerrado e 8% no Pantanal, sendo que as maiores perdas continuaram ocorrendo principalmente em ninhos próximos de estradas (BR153, BR230 e BR364) (Figura 5). Para os 53 ninhos inativos a floresta perdida atingiu em média 6%, 6% e 8% e no entorno dos ninhos que tiveram a árvore derrubada, perdeu em média 17%, 16% e 8% nas quatro escalas estudadas. As maiores mudanças ocorreram com aumento nas classes agricultura, área urbana, pasto e vegetação secundária, e redução de área de floresta (Figura 6).

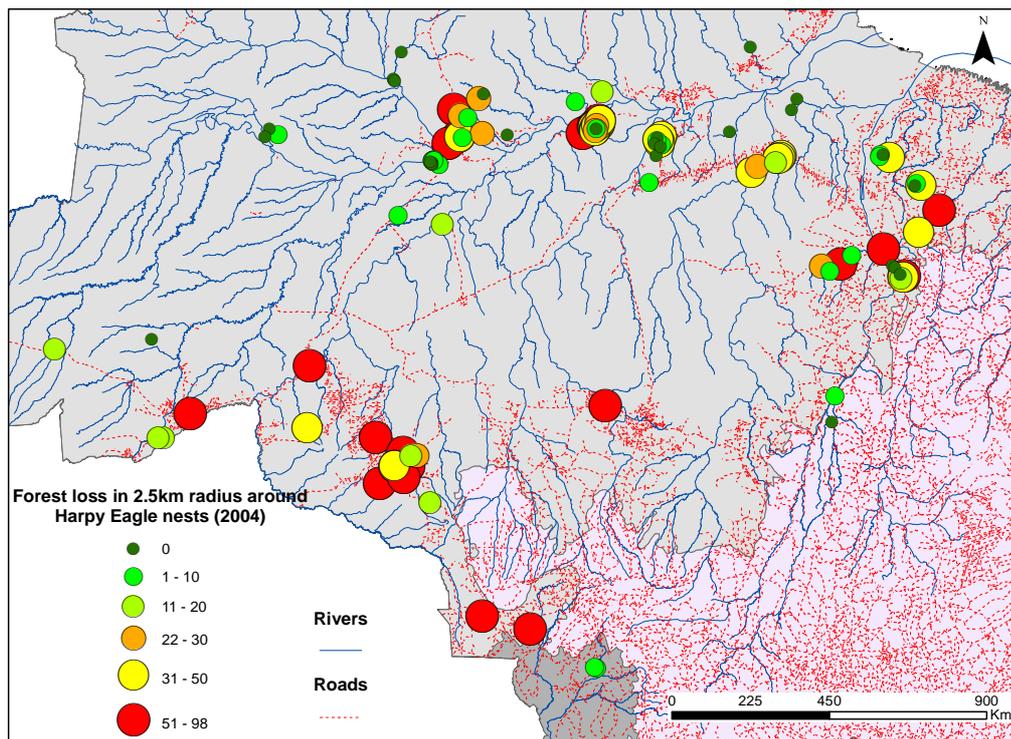


Figura 4. Proporção de floresta perdida até 2004 no entorno (raio de 2,5 Km) de 117 ninhos de harpia na Amazônia, Cerrado e Pantanal.

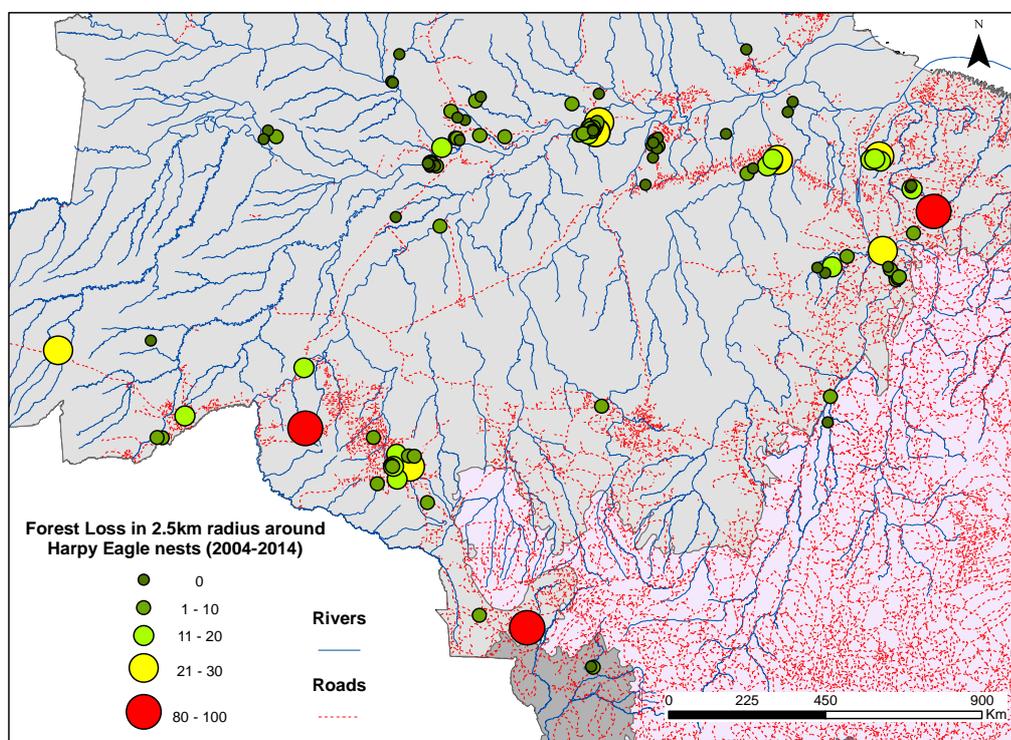


Figura 5. Taxa de mudança (2004-2014) de floresta no entorno (raio de 2,5 Km) de 117 ninhos de harpia na Amazônia, Cerrado e Pantanal.

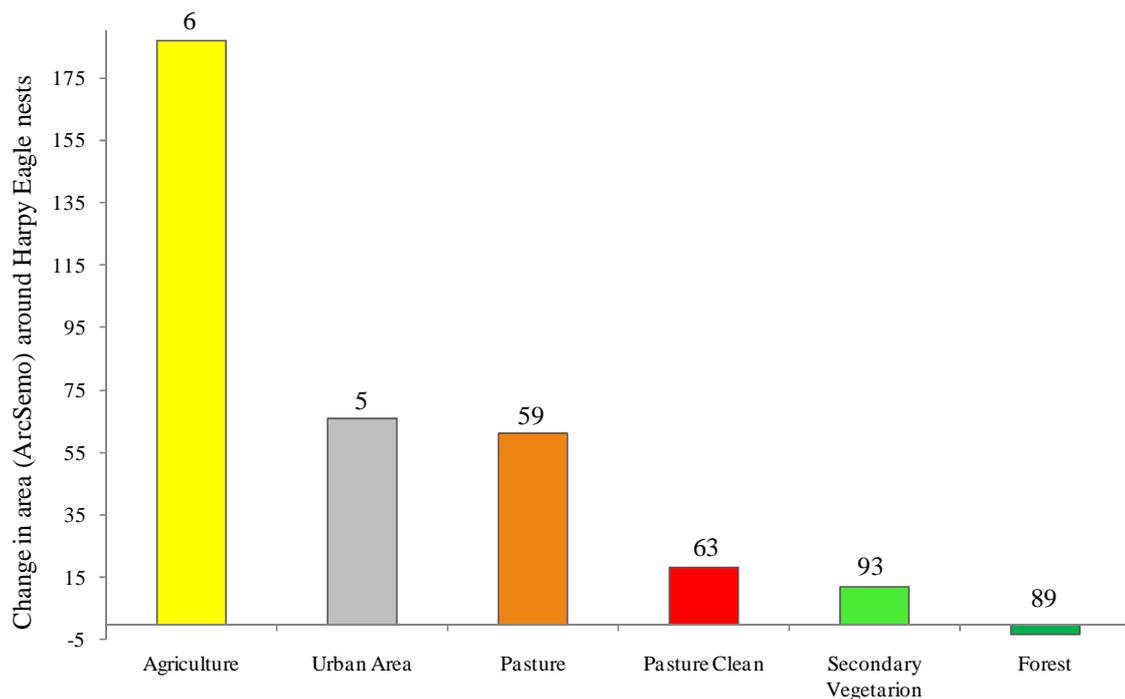


Figura 6. Taxa de mudança média no uso e cobertura da terra entre 2004 e 2014 em raio de 2,5 Km no entorno de 117 ninhos de harpia na Amazônia, Cerrado e Pantanal. Número de ninhos onde a mudança ocorreu no alto das colunas.

Ninhos localizados ao longo do eixo de estradas apresentaram menor proporção de floresta mesmo na menor escala (raio de 2,5 Km) em relação a ninhos localizados em áreas próximas de eixos de rios ou colonizadas por assentamentos e aquelas somente próximas a eixo de rios sem estradas (Figura 7a). Ampliando a escala para 10 Km, a proporção de floresta no entorno de dez ninhos reduz drasticamente para os ninhos localizados na Floresta Atlântica, Cerrado e Pantanal (Figura 7b).

Quanto a localização dos ninhos de harpia estudados em relação ao tipo de proteção e manejo, na Amazônia há ninhos nas quatro categorias: unidades de conservação de proteção integral (UCPI), unidades de conservação de uso sustentável (UCUS), territórios indígenas (TI) e áreas não protegidas (NP) (Figura 9). No Cerrado os ninhos estão em UCUS e NP, no Pantanal apenas em NP e na Floresta Atlântica somente em UCPI (Figura 8).

No entorno de 41 ninhos de harpia (raio de 50 Km), predominou maior número de manchas da vegetação secundária, mesmo sendo esta classe representada em menor proporção na paisagem (Tabela S1). Os ninhos localizados no Cerrado e no Pantanal estão rodeados por vegetação de porte não florestal e pasto limpo, com apenas 10% a 19% de hábitat disponível em floresta (Tabela S1).

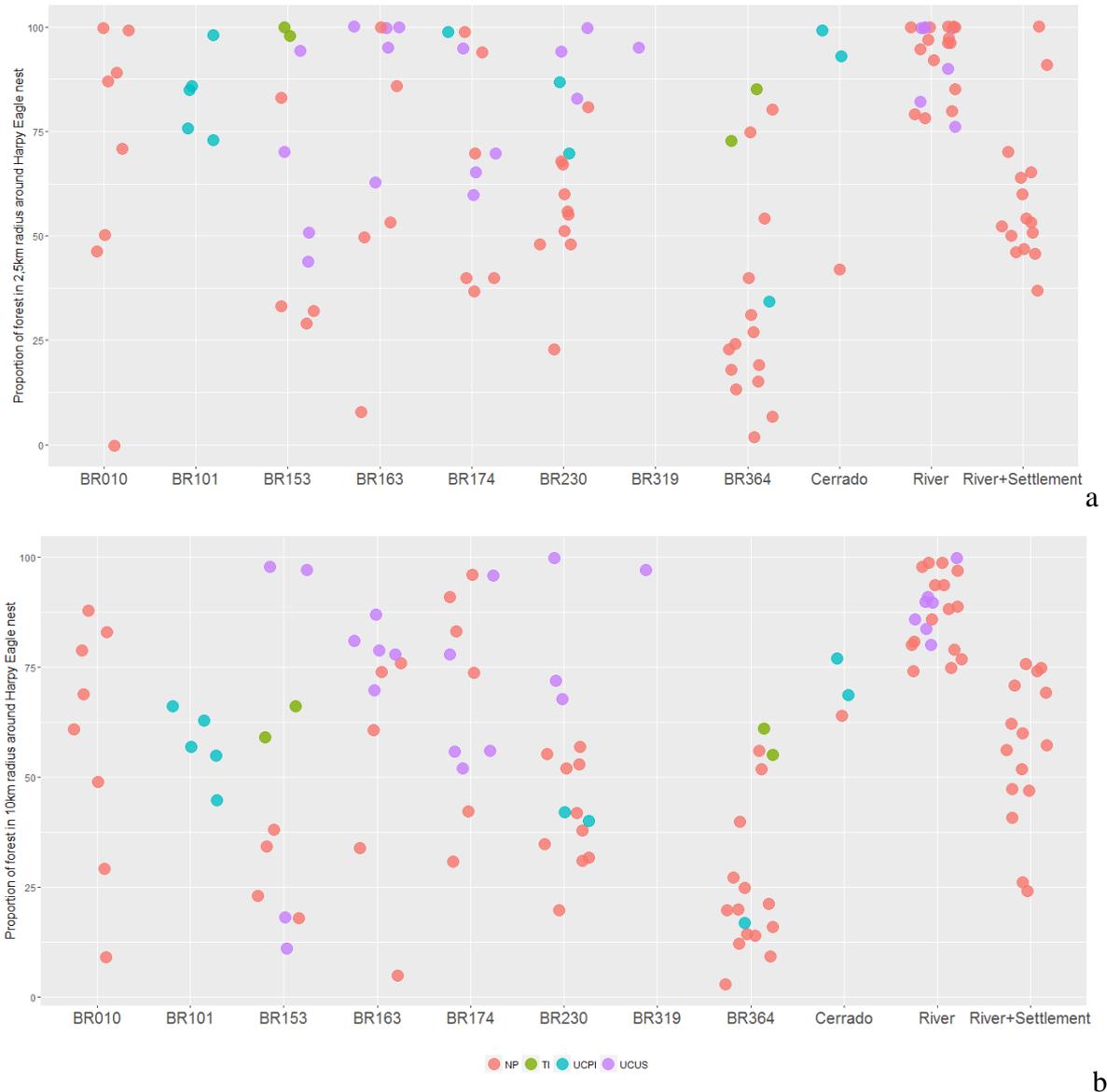


Figura 7a. Proporção de floresta no entorno (raio de 2,5 Km) de 127 ninhos de harpia em 2014 ao longo das estradas principais, rios e rios+assentamento; 7b. Proporção de floresta no raio de 10 Km. NP - Não Protegida, TI - Território Indígena, UCPI - Unidade de Conservação de Proteção Integral, UCUS - Unidade de Conservação de Uso Sustentável.

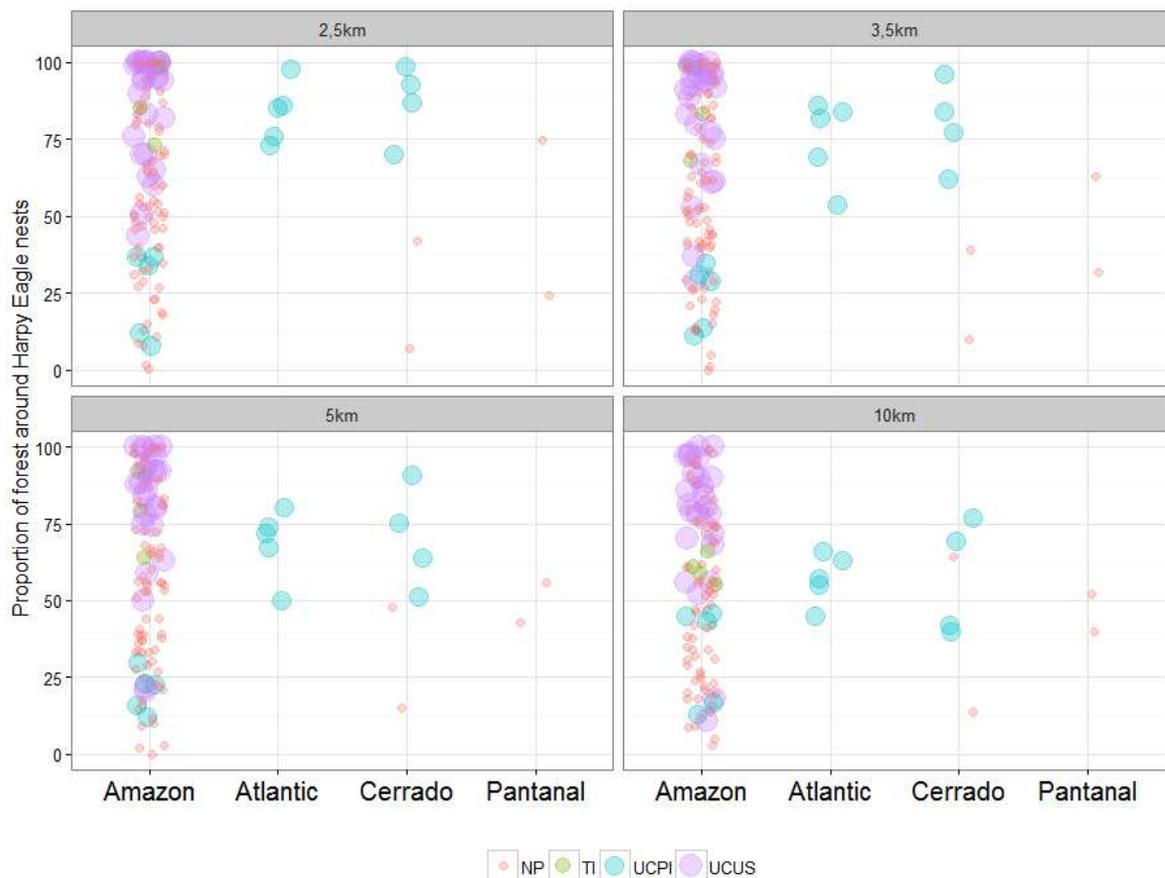


Figura 8. Proporção de floresta no entorno de 127 ninhos de harpia considerando cinco raios (Km) em 2014 localizados em quatro biomas brasileiros. NP = não protegida, TI = território indígena, UCPI = unidade de conservação de proteção integral, UCUS = unidade de conservação de uso sustentável.

Disponibilidade de habitat e conectividade funcional da paisagem

Treze paisagens no entorno de sítios reprodutivos de harpia com quantidade e configuração de habitat (classe 'floresta') apresentaram diferentes padrões de conectividade (Figuras 9 - 21). Nove paisagens contêm ninhos inseridos em manchas de habitat de importância alta (Figuras 9, 10, 11, 12, 13, 17, 18, 20, 21). Três paisagens estão conectadas funcionalmente para a harpia (Figuras 11, 20 e 21), duas paisagens possuem metade das áreas de habitat conectadas (Figuras 17 e 18) e sete totalmente desconectadas (Figuras 9, 10, 12, 13, 14, 15, 16, 19), sendo que duas estão no extremo leste da Amazônia, zona de transição Amazônia-Cerrado (Figura 12) e no Pantanal (Figura 13). Sete paisagens contêm ninhos dentro de

áreas protegidas (Figuras 9, 10, 11, 12, 17, 20, 21), enquanto os ninhos localizados nas outras oito paisagens estão fora de qualquer proteção legal, mesmo aquelas áreas com alta importância para a conectividade da paisagem (Figuras 13, 17, 18, 21).

Na Floresta Atlântica os ninhos estão localizados nos únicos remanescentes florestais (áreas protegidas oficialmente) que apresentam alto *dPC* entre as manchas de floresta na paisagem (Figuras 9 e 10). No Cerrado, a paisagem no entorno dos ninhos está totalmente conectada, e predominam fragmentos com valor de importância acima de 86 (Figura 11). No leste da Amazônia, região de transição entre o bioma Amazônia e Cerrado, com predomínio de vegetação não-florestal, os ninhos estão localizados em manchas de importância média e com entorno desconectado mas em geral próximos a uma área de alta importância (*dPC* > 36) (Figura 12). No bioma Pantanal, a quantidade de habitat é menor mas a paisagem possui corredores de vegetação conectados, nos quais estão localizados os ninhos (Figura 13). Ninhos localizados em áreas de fronteiras consolidadas (BR010, BR153, BR364) e em expansão (BR163), estão em fragmentos desconectados na paisagem e com baixo valor de importância (Figuras 14-19). A paisagem no entorno dos ninhos próximos de estradas (Figura 20) e de rios com assentamentos (Figura 21) na Amazônia Central possui alto valor de importância e está conectada funcionalmente para a harpia.

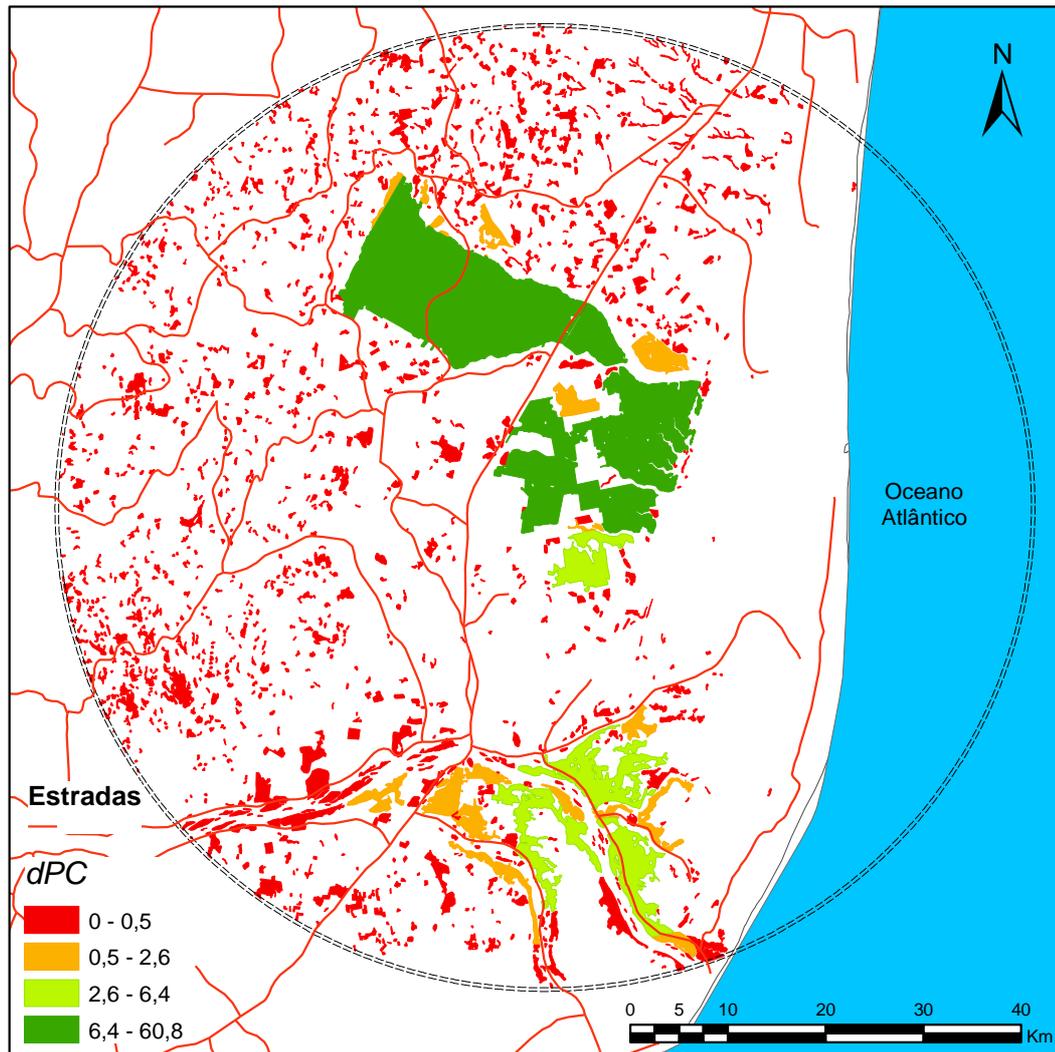


Figura 9. Importância das áreas de hábitat (*dPC*) na paisagem (1) no entorno (raio 50 Km) de sítios reprodutivos de harpia localizados na Floresta Atântica (Espírito Santo), BR101. Machas de hábitat = classe 'Floresta'. *dPC*: Verde = Alta; Laranja = Média; Vermelho = Baixa.

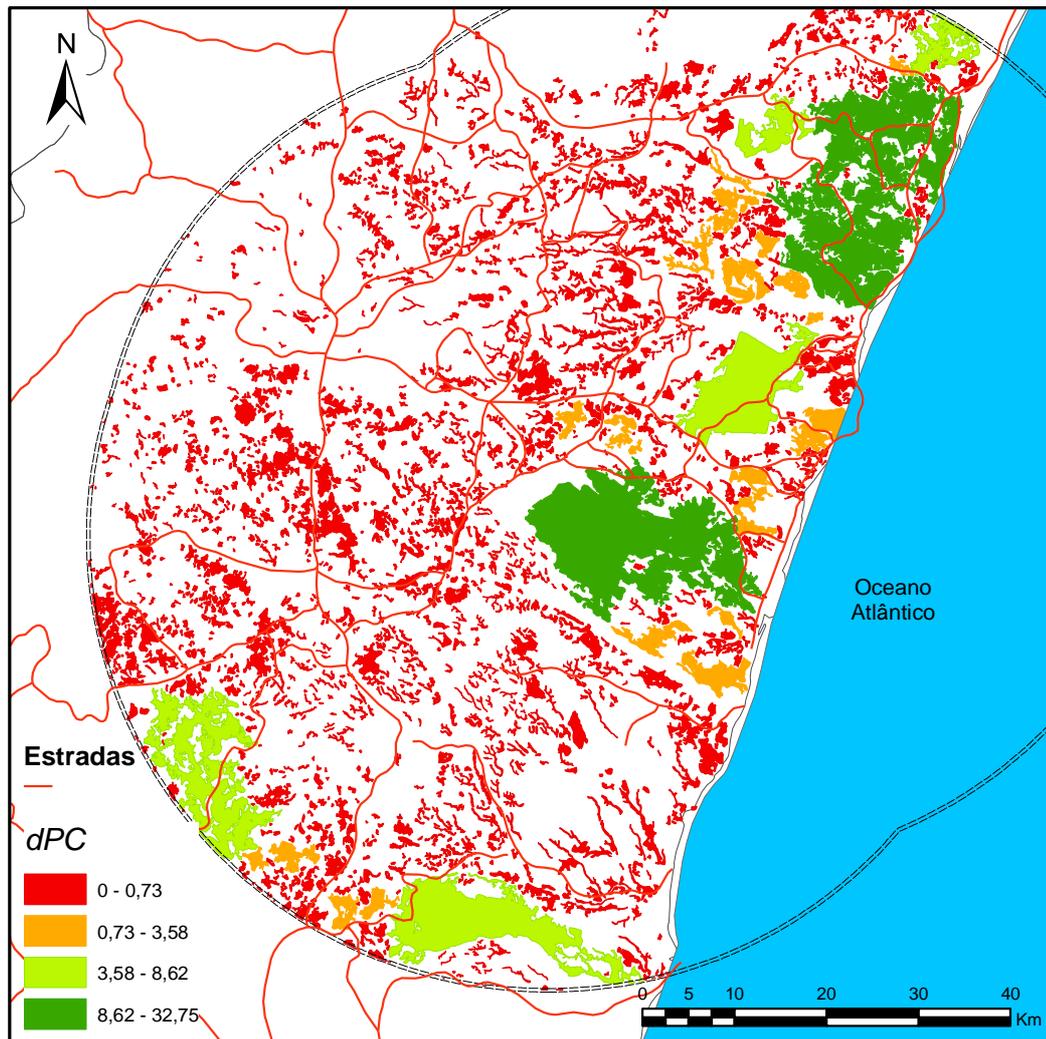


Figura 10. Importância das áreas de hábitat (*dPC*) na paisagem (2) no entorno (50 Km) de sítios reprodutivos de harpia localizados na Floresta Atântica (Bahia), BR101. Machas de hábitat = classe 'Floresta'. *dPC*: Verde = Alta; Laranja = Méia; Vermelho = Baixa.

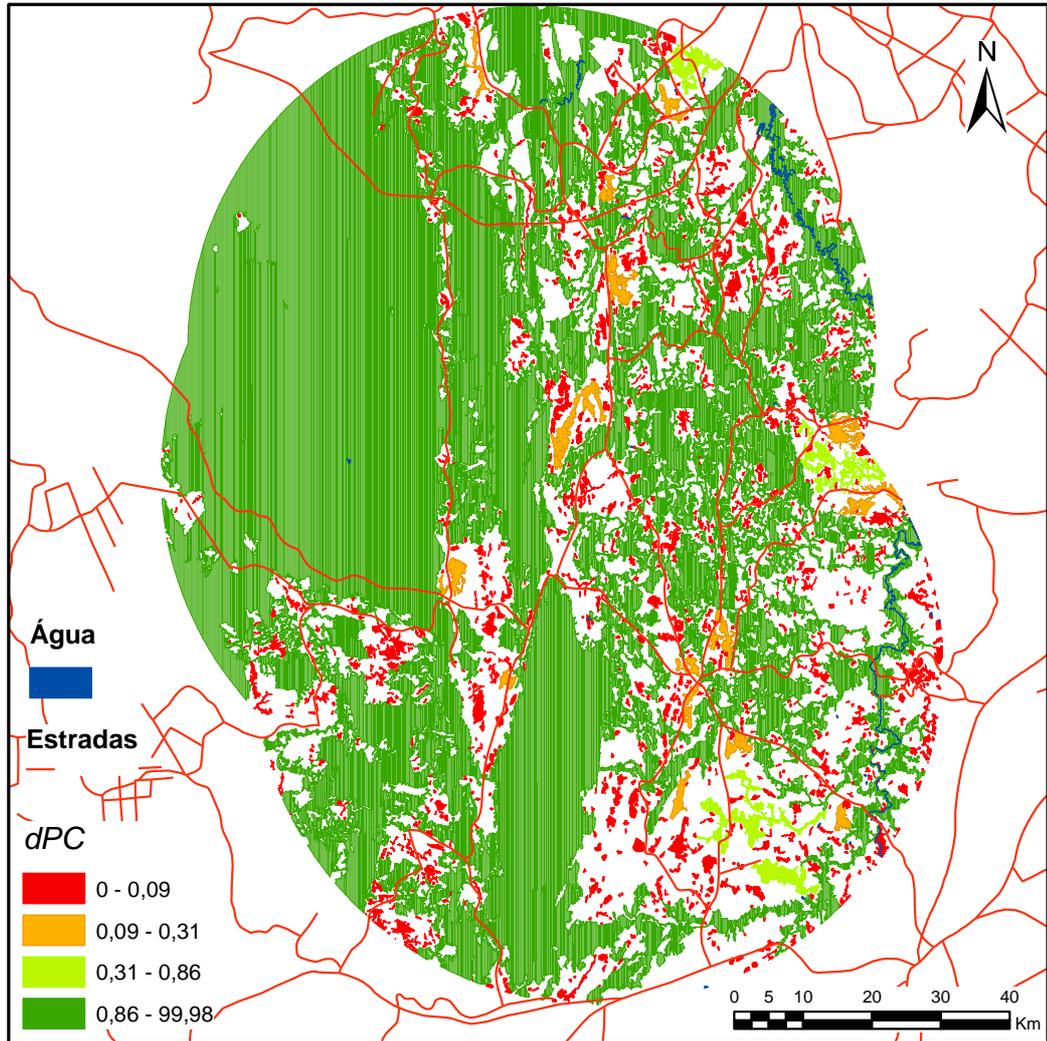


Figura 11. Importância das áreas de hábitat (*dPC*) na paisagem (3) no entorno (50 Km) de sítios reprodutivos de harpia localizados no Cerrado. Machas de hábitat = classe 'Floresta'. *dPC*: Verde = Alta; Laranja = Média; Vermelho = Baixa.

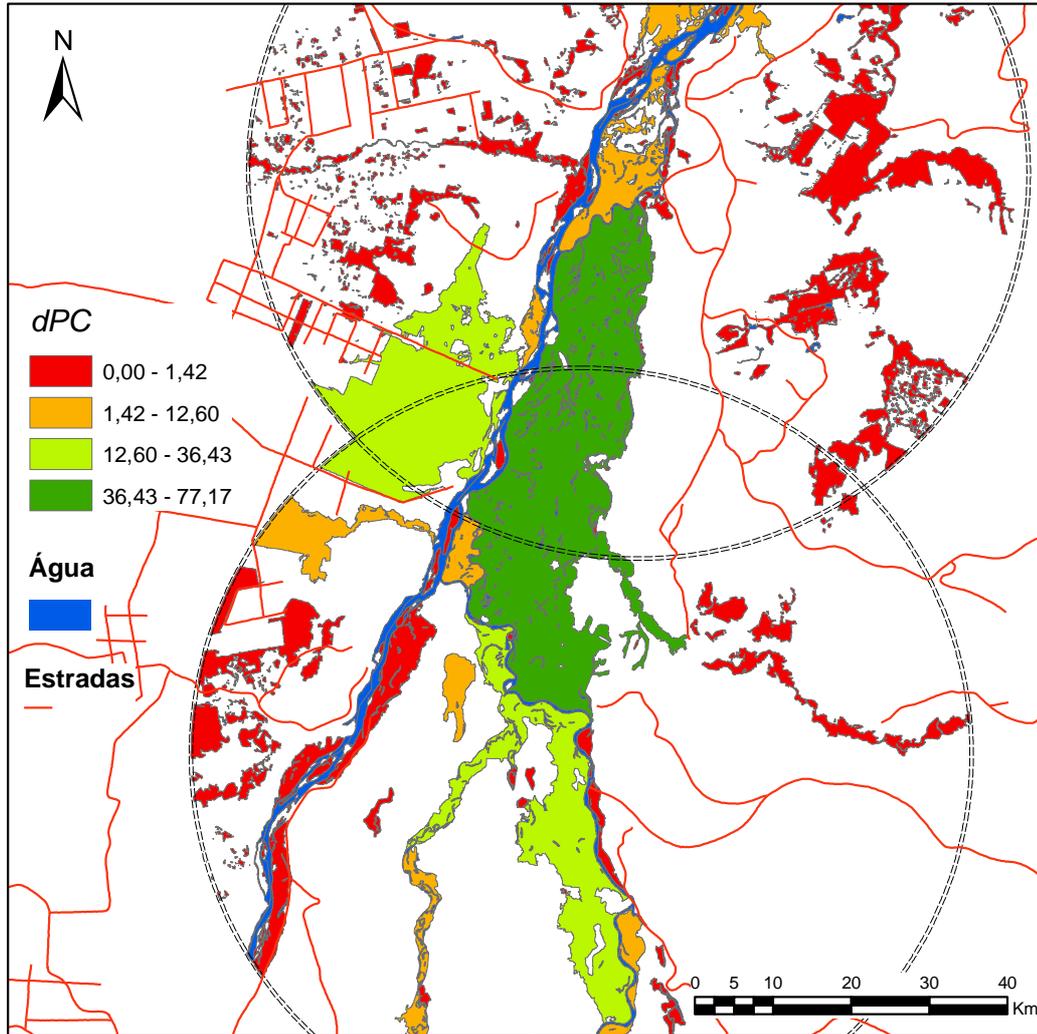


Figura 12. Importância das áreas de hábitat (*dPC*) na paisagem (4) no entorno (50 Km) de sítios reprodutivos de harpia localizados no extremo leste da Amazônia (Tocantins), BR230. Machas de hábitat = classe 'Floresta'. *dPC*: Verde = Alta; Laranja = Média; Vermelho = Baixa.

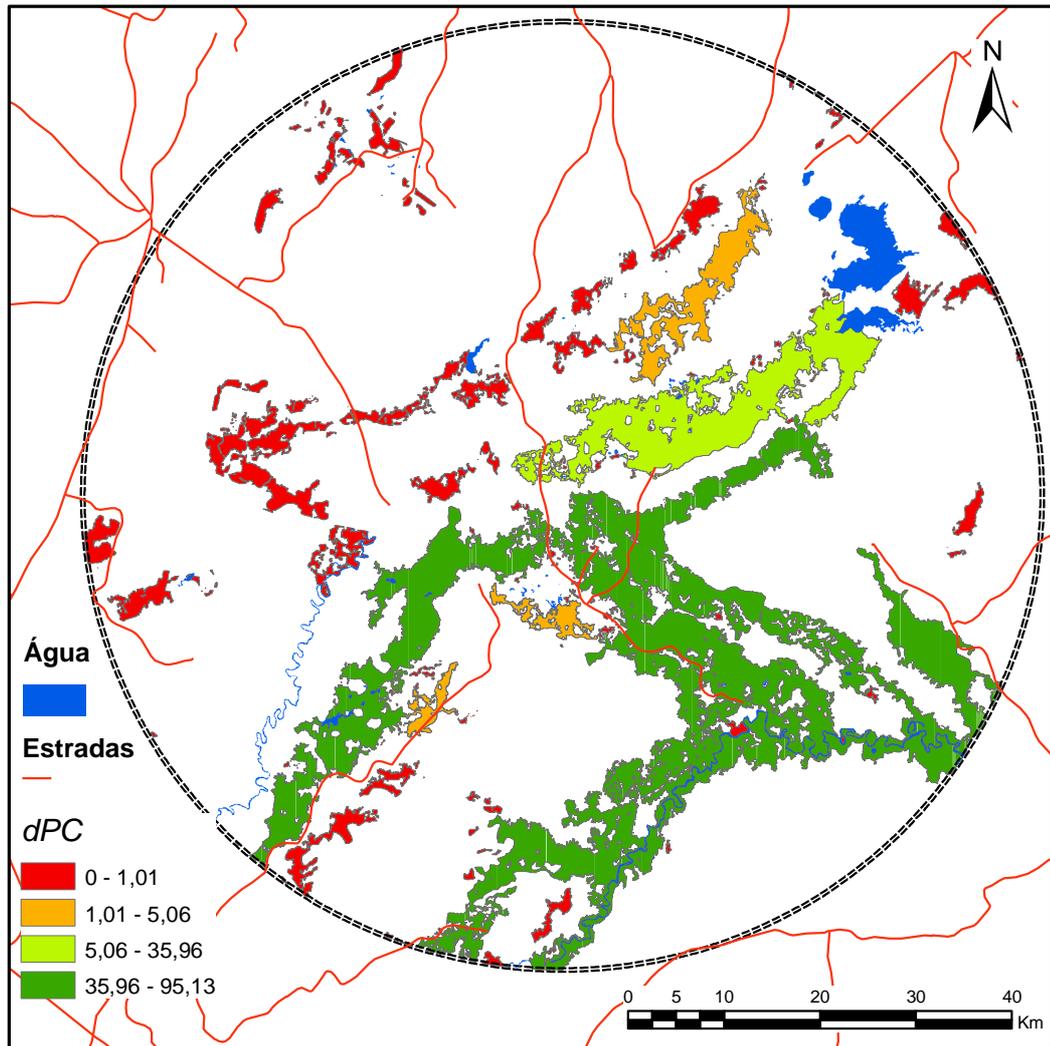


Figura 13. Importância das áreas de habitat (*dPC*) na paisagem (5) no entorno (50 Km) de sítios reprodutivos de harpia localizados no Pantanal. Machas de habitat = classe 'Floresta'. *dPC*: Verde = Alta; Laranja = Média; Vermelho = Baixa.

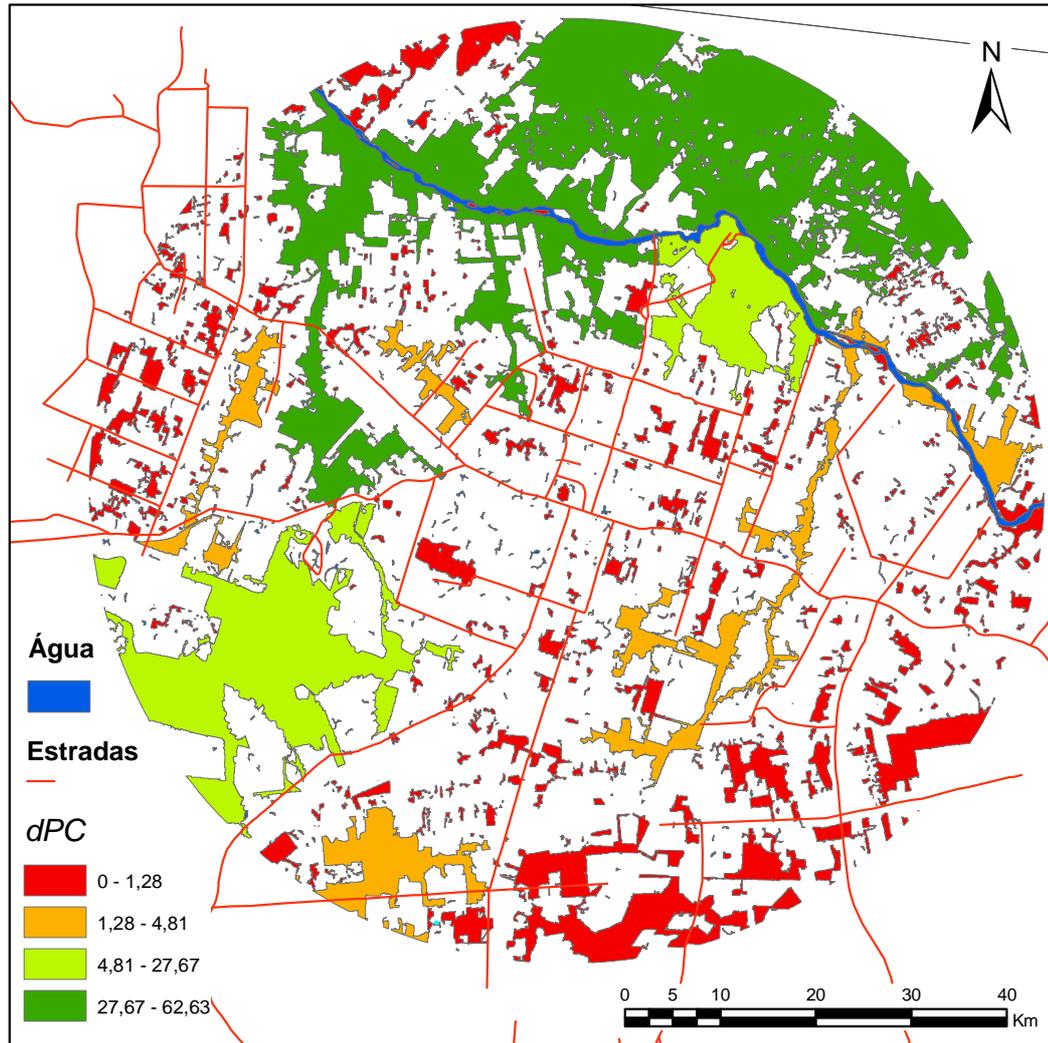


Figura 14. Importância das áreas de hábitat (*dPC*) na paisagem (6) no entorno (50 Km) de sítios reprodutivos de harpia localizados na Amazônia (Mato Grosso), BR163, região do "Arco do Desflorestamento". Machas de hábitat = classe 'Floresta'. *dPC*: Verde = Alta; Laranja = Média; Vermelho = Baixa.

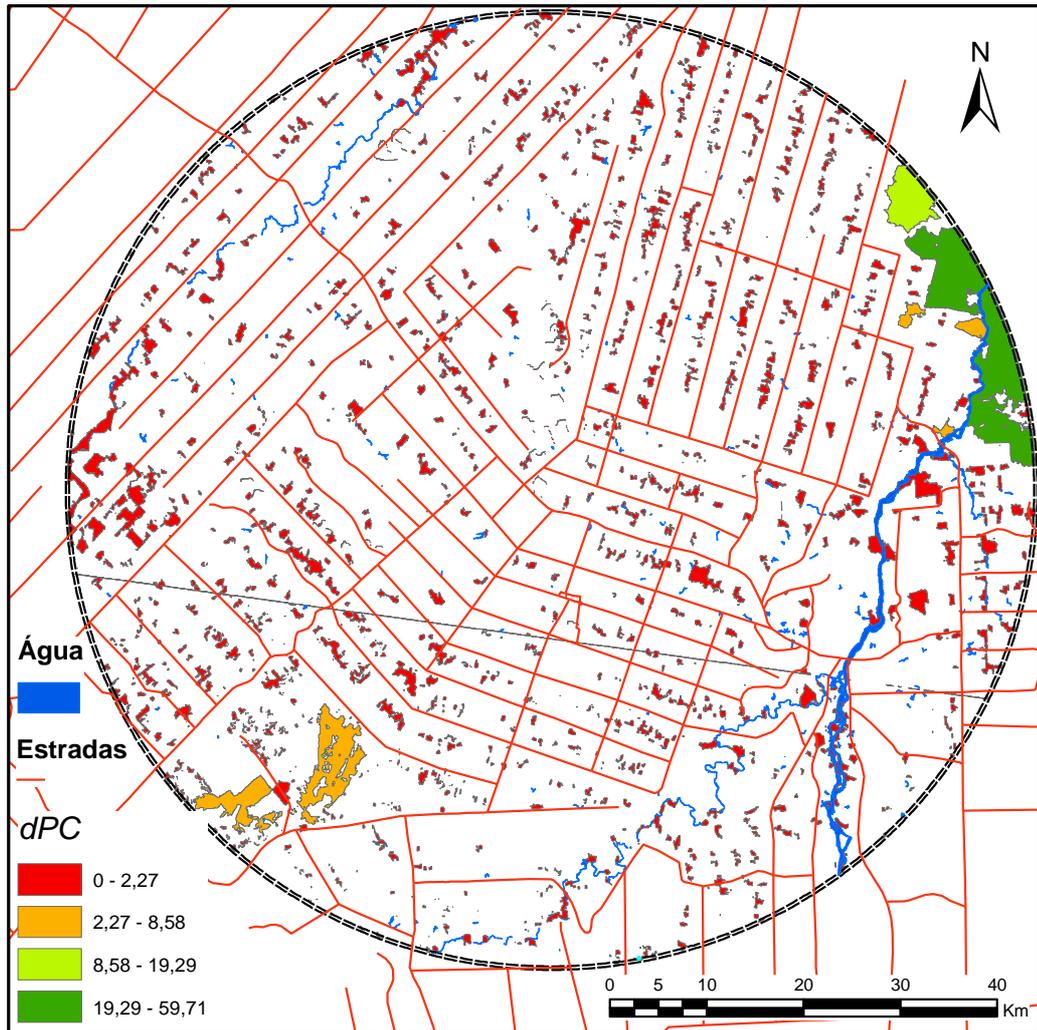


Figura 15. Importância das áreas de hábitat (*dPC*) na paisagem (7) no entorno (50 Km) de sítios reprodutivos de harpia localizados na Amazônia (Rondônia), BR364, região do "Arco do Desflorestamento". Machas de hábitat = classe 'Floresta'. *dPC*: Verde = Alta; Laranja = Média; Vermelho = Baixa.

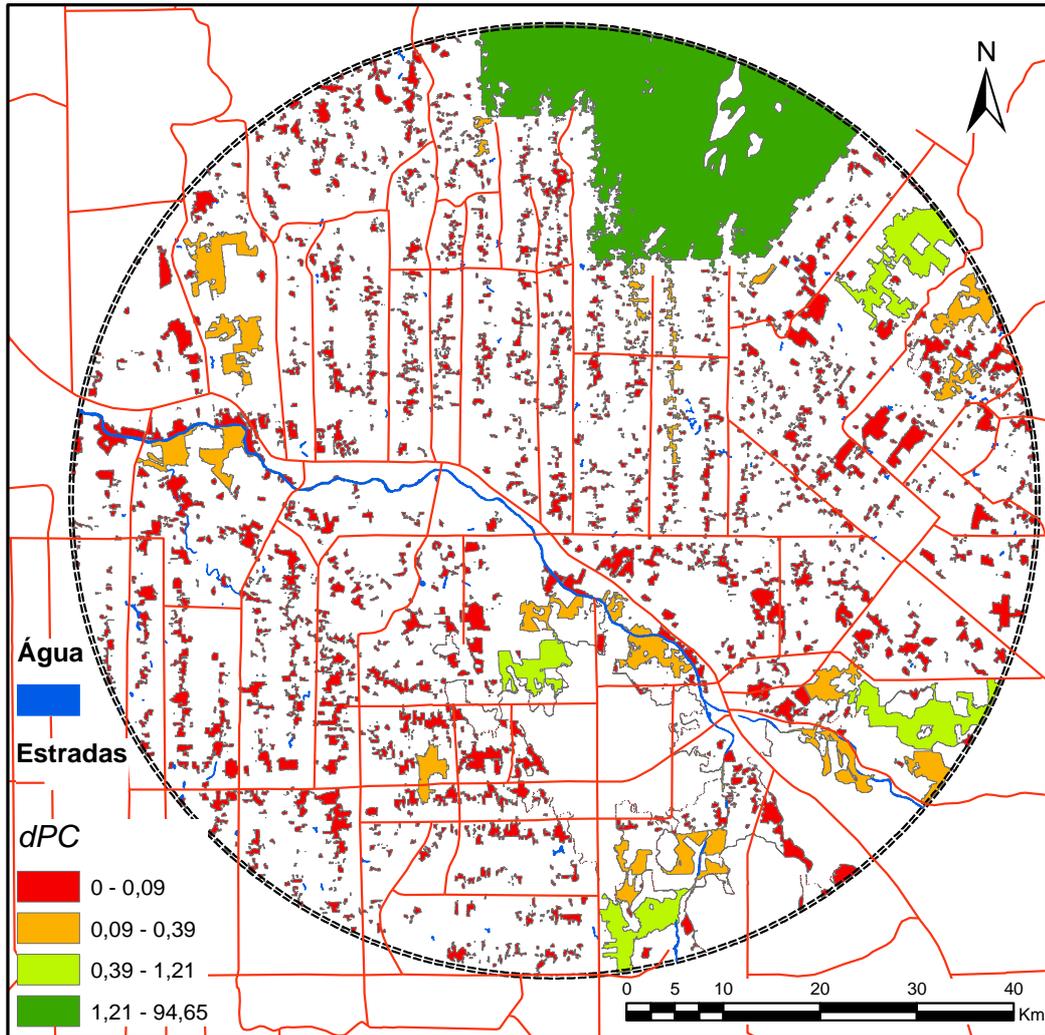


Figura 16. Importância das áreas de hábitat (*dPC*) na paisagem (8) no entorno (50 Km) de sítios reprodutivos de harpia localizados na Amazônia (Rondônia), BR364, região do "Arco do Desflorestamento". Machas de hábitat = classe 'Floresta'. *dPC*: Verde = Alta; Laranja = Média; Vermelho = Baixa.

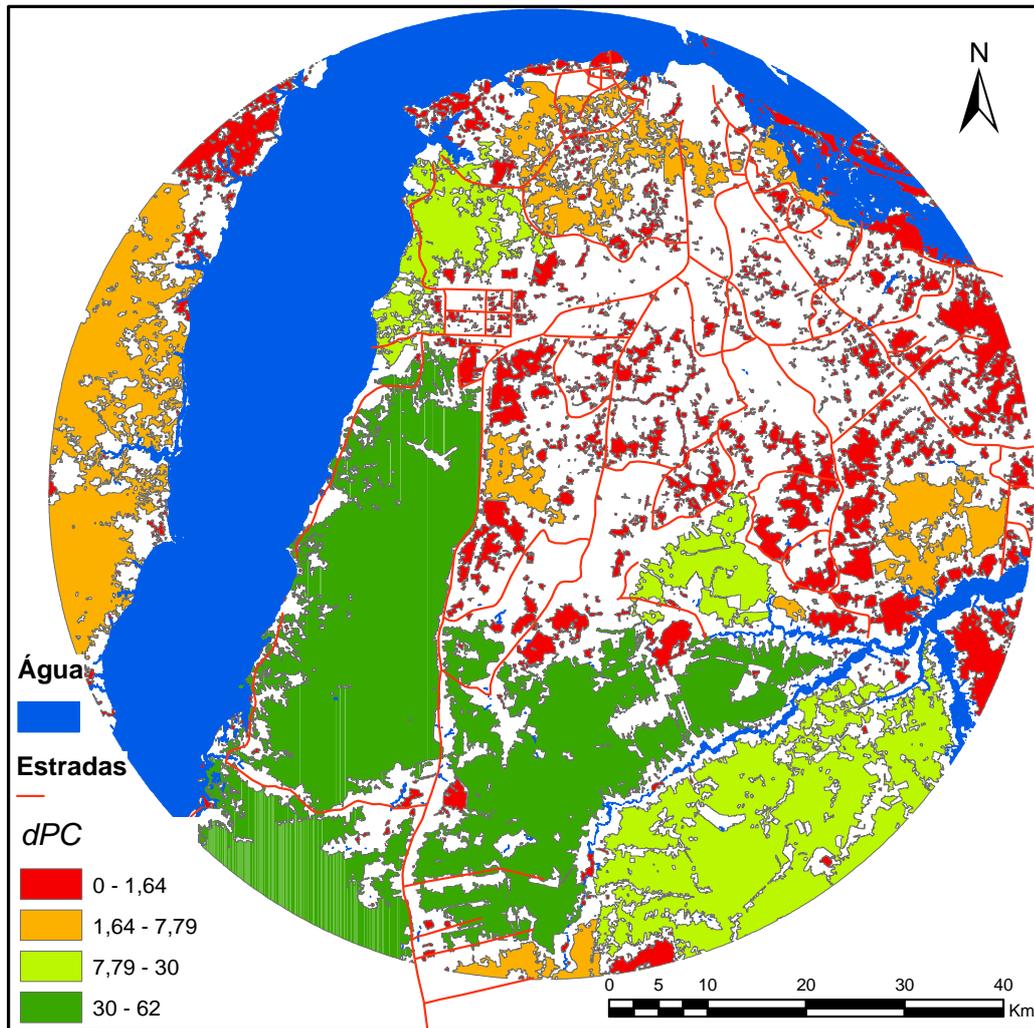


Figura 17. Importância das áreas de hábitat (*dPC*) na paisagem (9) no entorno (50 Km) de sítios reprodutivos de harpia localizados na Amazônia (Pará), BR163. Machas de hábitat = classe 'Floresta'. *dPC*: Verde = Alta; Laranja = Média; Vermelho = Baixa.

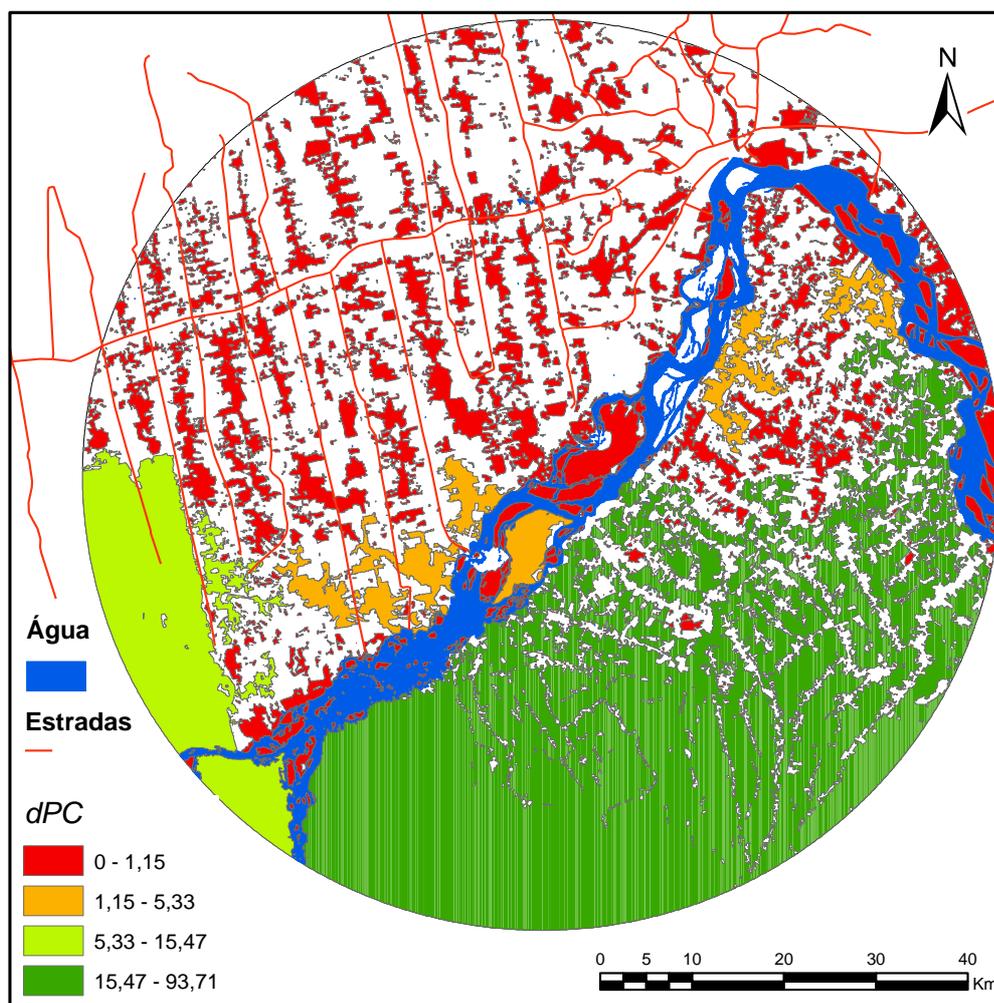


Figura 18. Importância das áreas de habitat (*dPC*) na paisagem (10) no entorno (50 Km) de sítios reprodutivos de harpia localizados na Amazônia (Pará), BR230. Machas de habitat = classe 'Floresta'. *dPC*: Verde = Alta; Laranja = Média; Vermelho = Baixa.

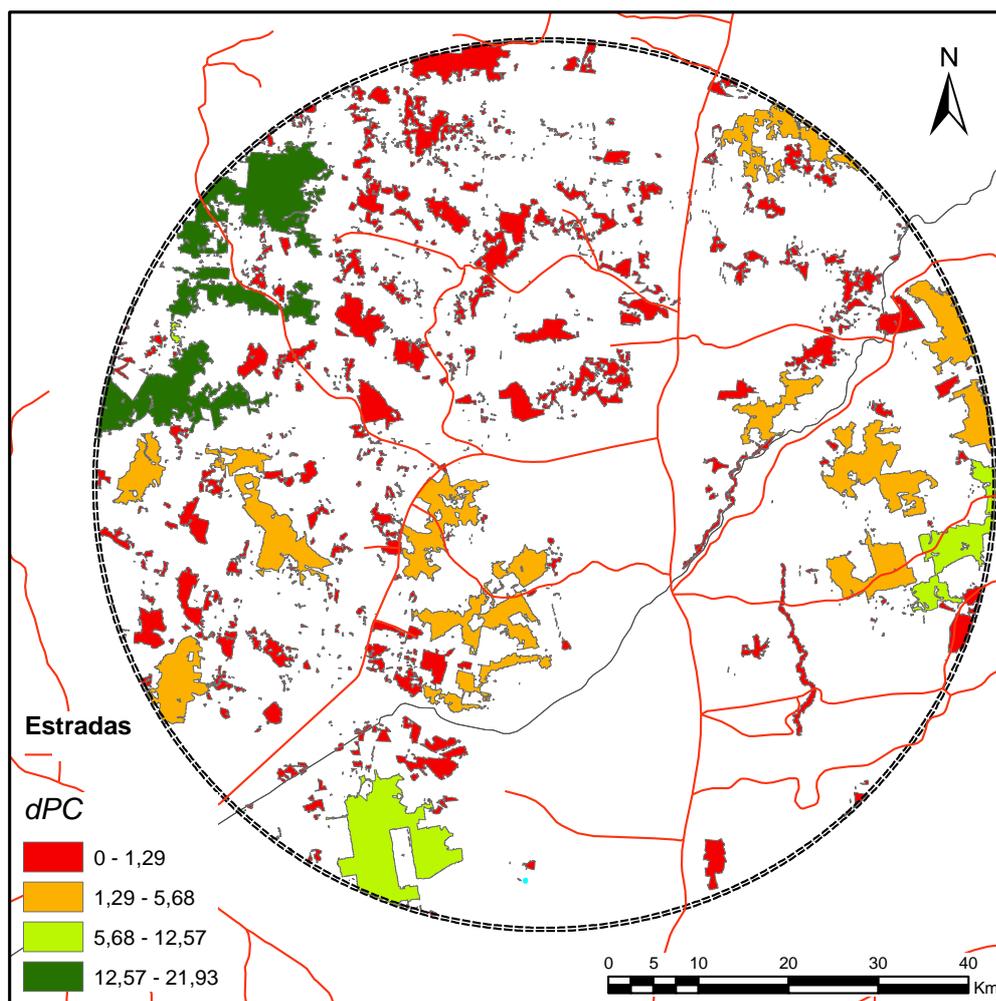


Figura 19. Importância das áreas de hábitat (*dPC*) na paisagem (11) no entorno (50 Km) de sítios reprodutivos de harpia localizados na Amazônia (Pará), BR010, região do "Arco do Desflorestamento". Machas de hábitat = classe 'Floresta'. *dPC*: Verde = Alta; Laranja = Média; Vermelho = Baixa.

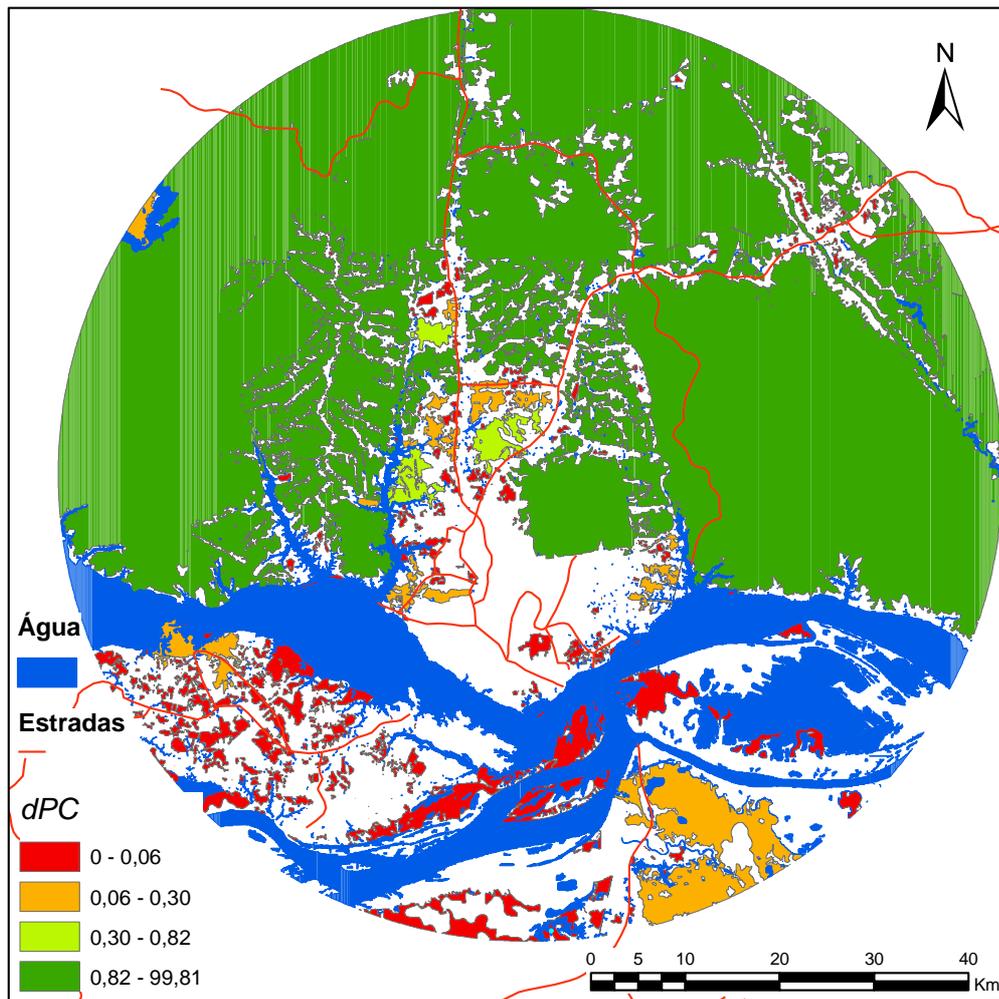


Figura 20. Importância das áreas de habitat (*dPC*) na paisagem (12) no entorno (50 Km) de sítios reprodutivos de harpia localizados na Amazônia (Amazonas), BR174. Machas de habitat = classe 'Floresta'. *dPC*: Verde = Alta; Laranja = Média; Vermelho = Baixa.

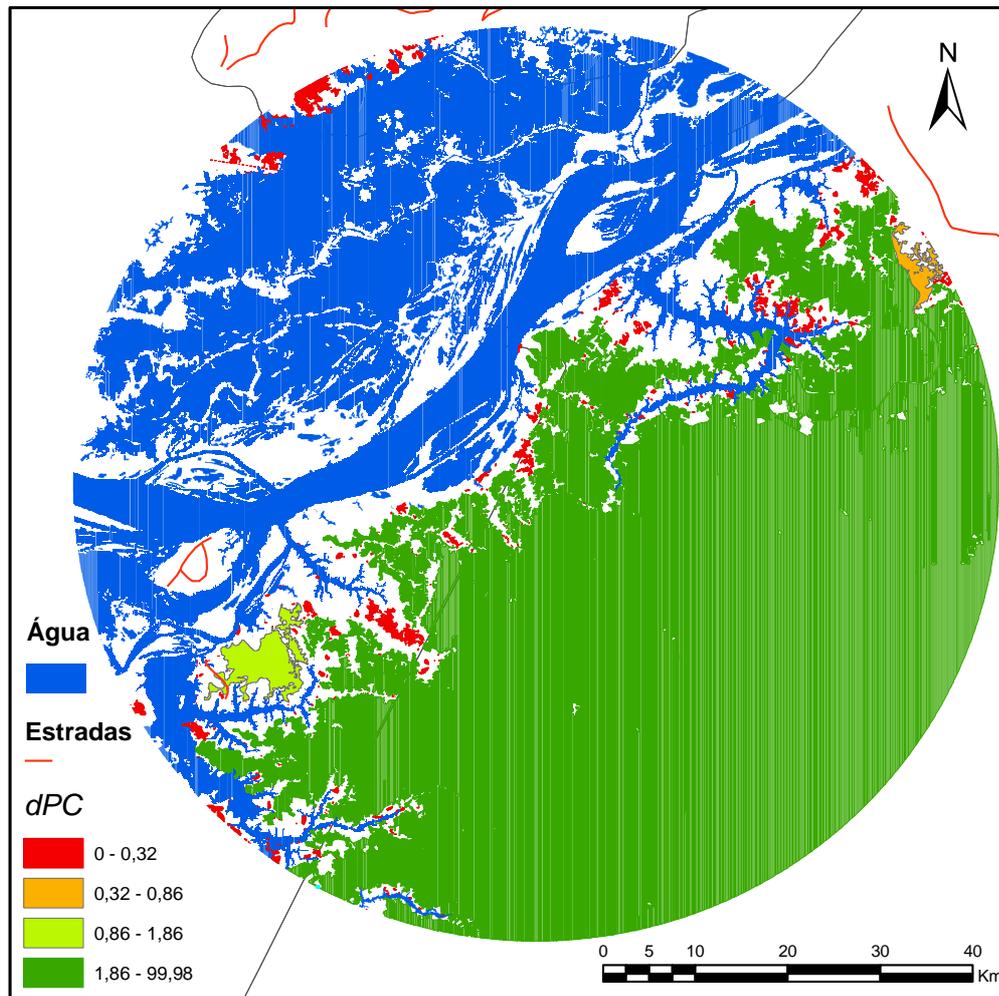


Figura 21. Importância das áreas de habitat (*dPC*) na paisagem (13) no entorno (50 Km) de sítios reprodutivos de harpia localizados na Amazônia (Amazonas), sem acesso por estrada. Machas de habitat = classe 'Floresta'. *dPC*: Verde = Alta; Laranja = Média; Vermelho = Baixa.

Uso de presas

Os quatro componentes da diversidade funcional responderam diferentemente a quantidade de floresta no entorno dos ninhos de harpia (Figura 21). Dos quatro componentes da diversidade funcional, somente a equitatividade (*FEve*) aumentou acentuadamente com a redução da quantidade de floresta no entorno dos ninhos (Figura 21b). Os demais índices continuaram relativamente estáveis com tendência de redução com menor proporção de floresta para os ninhos localizados ao longo de estradas (Figuras 21a, c, d) e aumento para aqueles com acesso somente por rio mas com assentamentos humanos (Figuras 21a, c). Não foi registrada relação significativa entre a diversidade (*FD*), a riqueza (*FRic*), divergência (*FDiv*) funcional, demais indicadores de diversidade funcional da dieta da harpia nas quatro escalas avaliadas (Tabela 1).

Também não houve relação com a fragmentação (número de manchas) e a diversidade de classes (*SDI*) na escala regional (raio de 50 Km) (Table 1). A relação entre as variáveis não apresentou colinearidade, e os níveis intermediários de proporção de floresta corresponde a valores maiores nos índices de diversidade funcional (Figura 21).

Tabela 1. Modelos Lineares Generalizados entre os índices de diversidade funcional, quantidade de floresta (*PropForest* %), quantidade de hábitat (Hábitat = floresta + vegetação secundária %), número de manchas de floresta na escala de 50 Km (*NPF*) e índice de Diversidade de Shannon (*SDI*).

Modelo	Estimated	Standard Error	t value	<i>Pr(> t)</i>
<i>Functional Diversity (FD)</i>				
PropForest 2,5 Km	0,0036	0,0048	0,75	0,46
PropForest 3,5 Km	0,0031	0,0047	0,65	0,52
PropForest 5 Km	0,0022	0,0046	0,46	0,65
<i>SDI</i> 50 Km	0,2149	0,4270	0,50	0,62
Habitat 2,5 Km	0,0028	0,0063	0,44	0,66
Habitat 3,5 Km	0,0047	0,0060	0,79	0,43
Habitat 5 Km	0,0036	0,0058	0,62	0,54
<i>Functional Richness (FRic)</i>				
F 2,5 Km	0,00	0,0	0,07	0,94
F 3,5 Km	-0,00	0,0	-0,10	0,92
F 5 Km	-0,00	0,0	-0,16	0,88
<i>Functional Evenness (FEve)</i>				
F 2,5 Km	-0,0009	0,0006	-1,54	0,13
F 3,5 Km	-0,0012	0,0006	-1,77	0,09
F 5 Km	-0,0012	0,0006	-1,97	0,06
<i>Functional Divergence (FDiv)</i>				
F 2,5 Km	0,0002	0,0003	0,68	0,51
F 3,5 Km	0,0001	0,0003	0,67	0,71
F 5 Km	0,0001	0,0003	0,21	0,83

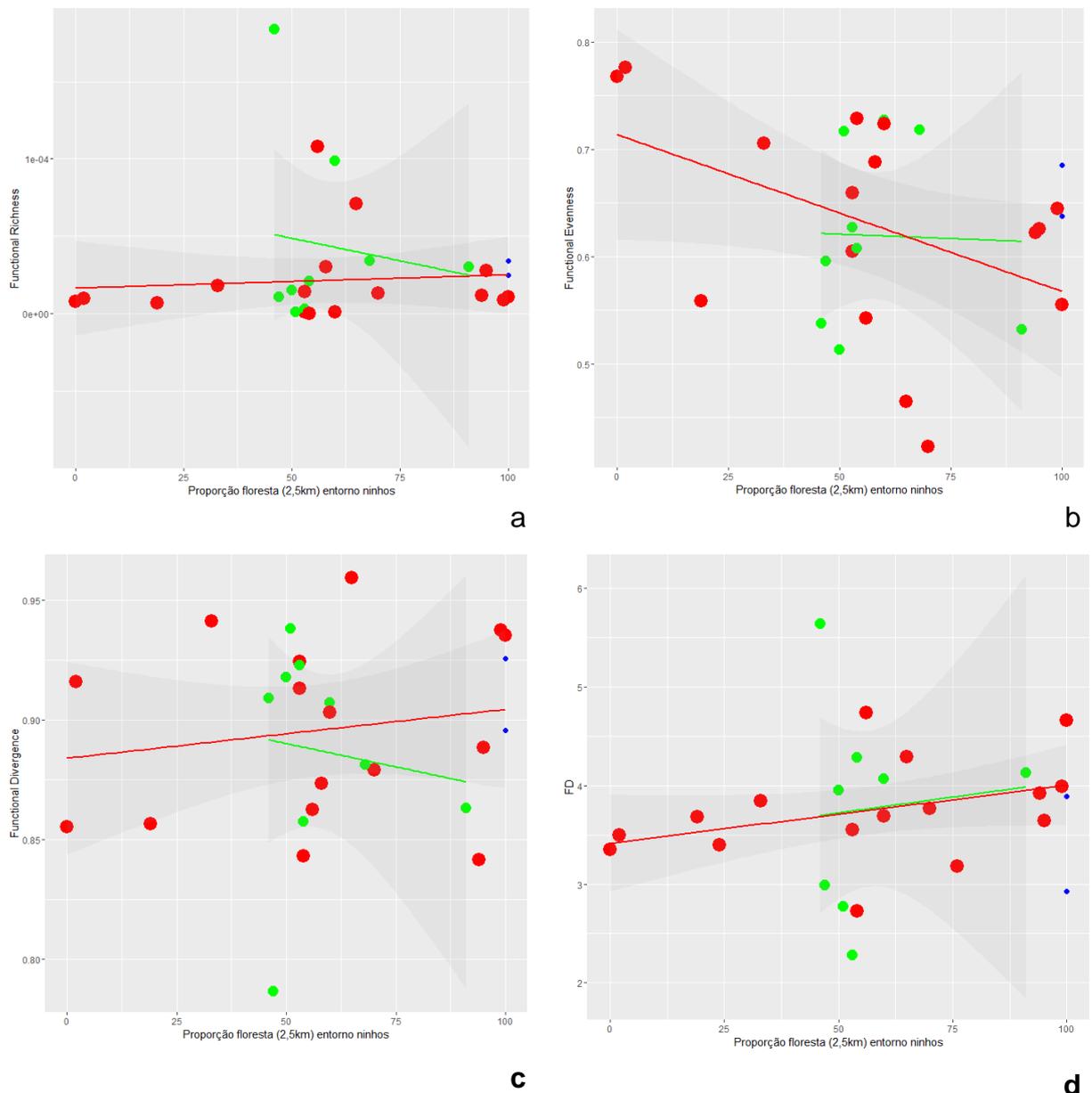


Figura 22. Diversidade funcional (a) *FRic*, (b) *FEve*, (c) *FDiv* e (d) *FD* de presas consumidas em 28 ninhos de harpia em relação a proporção (buffer de 2,5 Km) de habitat (classe floresta e vegetação secundária) no entorno destes ninhos em 2014. Eixo de localização do ninho: Vermelho = estrada; Verde = rio + assentamento; Azul = rio.

Discussão

Composição e configuração da paisagem no entorno dos ninhos

Os resultados apresentam tendência de que para a harpia, o entorno de ninhos altamente fragmentados e em paisagens heterogêneas com diversos usos antropogênicos, não interferiu na permanência dos casais com território estabelecido, salvo nos ninhos cuja árvore-ninho foi extinta, ou caiu naturalmente (9%) ou foi cortada em atividade madeireira (28%). Estas árvores-ninho foram abandonadas, e a nova árvore ninho não foi mapeada até 2016, mas provavelmente o casal permaneceu no sítio reprodutivo, pois são frequentes os avistamentos e registros fotográficos de filhotes e de adultos caçando na região de alguns destes ninhos (Santos 2014, Patrial 2015, Souza 2016). Esta população da Floresta Atlântica ainda conta com registros de indivíduos em outras regiões da Bahia: complexo de montanhas da Serra das Lontras-Javi (Silveira *et al.* 2005) e Serra Bonita, (Sánchez-Lalinde *et al.* 2011), e no Espírito Santo: Reserva Biológica Augusto Ruschi (Novaes *et al.* 2010).

O entorno dos ninhos de harpia esteve formado por paisagens compostas por um mosaico de diferentes padrões de uso e cobertura da terra, com processos de fragmentação histórica (Floresta Atlântica) e ou recente (Amazônia), para extrativismos tradicionais da floresta com acesso por rios (Amazônia Central), pecuária com acesso por estradas (Sudoeste Amazônia), pecuária e agricultura com acesso por estradas (Leste Amazônia), e predomínio de pecuária (Cerrado). A classe "não-floresta", predominante no entorno dos ninhos localizados no Cerrado, bioma no qual predominam áreas abertas, e no Pantanal, onde o pulso de inundação exerce influência sobre a paisagem (Hamilton *et al.* 1997, Junk *et al.* 1999), contribuiu para a reduzida proporção de floresta no entorno destes ninhos. Para alguns ninhos localizados próximos às margens de rios, a forma circular no entorno dos ninhos não se apresenta como técnica adequada para análise de uso de espaço, considerando que estes ninhos apresentaram maior quantidade de água que de hábitat florestal.

Estes diferentes usos causaram um aumento no grau de antropização no entorno dos ninhos de harpia. As alterações na paisagem pela conversão da floresta para agricultura, pecuária e área urbana aumentou ao longo de 10 anos, para alguns

ninhos mais de 100%. As maiores perdas ocorreram no entorno de ninhos que tiveram as suas árvores derrubadas para uso madeireiro. Ainda que o padrão de uso e cobertura da terra tenha permanecido similar nas escalas de 2,5 Km, 3,5 Km e 5 Km, para algumas regiões a escala de 10 Km revelou redução na proporção de floresta potencialmente disponível para o processo de dispersão da população de harpias. O entorno dos ninhos localizados na Floresta Atlântica por exemplo, nesta escala, teve uma redução de floresta de 68% (2,5 Km) para 43% (10 Km).

Na Amazônia até 2004, as maiores perdas ocorreram no entorno dos ninhos localizados nas regiões de fronteiras consolidadas de desflorestamento, nas quais havia ninhos com apenas 2% de floresta no entorno. Uma grande parcela do desflorestamento nestas regiões, consideradas alvos para centros de desenvolvimento e colonização na década de 70-80, para construção de rodovias e implantação de assentamentos, onde áreas naturais foram convertidas em pecuária e monoculturas (Fearnside 1990, Cardille & Folley 2003). Ao longo da BR-364 em Rondônia, por exemplo, nos anos 80, registrou-se 53% de desflorestamento a 25 Km a partir da BR-364 e ampliando para 50 Km, o desflorestamento atingiu 85% (Escada 2003). Estes resultados indicam que o desflorestamento, em muitas regiões, está ultrapassando o limite de 80% estabelecido no Novo Código Florestal Brasileiro para a região Amazônica (Brasil 2012).

Desconsiderando as diferenças entre as regiões, a variação média de floresta no entorno dos ninhos entre 2004 e 2014 foi de -10%, o que representaria 1% ao ano, ou seja, em aproximadamente 50 anos, todos os sítios de nidificação de harpia conhecidos atualmente estariam extintos. Nesse período, as maiores mudanças se concentraram no leste do Pará, Pantanal e Acre. Com exceção do leste do Pará e do Pantanal, cujo desflorestamento avançou desde a década de 70, na região do Acre, a fronteira ainda está em expansão.

Este estudo apresenta evidências de que a configuração da paisagem no entorno dos ninhos de harpia localizados na região do "Arco do Desflorestamento" apresenta padrão de degradação florestal avançado (alta densidade de fragmentos de floresta de pequeno tamanho). Este padrão é um indicativo do grau de ruptura da paisagem. Os padrões de uso da terra resultam em configurações espaciais da paisagem que podem favorecer, como em áreas colonizadas seguindo o eixo de

estradas e/ou rios (configuração corredores) (Geist & Lambin 2001); ou reduzir a conectividade, como grandes áreas desflorestadas para agricultura comercial de larga escala (configuração geométrica) e em assentamentos planejados ao longo das estradas ("espinha-de-peixe") (Geist & Lambin 2001).

Todos os sítios reprodutivos que continuaram perdendo floresta no entorno dos ninhos estão localizados em regiões onde ainda ocorre expansão da fronteira agrícola e projetos hidroelétricos estão sendo implementados e projetados (Lees et al. 2016). As hidrelétricas e as linhas de transmissão de energia têm sido registradas como causadoras de impactos diretos sobre a harpia. Na região do rio Xingu, Pará, onde foi instalada uma grande hidrelétrica, dos seis ninhos localizados na região, três tiveram 100% da vegetação removida no entorno imediato ao ninho (Aguiar-Silva et al. 2015), e em Manaus, Amazonas, no eixo de passagem de uma linha de transmissão de energia, a árvore ninho foi removida mesmo com um filhote que ainda utilizava o ninho (Kuniy et al. 2015). Esta situação evidencia que o grau de ameaça atual é iminente para a espécie também na região da Amazônia, experienciada há séculos na Floresta Atlântica, na qual há evidências de que houve redução da diversidade genética (Banhos et al. 2016). No entanto, as consequências desta redução para a viabilidade populacional para a conservação da espécie no longo prazo devem ser investigadas.

Projeções do desflorestamento na Amazônia registraram que somente as áreas protegidas resguardarão as florestas remanescentes e com governança ampliam-se as áreas de floresta para além das fronteiras das áreas protegidas (Soares-Filho et al. 2004, 2005, Ferreira et al. 2005).

Disponibilidade de hábitat e conectividade funcional da paisagem

O desflorestamento causou a perda de hábitat e fragmentação florestal no entorno dos ninhos de harpia. Dos sítios de nidificação localizados ao longo de estradas na Floresta Atlântica, Cerrado e "Arco do Desflorestamento", apenas um teve seu entorno conectado funcionalmente com uma fração significativa da paisagem fragmentada, reflexo da existência de áreas protegidas na região e de fragmentos lineares na paisagem que favoreceram a formação de corredores para a

conectividade. No entorno destes ninhos, ocorreu a fragmentação sem perda de hábitat, resultantes de exploração madeireira e substituição por pastagem e agricultura. A disponibilidade de hábitat não depende somente da quantidade de hábitat, mas também da conectividade da paisagem (Saura & Pascual-Hortal 2007). Os pequenos e/ou os fragmentos lineares de floresta podem contribuir com a estrutura de conexão em paisagens altamente fragmentadas (Metzger 2006). A função destes corredores para a harpia foi evidente na conectividade da paisagem no entorno dos ninhos localizados no Cerrado, que mesmo formada por fragmentos lineares, está totalmente conectada e com alto valor para a espécie.

Os valores de importância do fragmento onde estão localizados os sítios reprodutivos de harpia na Floresta Atlântica (*dPC* variando de 30 a 60) e da diversidade funcional da dieta, sugerem que mesmo que exista um fluxo de presas entre os fragmentos florestais, a pressão de longo prazo reduziu a capacidade de carga na região e o "*fitness*" da harpia, comprometendo o sucesso reprodutivo e a territorialidade nos ninhos, pois os cinco ninhos localizados na região (Espírito Santo e Bahia), foram abandonados sem nenhuma reprodução registrada (Luz *et al.* 2006, Aguiar-Silva *et al.* 2012). Esta região, um dos *hotspots* de biodiversidade (Myers *et al.* 2000), também está inserida no Corredor Central da Mata Atlântica, o qual possui 41 unidades de conservação de proteção integral em menos de 2% de proteção oficial do seu território (Fonseca *et al.* 2003).

No que se refere às populações do Cerrado, a matriz (pasto limpo, pasto sujo) torna-se hábitat de busca por recursos alimentares, quando registramos predomínio de presas com hábitos terrestres. As localizações dos ninhos sugerem que não existe borda de hábitat para harpia, pois existem ninhos na zona de transição entre a floresta e a matriz, seja ela composta por vegetação secundária, água ou pasto. No entanto, a espécie precisa de hábitat florestal para construção dos ninhos para reprodução, pois considerando o grande porte da espécie, inevitavelmente existe um limite na estrutura da vegetação necessária para construção de ninhos, que podem atingir até 2 m de diâmetro. A menor altura de um ninho registrada para a harpia foi de 25 m no Pantanal (Ubaid *et al.* 2011) e de 14 m na região do Cerrado (Aguiar-Silva *et al. in press*).

Ao longo das paisagens analisadas pode-se observar a relação das estradas com a fragmentação no entorno dos ninhos (Figuras 9 - 21). Estudos têm demonstrado que as estradas têm forte efeito no desflorestamento no Pará, Rondônia e sul do Amazonas, e os rios na região do Amazonas (Silva *et al.* 2007).

Áreas de vida de aves de rapina compreendem a área de uso durante a nidificação (a qual muitas espécies usam em subseqüentes reproduções), alimentação, mas também inclui áreas para a dispersão dos filhotes. Extinções locais em resposta à perda de hábitat podem ocorrer de diferentes maneiras, no caso da harpia, o limiar da resposta à perda de hábitat seria temporal, pois são organismos de vida longa, e se não existe hábitat disponível, provavelmente a extinção local da harpia é iminente em regiões altamente fragmentadas, somente dependendo do tempo de vida dos casais reprodutivos que presenciaram a fragmentação e a redução do hábitat no entorno de seus ninhos. Um *time-lag* na resposta de espécies de árvores, anfíbios e aves à fragmentação foi registrada na Floresta Atlântica (Metzger *et al.* 2009).

As regiões sem conectividade da paisagem para harpia (Rondônia, Leste do Pará e Floresta Atlântica) devem ser alvo de intensas ações de sensibilização das populações sobre a harpia para reduzir conflitos da interação harpia-humanos, além de manejo das áreas de vegetação secundária e da vegetação ciliar ao longo dos corpos d'água, considerando o contexto da paisagem para favorecer a conexão funcional com manutenção dos processos ecológicos. Mesmo as populações que reproduzem dentro das áreas protegidas (Oliveira *et al.* 2011, Aguiar-Silva *et al.* 2013, Costa *et al.* 2015) nas regiões altamente fragmentadas e não conectadas poderão estar ameaçadas no longo prazo.

Nestas paisagens fragmentadas e com baixa disponibilidade de hábitat para a dispersão da espécie, espera-se que a pressão de caça e perseguição sejam intensas sobre a harpia, como reportado na região do Arco do Desflorestamento (Trinca *et al.* 2008, Silva *et al.* 2013, Gusmão *et al.* 2016), e limite o efetivo estabelecimento de novos sítios reprodutivos longe da área natal. Álvarez-Cordero (1996) registrou via radiotelemetria o estabelecimento de uma harpia distante menos de 10 Km da sua área natal, após três anos do início da sua independência e dispersão do ninho (Fevereiro 1992 - Agosto 1995). Um filhote monitorado no

Equador, com 23 meses de idade estava a 1,3 Km distante do ninho (Muñiz-López *et al.* 2012). Juvenis de harpia têm sido registrados deslocando-se em áreas urbanas no Tocantins (Pascoal *et al.* 2014) e no Mato Grosso, região da Chapada dos Guimarães, indivíduos registrados em floresta secundária 2 Km do centro da cidade (Lopes *et al.* 2009). Isto pode sugerir que a reduzida disponibilidade de hábitat e a proximidade de áreas urbanas dos sítios reprodutivos de harpia, podem favorecer contatos de harpias com humanos, e potencial efeito negativo sobre a espécie.

Incluindo as manchas de vegetação secundária como hábitat utilizado pela harpia, a quantidade e a disponibilidade de hábitat aumentam e tende a facilitar a dispersão na paisagem. Fahrig (2013) propõe a hipótese da quantidade de hábitat (*Habitat Amount Hypothesis*) que prevê que a riqueza de espécies em uma determinada região aumenta com a quantidade de habitat na paisagem. Na região do norte do Mato Grosso, por exemplo, o ninho está rodeado dentro do raio de 50 Km por pasto limpo (52%), e a vegetação secundária, mesmo que em reduzida proporção (9%) na paisagem, está distribuída em número elevado de fragmentos (9031) (Tabela S1). Os fragmentos de vegetação secundária, nestes casos, representam aumento na quantidade de hábitat que pode estar contribuindo para a conectividade no entorno dos ninhos em paisagens altamente fragmentadas, mantendo a conectividade funcional para as espécies de presas e consequentemente mantendo a diversidade funcional das presas consumidas nestes ninhos. Um maior número de manchas de hábitat aumentaria a proporção de hábitat, reduzindo o isolamento, aumentando a percolação (Andrén 1994, Metzger 2006) e por consequência a conectividade funcional da paisagem. Estes resultados demonstram a importância das áreas de vegetação secundária no contexto da conexão funcional das paisagens e para potencial conservação da biodiversidade.

Os índices de conectividade têm sido utilizados em análises de paisagens fragmentadas para otimizar os esforços de restauração, incrementando a conectividade por ações de reflorestamento para evitar extinções locais de espécies que permanecem na paisagem apesar da configuração fragmentada e desfavorável para o deslocamento e dispersão (Saura & Pascual-Hortal 2007, Tambosi *et al.* 2014).

Esta permanência em sítios de nidificação altamente modificados, inclusive, com perturbação por fogo no entorno imediato ao ninho, relatado para o ninho localizado no Pantanal (Ubaid *et al.* 2011), e sua adaptabilidade de utilizar a estrutura do hábitat disponível para construção dos ninhos, além da mobilidade para ninhos alternativos dentro dos sítios (Vargas-González & Vargas 2011), revela o comportamento altamente territorial e elevada resistência da harpia.

No contexto das paisagens fragmentadas reportadas neste estudo, as áreas protegidas estabelecidas podem desenvolver papel importante na manutenção da diversidade regional por atenuar o avanço do desflorestamento (Barber *et al.* 2014). Somando-se às áreas de reserva legal de pequenas propriedades, formam uma rede que contribui para a conexão da paisagem para algumas populações de harpia.

Uso de presas

Os resultados da diversidade funcional da dieta da harpia entre os ninhos apresentaram uma tendência da interferência na abundância das presas revelada pelos índices *FEve*, *FDiv* e *FD*. Estes resultados sugerem que reduções na disponibilidade de recursos, pela redução de quantidade de hábitat, poderiam estar causando exclusão competitiva entre os folívoros de médio porte e hábitos solitários, grupo funcional do qual fazem parte as preguiças (*Bradypus* e *Choloepus*). A preguiça-bentinho (*Bradypus*) não esteve presente na dieta dos ninhos localizados nas regiões mais fragmentadas e com baixa proporção de floresta no entorno dos ninhos. Este grupo funcional estaria sendo afetado pela não conectividade da paisagem (Figuras 15 e 16), que estaria limitando a dispersão de harpias entre as manchas de hábitat. Michalski e Peres (2005) registraram efeito da fragmentação sobre a ocorrência limitada de guaribas *Alouatta spp.*, um folívoro de grande porte, em fragmentos menores que 100 ha em uma região de matriz de pasto limpo. Em contraposição ao que foi registrado em fragmentos florestais na Amazônia, no qual os guaribas raramente saíram dos fragmentos de 10 e 100 ha, enquanto o macaco-prego (*Sapajus apella*) movimentou-se em matriz de vegetação secundária (Boyle *et al.* 2013).

Atividades antropogênicas têm conduzido a perda e a fragmentação de habitats naturais (Ryall & Fahrig 2006), com a formação de matrizes no entorno dos fragmentos que dependendo das exigências comportamentais das espécies, limitariam a movimentação entre as manchas de habitat (Lees & Peres 2008, Estavillo *et al.* 2013). Análises sobre o efeito da fragmentação florestal e perda de habitat sobre populações de aves e mamíferos, registraram efeitos negativos significativos em paisagens com cobertura florestal abaixo de 30%, com evidente declínio de especialistas florestais (Andrén 1994, Pardini *et al.* 2010, Estavillo *et al.* 2013), e limitações na conectividade através da matriz (Laurance *et al.* 2002b).

O entorno dos ninhos de harpia com menor quantidade de floresta no raio de 2,5 Km apresentou similarmente diversidade funcional aos ninhos com alta (100%). O índice de equitatividade funcional (*FEve*) foi elevado em ninhos com baixa proporção de floresta (Figura 22b), provavelmente pela eliminação de espécies raras enquanto grupos mais tolerantes ganharam mais indivíduos. Este índice tem se revelado importante para elucidar as relações das comunidades e o funcionamento dos ecossistemas (Ricotta *et al.* 2014). A reduzida diversidade funcional (*FD*) registrada em alguns dos ninhos estudados pode refletir reduções na assembléia de presas presentes, com remoção de alguma função ecológica importante no contexto local (2,5 Km de raio), resultado de redução da conectividade e do fluxo de indivíduos no contexto de metapopulações. No entanto, a baixa diversidade e alta redundância das características funcionais, na qual várias espécies compartilham as mesmas funções. Em comunidades com redundância nos atributos funcionais das espécies, a extinção local de alguma dessas espécies teria impacto reduzido em relação ao processo ecológico (Fonseca & Ganade 2001).

A maior variação na riqueza (*FRic*) e diversidade (*FD*) funcional observada para os valores intermediários de perturbação (faixa entre 60 e 40% de floresta), pode ser explicada pela hipótese do distúrbio intermediário (Hutchinson 1953, Connell 1978), na qual ambientes que sofreram mudanças ambientais ou perturbação com frequência e intensidade intermediárias, apresentariam maior diversidade de habitats e maior número de nichos e recursos disponíveis para serem explorados, favorecendo neste caso a diversidade funcional.

A redução na diversidade funcional observada para os níveis elevados de perturbação (< 30% de floresta) podem ser explicados como consequência da perda de hábitat e não somente da fragmentação (Fahrig 2003). As florestas no entorno dos ninhos na Amazônia têm histórico de fragmentação relativamente recente (40 anos), comparativamente com a Floresta Atlântica, cujo processo de redução de hábitat iniciou há séculos (Dean 1995), com evidentes impactos sobre as espécies (Chiarello 1999), resultando hoje em um número elevado de espécies em risco de extinção, inclusive a harpia classificada criticamente ameaçada (Simon *et al.* 2007). A caça também tem sido reportada como importante fator que atua na redução de populações de mamíferos de médio e grande porte em paisagens fragmentadas na Floresta Atlântica e na Amazônia (Chiarello 1999, Galetti *et al.* 2009, Sampaio *et al.* 2010). A conectividade da paisagem favorecida pela vegetação secundária tem sido importante para manter a diversidade funcional das espécies, refletida na dieta da harpia, que representa a funcionalidade do ecossistema no qual os ninhos estão inseridos, pois mesmo ninhos com perda de 50% no entorno imediato a 2,5 Km de raio, a diversidade manteve-se alta.

A diversidade funcional da dieta da harpia reflete a ampla capacidade predatória da espécie, face às variações no tamanho, dieta, estrato utilizado na floresta, padrão de atividade e sociabilidade das presas, como táticas de fuga a predação, refletindo no sucesso de captura da harpia, incorporando grupos diversos funcionais como os dispersores (frugívoros), predadores (carnívoros) e recicladores de biomassa (folívoros, insetívoros). Harpias podem estar se beneficiando das bordas de floresta e da matriz para caçar, sendo que o entorno de alguns dos ninhos estudados esteve dominado por matriz heterogênea composta por vegetação secundária, pastagem e agricultura, na qual a dieta incluiu espécies de hábitos terrestres (Aguiar-Silva *et al.* 2015). A diversidade funcional na dieta da harpia pode ser utilizada como *proxy* da resposta das espécies de presas às alterações de origem antropogênica.

Os resultados indicam que a harpia apresenta alta resistência em relação à fragmentação florestal e a redução de hábitat, no entanto está altamente vulnerável a estes processos que reduzem a conectividade funcional, interferindo na probabilidade de dispersão e fluxo de indivíduos da população.

Conclusões

Os resultados deste estudo têm algumas implicações para atividades de manejo de paisagens fragmentadas e para a conservação da harpia no Brasil. Primeiro, ele destaca a importância da dinâmica espacial de mudança da paisagem considerando as particularidades regionais e históricas, e relata que a dinâmica temporal também é um fator que deve ser utilizado em análises de vulnerabilidade e resistência. As espécies respondem diferentemente a fragmentação e o efeito deste processo raramente vem sendo considerado nos estudos. Segundo, apresenta evidências de harpias reproduzindo-se em habitats altamente heterogêneos, fragmentados, com matriz inóspita e desconectados funcionalmente. Esta espécie era considerada como exigente e indicadora de qualidade de habitat, reproduzindo apenas em florestas primárias (Thiollay 1989, Albuquerque 1995). Isto pode afetar as pesquisas e levar a conclusões altamente conservadoras e errôneas, limitando o foco das ações de manejo e conservação das paisagens e espécies.

O nível atual de conservação dos ninhos conhecidos de harpia é extremamente baixo, com poucos deles localizados dentro de áreas protegidas, e a maioria em regiões altamente fragmentadas e desconectadas. Neste estudo, por exemplo, as áreas de vegetação secundária se apresentaram com grande importância para a área de habitat disponível para a harpia e potenciais sob ações de proteção e reflorestamentos para ampliar a conexão da paisagem, pela formação de corredores. Embora existam diversos registros de harpias com base em relatos anedóticos de observações oportunistas ao longo de sua distribuição geográfica, a vulnerabilidade desta grande águia também é relatada em muitos desses registros, como a caça e perseguição.

Mesmo tendo sido observada alta resistência da harpia às perturbações no entorno dos ninhos, a ausência de conectividade funcional para os ninhos localizados em algumas regiões de ocorrência, reduz a probabilidade de dispersão e indica a vulnerabilidade da viabilidade da populacional no longo prazo.

O índice de conectividade funcional (*dPC*), valorando a importância de cada mancha de habitat a partir da contribuição individual para a manutenção da conectividade da paisagem, revelou-se uma medida eficiente para identificar as regiões no entorno dos ninhos de harpia vulneráveis a redução de habitat e priorizar

quais áreas são prioritárias para manejo via reflorestamento e ações de conservação da harpia. As paisagens fragmentadas mais críticas registradas e com maior prioridade para ações de manejo estão na Amazônia (Rondônia, Mato Grosso e leste do Pará) e na Floresta Atlântica (Espírito Santo e Bahia), e devem ser alvo de esforços imediatos principalmente porque a maioria dos ninhos está fora de áreas protegidas. Estes esforços em conjunto com os donos das propriedades e moradores das comunidades onde estão localizados os ninhos, devem ser os alvos das ações de sensibilização ambiental para ampliar o conhecimento destes sobre a harpia, com o objetivo de reduzir o número de eventos de contatos negativos para esta espécie.

A capacidade da harpia de persistir em habitats alterados foi evidenciada mesmo com baixa quantidade de habitat disponível, mas a constante remoção de indivíduos pela caça e perseguição reduzindo a sua capacidade de recrutamento e de recuperação por causa da baixa taxa reprodutiva em paisagens não conectadas, inviabilizam a manutenção da espécie frente ao avanço do desflorestamento e fragmentação florestal. Os ninhos localizados nas paisagens fragmentadas e desconectadas funcionalmente estariam funcionando como fonte e a paisagem atuando como sumidouro dos filhotes que nascem na região, onde é baixa a probabilidade de dispersão efetiva causado pela baixa conectividade da paisagem.

Referências

- Aguiar-Silva, F.H., Jaudoin, O., Sanaiotti, T.M., Seixas, G.H.F., Duleba, S., Martins, F.D. 2017. Camera trapping at Harpy Eagle nests: interspecies interactions under predation risk. *Journal of Raptor Research* 51(1): *in press*.
- Aguiar-Silva, F.H., Junqueira, T.G., Sanaiotti, T.M., Guimarães, V.Y., Mathias, P.V.C., Mendonça, C.V. 2015. Resource availability and diet in Harpy Eagle breeding territories on the Xingu River, Brazilian Amazon. *Brazilian Journal of Biology* 75(3):181-189.
- Aguiar-Silva, F.H., Sanaiotti, T.M., Luz, B.B. 2014a. Food habits of the Harpy Eagle, a top predator from the Amazonian rainforest canopy. *Journal of Raptor Research*, 48(1):24-35.
- Aguiar-Silva, F.H., Sanaiotti, T.M., Luz, B.B., Jaudoin, O., Matos, S.P. 2014b. Ameaça e conservação das aves de rapina de grande porte na Floresta Nacional do Tapajós e entorno. In: Anais do II Seminário de Pesquisa Científica da Floresta Nacional do Tapajós, 2014. Santarém. Brasília: ICMBio. p.22-32.
- Aguiar-Silva, F.H., Sanaiotti, T.M., Jaudoin, O., Luz, B.B., Martins, F.D., Sousa, G.L., Milano, M.Z., 2013. Harpy Eagle nesting territories in Brazilian Forests, during the past 15 years. In: Proceedings of the I Worldwide Raptor Conference, 2013. Universidad Nacional del Comahue, Bariloche. Argentina.
- Aguiar-Silva, F.H., Sanaiotti, T.M., Srbek-Araujo, A.C., Jaudoin, O., Siqueira, G., Banhos, A. 2012. Harpy Eagle sightings, traces and nesting records at the “Reserva Natural Vale,” a Brazilian Atlantic Forest remnant in Espírito Santo, Brazil. *Revista Brasileira de Ornitologia* 20:148-155.
- Aguiar-Silva, F.H., Luz, B.B., Sanaiotti, T.M., Jaudoin, O., Cabral, L.D. 2011. Monitoramento da reprodução de gavião-real (*Harpia harpyja*) na Floresta Nacional do Tapajós PA. In: I Seminário de Pesquisas Científicas da Floresta Nacional do Tapajós, 2011, Santarém. Anais do I Seminário de Pesquisas Científicas da Floresta Nacional do Tapajós, Santarém, Pará.
- Albuquerque, J.L. 1995. Observations of rare raptors in southern Atlantic rainforest of Brazil. *Journal of Field Ornithology* 66:363-369.
- Almeida, C.A., Coutinho, A.C., Esquerdo, J.C.D.M., Adami, M., Venturieri, A., Diniz, C.G., Dessay, N., Durieux, L., Gomes, A.R. 2016. High spatial resolution land use and land cover mapping of the Brazilian Legal Amazon in 2008 using Landsat-5/TM and MODIS data. *Acta Amazonica* 4(3):291-302.
- Alvarez, E., Ellis, D.H. 1994. Harpy Eagle (*Harpia harpyja*) nesting in manipulated forests. *Journal of Raptor Research* 28:51.
- Alvarez-Cordero, E. 1996. Biology and conservation of the Harpy Eagle in Venezuela and Panamá. Ph.D. thesis. University of Florida, Gainesville, FL U.S.A.
- Alves, M.A.S., Pacheco, J.F., Gonzaga, L.A.P., Cavalcanti, R.B., Raposo, M.A., Yamashita, C., Maciel, N.C., Castanheira, M. 2000. Aves. pp. 113-124 In: H.G. Bergallo, C.F.D. Rocha, M.A.S. Alves, M. Van Sluys (Eds.), A fauna ameaçada

- de extinção do Estado do Rio de Janeiro. Editora da Universidade Estadual do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, Brasil.
- Andrén, H. 1994. Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: a review. *Oikos* 71:355-366.
- Akaike, H. 1974. A new look at the statistical model identification. *IEEE Transactions on Automatic Control* 19(6):716-723.
- Banhos, A., Hrbek, T., Sanaiotti, T.M., Farias, I.P. 2016. Reduction of genetic diversity of the Harpy Eagle in Brazilian tropical forests. *PLoS ONE* 11(2):e0148902.
- Barber, C.P., Cochrane, M.A., Souza Jr., C.M., Laurance, W.F. 2014. Roads, deforestation, and the mitigating effect of protected areas in the Amazon. *Biological Conservation* 177:203-209.
- Becker, B. 2001. Revisão das políticas de ocupação da Amazônia: é possível identificar modelos para projetar cenários? *Parcerias Estratégicas* 12:135-159.
- Boyle, S.A., Lenz, B.B., Gilbert, K.A., Spironello, W.R., Gómez, M.S., Setz, E.Z.F., Reis, A.M., Silva, O.F., Keuroghlian, A., Pinto, F. 2013. Primates of the Biological Dynamics of Forest Fragments Project: A History. In: L.K. Marsh, C.A. Chapman. (eds.), *Primates in Fragments: Complexity and Resilience, Developments in Primatology: Progress and Prospects*. Springer Science+Business Media New York.
- Brasil. Ministério do Meio Ambiente. 2015. Mapeamento do Uso e Cobertura do Cerrado: Projeto TerraClass Cerrado 2013. Brasília: MMA. 67p.
- Brasil. Decreto nº 12.651, de 25 de maio de 2012. Estabelece o Novo Código Florestal. Presidência da República – Casa Civil. Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil, Brasília, DF, 17 out. 2012. Seção 1, p82.
- Cardille, J.A., Foley, J.A. 2003. Agricultural land-use change in Brazilian Amazonia between 1980 and 1995: Evidence from integrated satellite and census data. *Remote Sensing of Environment* 87:551-562.
- Chiarello, A.G. 1999. Effects of fragmentation of the Atlantic forest on mammal communities in south-eastern Brazil. *Biological Conservation* 89:71-82.
- Connell, J.H. 1978. Diversity in tropical rain forests and coral reefs. *Science* 199:1302-1310.
- Costa, T.M., Souza, L.S., Gusmão, A.C., Costa, J., Silva, E.O. 2015. Nidificação de harpia (*Harpia harpyja* Linnaeus, 1758) (Accipitriformes: Accipitridae) na Resex do Rio Cautário, sudoeste do estado de Rondônia, Brasil. *Atualidades Ornitológicas* 185:20-21.
- Dean, W. 1995. *With the Broadax and Firebrand: the Destruction of the Brazilian Atlantic Forest*. University of California Press, Berkeley, California. 485p.
- Eisenberg, J.F., Redford, K.H. 1999. *Mammals of the Neotropics: Ecuador, Peru, Bolivia, Brazil*. Chicago, University of Chicago Press, 624p.

- Elkie, P., Rempel, R., Carr, A. 1999. Patch Analyst user's manual: a tool for quantifying landscape structure. Ontario Ministry of Natural Resources, Northwest Science & Technology, Thunder Bay, Ontario. 22 p.
- Emmons, L.H., Feer, F. 1997. Neotropical rainforest mammals: a field guide. Chicago: University of Chicago Press.
- Escada, M.I.S. 2003. Evolução de padrões da cobertura da terra na região centro-Norte de Rondônia. Tese de Doutorado, Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos. 155p.
- ESRI 2011. ArcGIS Desktop: Release 10. Redlands, CA: Environmental Systems Research Institute.
- Estavillo, C., Pardini, R., Rocha, P.L.B. 2013. Forest loss and the biodiversity threshold: an evaluation considering species habitat requirements and the use of matrix habitats. *PLoS ONE* 8(12): e82369.
- Fahrig, L. 2013. Rethinking patch size and isolation effects: the habitat amount hypothesis. *Journal of Biogeography* 40:1649-1663.
- Fahrig, L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Reviews of Ecology, Evolution and Systematics* 34:487-515.
- Fearnside, P.M. 1990. Rondônia: Estradas que levam à devastação. *Ciência Hoje* 11(61):46-52.
- Fearnside, P.M., Ferreira, G.L. 1984. Roads in Rondonia: Highway construction and the farce of unprotected reserves in Brazil's Amazonian forest. *Environmental Conservation* 11(4):358-360.
- Fearnside, P.M. 1989. The charcoal of Carajás: Pig-iron smelting threatens the forests of Brazil's Eastern Amazon Region. *Ambio* 18(2):141-143.
- Fearnside, P.M. 2015. Hidrelétricas na Amazônia: Impactos Ambientais e Sociais na Tomada de Decisões sobre Grandes Obras. Vol. 1. Editora do Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Manaus, Amazonas, Brasil. 296p.
- Ferreira, L.V., Venticinque, E., Almeida, S. 2005. O desmatamento na Amazônia e a importância das áreas protegidas. *Estudos Avançados* 19(53):157-166.
- Ford, L.S., Hoffmann, R.S. 1988. Potos flavus. *Mammalian Species* 321:1-9.
- Freitas, B.A., Oliveira, F.F., Oliveira, D.M.M., Bernardon, G. 2009. Registros de ocorrência e nidificação de gavião-real *Harpia harpyja* (Aves: Accipitridae) em Mato Grosso, Brasil. In: XVII Congresso Brasileiro de Ornitologia. Aracruz-ES.
- Fonseca, C.R., Ganade, G. 2001. Species functional redundancy, random extinctions and the stability of ecosystems. *Journal of Ecology* 89:118-125.
- Fonseca, G.A.B., Alger, K.N., Pinto, L.P., Araújo, M., Cavalcanti, R. 2003. Corredores de Biodiversidade: o Corredor Central da Mata Atlântica. In: P.I. Prado, E.C. Landau, R.T. Moura, L.P.S. Pinto, G.A.B. Fonseca, K. Alger. (orgs.). *Corredor de Biodiversidade da Mata Atlântica do Sul da Bahia*. IESB/Conservation International do Brasil/UFMG/UNICAMP.
- Geist, H.J., Lambin, E.F. 2001. What drives tropical deforestation? A Meta-Analysis of Proximate and Underlying Causes of Deforestation Based on Subnational

- Case Study Evidence. Louvain-la-Neuve (Belgium): Lucc International Project Office, Lucc Report Series no. 4.
- Galetti, M., Giacomini, H.C., Bueno, R.S., Bernardo, C.S.S., Marques, R.M., Bovendorp, R.S., Steffler, C.E., Rubim, P., Gobbo, S.K., Donatti, C.I., Begotti, R.A., Meirelles, F., Nobre, R.A., Chiarello, A.G., Peres, C.A. 2009. Priority areas for the conservation of Atlantic forest large mammals. *Biological Conservation* 142:1229-1241.
- Galetti, M., Carvalho Jr., O. 2000. Sloths in the diet of a Harpy Eagle nestling in eastern Amazon. *Wilson Bulletin* 112:535-536.
- Gusmão, A.C., Banhos, A., Aguiar-Silva, F.H., Souza, L.S., Sanaiotti, T.M., Silva, A. M., Costa, T.M., Oliveira, L.E., Morais, W.G., Ferrari, S.F. 2016. Records of the occurrence, nesting, and hunting of the Harpy Eagle (*Harpia harpyja*) (Aves: Accipitridae) in Rondônia, Southwestern Brazilian Amazonia. *Atualidades Ornitológicas* 190:18-23.
- Hamilton, S.K., Sippel, S.J., Calheiros, D.F., Melack, J.M. 1997. An anoxic event and other biogeochemical effects of the Pantanal wetland on the Paraguay River. *Limnology and Oceanography* 42(2):257-272.
- Hutchinson, G.E. 1953. The concept of pattern in Ecology. *Proceedings of the Academy of Natural Sciences of Philadelphia* 105:1-12.
- IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. 2007. http://downloads.ibge.gov.br/downloads_geociencias.htm
- IGNIS. 2008. Lista das espécies da fauna ameaçada de extinção em Santa Catarina. <http://www.ignis.org.br/lista>
- INPE 2015. Projeto PRODES - Monitoramento da Floresta Amazônica Brasileira por Satélite. www.dpi.inpe.br/prodes/index.php Acesso em 22 de fevereiro de 2014.
- Junk, W.J., Silva, C.J. 1999. O conceito do pulso de inundação e suas implicações para o Pantanal de Mato Grosso. In: Simpósio sobre Recursos Naturais e Sócio-Econômicos do Pantanal, 2. Corumbá. EMBRAPA - CPAP. p.17-28.
- Kays, R.W. 1999. Food preferences of Kinkajous (*Potos flavus*): a frugivorous carnivore. *Journal of Mammalogy* 80(2):589-599.
- Kindlmann, P., Burel, F. 2008. Connectivity measures: a review. *Landscape Ecology* 23:879-890.
- Kuniy, A.A., Viana, M.A., Zahn, T.M.G., Lazarinos, D.E.A., Portes, C.E.B. 2015. Translocation of Harpy Eagle (*Harpia harpyja*) (Linnaeus, 1758) nest. *Brazilian Journal of Biology* 75(4):1035-1036.
- Lacruz, M.S.P., Santos, J.R. 2007. Monitoramento da paisagem de Unidades de Conservação. pp.173-182. In: B.F.T. Rudorff, et al. O sensor MODIS e suas aplicações ambientais no Brasil. São José dos Campos, SP: A. Silva Vieira Ed.
- Laliberté, E., Legendre, P., Shipley, B. 2014. FD: measuring functional diversity from multiple traits, and other tools for functional ecology. R package version 1.0-12.
- Laurance, W.F., Goosem, M., Laurance, G.W. 2009. Impacts of roads and linear clearings on tropical forests. *Trends in Ecology and Evolution* 24:659-669.

- Laurance, W.F., Bergen, S., Cochrane, M.A., Fearnside, P.M., Delamonica, P., D'Angelo, S., Barber, C., Fernandes, T. 2005. The future of the Amazon. pp. 583-609 In: E. Bermingham, Dick, C.W., Moritz, C. (Eds.) *Tropical Rainforests: Past, Present and Future*. University of Chicago Press, Chicago, Illinois, U.S.A. 1004 pp.
- Laurance W.F., Albernaz, A.L.K.M., Schroth, G., Fearnside, P.M., Bergen, S., Venticinque, E.M., Costa, C. 2002a. Predictors of deforestation in the Brazilian Amazon. *Journal of Biogeography* 29:737-748.
- Laurance, W.F., Lovejoy, T.E., Vasconcelos, H.L., Bruna, E.M., Didham, R.K., Stouffer, P.C., Gascon, C., Bierregaard, R.O., Laurance, S.G., Sampaio, E. 2002b. Ecosystem decay of Amazonian forest fragments: a 22-year investigation. *Conservation Biology* 16(3):605-618.
- Lees, A.C. 2006. Gavião-real: of eagles and men. *Alula* 12:68-71.
- Lees, A.C., Peres, C.A., Fearnside, P.M., Schneider, M., Zuanon, J.A.S. 2016. Hydropower and the future of Amazonian biodiversity. *Biodiversity Conservation* 25:451-466.
- Lees, A.C., Peres, C.A. 2008. Avian life-history determinants of local extinction risk in a hyper-fragmented neotropical forest landscape. *Animal Conservation* 11:128-137.
- Lopes, L.E., Pinho, J.B., Bernardon, B., Oliveira, F.F., Bernardon, G., Ferreira, L.P., Vasconcelos, M.F., Maldonado-Coelho, M., Nóbrega, P.F.A., Rubio, T.C. 2009. Aves da Chapada dos Guimarães, Mato Grosso, Brasil: uma síntese histórica do conhecimento. *Papéis Avulsos de Zoologia* 49(2):9-47.
- Luz, B.B., Sanaiotti, T.M., Oliveira, D.B., Cotes, M. 2006. Registro de ninho é esperança de manutenção de harpias (*Harpia harpyja*) na Mata Atlântica. In: VII Congresso Internacional sobre Manejo da Fauna Silvestre na Amazônia e América Latina. Ilhéus, BA.
- Luz, B.B. 2004. Arquitetura de árvores emergentes selecionadas para nidificação por Gavião-real (*Harpia harpyja*), no centro e leste da Amazônia Brasileira. MSc. Thesis. Manaus: INPA/UFAM. 80p.
- Mason, N.W.H., Mouillot, D., Lee, W.G., Wilson, J.B. 2005. Functional richness, functional evenness and functional divergence: the primary components of functional diversity. *Oikos* 111:112-118.
- McCullagh, P., Nelder, J.A. 1989. *Generalised linear modelling*. London: Chapman and Hall.
- McGarigal, K., Zeller, K.A., Cushman, S.A. 2016. Multi-scale habitat selection modeling: introduction to the special issue. *Landscape Ecology* 31:1157-1160.
- McGarigal, K., Cushman, S.A. 2002. Comparative evaluation of experimental approaches to the study of habitat fragmentation effects. *Ecological Applications* 12(2):335-345.
- McGarigal, L., Marks, B.J. 1994. FRAGSTATS Manual: Spatial Pattern Analysis Program for Quantifying Landscape Structure.

- Metzger, J.P., Martensen, A.C., Dixo, M., Bernacci, L.C., Ribeiro, M.C., Teixeira, A.M.G., Pardini, R. 2009. Time-lag in biological responses to landscape changes in a highly dynamic Atlantic forest region. *Biological Conservation* 142:1166-1177.
- Metzger, J.P. 2006. Como lidar com regras pouco óbvias para conservação da biodiversidade em paisagens fragmentadas. *Natureza & Conservação* 4(2):11-23.
- Metzger, J.P. 2003. Estrutura da paisagem: o uso adequado de métricas. pp. 423-453. In: L. Cullen Jr., R. Rudran, C. Valladares-Padua. (Orgs.). Métodos de estudo em Biologia da Conservação e Manejo da Vida Silvestre. Editora UFPR e Fundação O Boticário de Proteção à Natureza, Curitiba.
- Michalski, F., Peres, C.A. 2005. Anthropogenic determinants of primate and carnivore local extinctions in a fragmented forest landscape of southern Amazonia. *Biological Conservation* 124:383-396.
- Myers, N., Mittermeier, R.A., Mittermeier, C.G., Fonseca, G.A.B. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403:853-858.
- Mouchet, M.A., Villéger S., Mason N.W., Mouillot D. 2010. Functional diversity measures: an overview of their redundancy and their ability to discriminate community assembly rules. *Functional Ecology* 24:867-876.
- Muñiz-López, R., Limiñana, R., Cortés, G.D., Urios, V. 2012. Movements of Harpy Eagles *Harpia harpyja* during their first two years after hatching. *Bird Study* 59:509-514.
- Muñiz-López, R., Criollo, O., Mendúa, A., 2007. Results of five years of the “Harpy Eagle (*Harpia harpyja*) Research Programme” in the Ecuadorian tropical forest. In: K.L. Bildstein, D.R., Barber, A. Zimmerman (Eds.). *Neotropical Raptors. Orwigsburg: Hawk Mountain. Raptor Conservation Science Series* 1:23-32.
- Newton, I. 1979. Population ecology of raptors. T. & A.D. Poyser, Berkhamsted, U.K.
- Novaes, T.D., Flores, F.M., Silva, J.N., Alves, E.C.M., Passamani, J.A., Vieira, L.A., Novaes, I.P.S. 2010. Registros recentes de *Harpia harpyja* e espécies de *Spizaetus* (Falconiformes: Accipitridae) na Reserva Biológica Augusto Ruschi, Santa Teresa, Espírito Santo, Brasil. *Boletim do Museu de Biologia Mello Leitão* 28:143-166.
- Oliveira, A.G.C., Messias, M.R., Mendonça, S.H.S.T., Vieira, R.L.B., Nascimento, S.S., Oliveira, S.G., Silva, E.E.B., Santana, S.C., Rechetelo, J. 2011. Registros do gavião-real (*Harpia harpyja*) no interior e no entorno da Floresta Nacional do Jamari, Rondônia. In: X Congresso de Ecologia do Brasil, São Lourenço, Minas Gerais.
- Olmos, F., Pacheco, J.F., Silveira, L.F. 2006. Notas sobre aves de rapina (Cathartidae, Accipitridae e Falconidae) brasileiras. *Revista Brasileira de Ornitologia* 14(4):401-404.
- Pardini, R., Bueno, A.A., Gardner, T.A., Prado, P.I., Metzger, J.P. 2010. Beyond the fragmentation threshold hypothesis: regime shifts in biodiversity across fragmented landscapes. *PLoS ONE* 5(10): e13666.

- Pardini, R., Souza, S.M., Braga-Neto, R., Metzger, J.P. 2005. The role of forest structure, fragment size and corridors in maintaining small mammal abundance and diversity in an Atlantic forest landscape. *Biological Conservation* 124:253-266.
- Pascoal, W., Souza, L.B., Teixeira, D.R., Paula, M.J., Crozariol, M.A., Dornas, T. 2014. Registro do gavião-real, *Harpia harpyja* (Accipitriformes, Accipitridae) em área urbana no bioma Cerrado. *Atualidades Ornitológicas* 177:14-15.
- Patrial, E.W. 2015. [WA2108979, *Harpia harpyja* (Linnaeus, 1758)]. Wiki Aves - A Enciclopédia das Aves do Brasil. Disponível em: <<http://www.wikiaves.com/2108979>> Accessed 20 Ago 2016.
- Pereira, A.M., Salzo, M.I. 2006. Primeiro registro da nidificação de *Harpia harpyja* (Falconiformes, Accipitridae) na Serra da Bodoquena (Mato Grosso do Sul, Brasil). *Revista Brasileira de Ornitologia* 14:157-160.
- Peres, C.A., Gardner, T.A., Barlow, J., Zuanon, J., Michalski, F., Lees, A.C., Vieira, I.C.G., Moreira, F.M.S., Feeley, K.J. 2010. Biodiversity conservation in human-modified Amazonian Forest landscapes. *Biological Conservation* 143:2314-2327.
- Peres, C.A., Terborgh, J. 1995. Amazonian nature reserves: an analysis of the defensibility status of existing conservation units and design criteria for the future. *Conservation Biology* 9:34-46.
- Piana, R.P. 2007. Anidamiento y dieta de *Harpia harpyja* Linnaeus en la comunidad nativa de Infierno, Madre de Dios, Perú. *Revista Peruiana Biologica* 14:135-138.
- Petchey, O.L., Gaston, K.J. 2002. Functional diversity (FD), species richness, and community composition. *Ecology Letters* 5:402-11.
- Redford, K.H. 1992. The empty forest. *Bioscience* 42:412-422.
- Rettig, N. 1995. Remote world of the Harpy Eagle. *National Geographic* 187:40-49.
- Ricotta, C., Bacaro, G., Moretti, M. 2014. A new measure of functional evenness and some of its properties. *PLoS ONE* 9(8): e104060.
- Ryall, K.L., Fahrig, L. 2006. Response of predators to loss and fragmentation of prey habitat: a review of theory. *Ecology* 87(5):1086-1093.
- Ribeiro, M.C., Metzger, J.P., Martensen, A.C., Ponzoni, F.J., Hirota, M.M. 2009. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biological Conservation* 142(6):1141-1153.
- Sampaio, R., Lima, A.P., Magnusson, W.E., Peres, C.A. 2010. Long-term persistence of midsized to large-bodied mammals in Amazonian landscapes under varying contexts of forest cover. *Biological Conservation* 19:2421-2439.
- Sanaiotti T.M., Junqueira T.G., Palhares V., Aguiar-Silva F.H., Henriques L.M.P., Oliveira G., Guimaraes, V.Y., Castro, V., Mota, D., Trombin, D.F., Villar, D., Lara, K.M., Fernandes, D., Castilho, L., Yosheno, E., Alencar, R.M., Cesca, L., Dantas, S.M., Laranjeiras, T.O., Mathias, P.C., Mendonça, C.V. 2015. Abundance of Harpy and Crested Eagles from a reservoir-impact area in the Low- and Mid-Xingu River. *Brazilian Journal of Biology* 75(3):181-189.

- Sanaiotti, T.M., Rittl Filho, C., Luz, B.B., Soler, I.G.P. 2001. Dieta de filhotes de *Harpia harpyja* na região de Manaus. Pages 345-346 In: F.C. Straube (ed.), Ornitologia sem fronteiras, incluindo os resumos do IX Congresso Brasileiro de Ornitologia. Curitiba, Paraná, Brasil.
- Sánchez-Lalinde, C., Vélez-García, F., Cornélio, A.C., Silveira, L.F., Alvarez, M.R. 2011. Records of the Harpy Eagle (*Harpia harpyja*) in the Serra Bonita reserves complex, Camacan, Bahia, with evidence of breeding. *Revista Brasileira de Ornitologia* 19(3):436-438.
- Santos, J.S. 2014. [WA1361790, *Harpia harpyja* (Linnaeus, 1758)]. Wiki Aves - A Enciclopédia das Aves do Brasil. Disponível em: <<http://www.wikiaves.com/1361790>> Acesso em: 20 Ago 2016.
- Saura, S., Torné, J. 2009. Conefor Sensinode 2.2: a software package for quantifying the importance of habitat patches for landscape connectivity. *Environmental Modelling & Software* 24:135-139.
- Saura, S., Pascual-Hortal, L., 2007. A new habitat availability index to integrate connectivity in landscape conservation planning: comparison with existing indices and application to a case study. *Landscape and Urban Planning* 83(2-3):91-103.
- Schwartzman, S., Moreira, A., Nepstad, D. 2000. Rethinking tropical forest conservation: perils in parks. *Conservation Biology* 14(5):1351-1357.
- Sick, H. 1997. Ornitologia Brasileira. Nova Fronteira, Rio de Janeiro, 912p.
- Silva, D.A. Melo, F.R., Guimarães Jr, I.G. 2013. Historical and recent records of the Harpy Eagle (*Harpia harpyja*) in the Cerrado biome of the state of Goiás, Brazil. *Revista Brasileira de Ornitologia* 21(4):260-263.
- Silveira, L.F., Develey, P.F., Pacheco, J.F., Whitney, B.M. 2005. Avifauna of the Serra das Lontras–Javi montane complex, Bahia, Brazil. *Cotinga* 24:45-54.
- Simon, J.E., Antas, P.T.Z., Pacheco, J.F., Efé, M.A., Ribon, R., Raposo, M., Laps, R.R., Musso, C., Passamani, J.A., Paccagnella, S.G. 2007. As aves ameaçadas de extinção no estado do Espírito Santo. pp.47-64. In: S.L. Mendes & M. Passamani (eds.), Livro vermelho das espécies da fauna ameaçada de extinção no Estado do Espírito Santo. Instituto de Pesquisas da Mata Atlântica. Vitória, Espírito Santo, Brasil.
- Soares-Filho, B.S., Nepstad, D.C., Curran, L., Cerqueira, G.C., Garcia, R.A., Ramos, C.A., Voll, E., Mcdonald, A., Lefebvre, P., Schlesinger, P., Mcgrath, D. 2005. Cenários de desmatamento para a Amazônia. *Estudos Avançados* 19(54):137-152.
- Soares-Filho, B., Alencar, A., Nepstad, D., Cerqueira, G., Diaz, M.C.V., Rivero, S., Solórzano, L., Voll, E. 2004. Simulating the response of land-cover changes to road paving and governance along a major Amazon highway: the Santarém-Cuiabá Corridor. *Global Change Biology* 10(7):745-764.
- Sousa, G.L., Oliveira, C., Procópio, J., Amaral, N., Brito, A.S., Aguiar-Silva, F.H., Jaudoin, O. 2015. Harpy Eagle (*Harpia harpyja*) Monitoring Project in São Geraldo do Araguaia, Southeastern Brazilian Amazon. *Spizaetus* 20:2-11.

- Souza, J.S. 2016. [WA2258963, *Harpia harpyja* (Linnaeus, 1758)]. Wiki Aves - A Enciclopédia das Aves do Brasil. Disponível em: <<http://www.wikiaves.com/2258963>> Acesso em 25 Agosto 2016.
- Suruí, D.K., Silva, D.D. 2010. Nidificação de gavião-real (*Harpia harpyja*), e dieta de um filhote na T.I. Sete de Setembro em Rondônia. Especialização em Zoologia. Faculdade de Ciências Biomédicas de Cacoal, Cacoal, Rondônia. 7p.
- Tambosi, L.R., Martensen, A.C., Ribeiro, M.C., Metzger, J.P. 2014. A framework to optimize biodiversity restoration efforts based on habitat amount and landscape connectivity. *Restoration Ecology* 22:169-177.
- Terborgh, J., Estes, J.A. 2010. Trophic Cascades: Predators, Prey, and the Changing Dynamics of Nature. Island Press, Washington DC.
- Thiollay, J.M. 1989. Area requirements for the conservation of rain forest raptors and game birds in French Guiana. *Conservation Biology* 3:128-137.
- Tilman, D. 2001. Functional diversity. In: Encyclopedia of Biodiversity (ed. Levin, S.A.). Academic Press, San Diego, CA, pp. 109-120.
- Trinca, C.T., Ferrari, S.F., Lees, A.C. 2008. Curiosity killed the bird: Arbitrary hunting of Harpy Eagles *Harpia harpyja* on an agricultural frontier in southern Brazilian Amazonia. *Cotinga* 30:12-15.
- Ubaid, F.K., Ferreira, L.P., Oliveira, Jr. S.B., Antas, P.T.Z. 2011. Primeiro registro de *Harpia harpyja* para o bioma Pantanal, com dados sobre atividade reprodutiva. *Revista Brasileira de Ornitologia* 19:88-92.
- Uezu, A., Metzger, J.P., Vielliard, J.M.E. 2005. Effects of structural and functional connectivity and patch size on the abundance of seven Atlantic Forest bird species. *Biological Conservation* 123:507-519.
- Vargas-González, J.J., Vargas, F.H. 2011. Nesting density of Harpy Eagles in Darien with population size estimates for Panama. *Journal of Raptor Research* 45:199-210.
- Villéger, S., Mason, N.W.H., Mouillot, D. 2008. New multidimensional functional diversity indices for a multifaceted framework in functional ecology. *Ecology* 89(8):2290-2301.

Apêndice I. Descrição das categorias de uso da terra definidas para as áreas desflorestadas mapeadas pelo PRODES no âmbito do Projeto TerraClass (Almeida *et al.* 2016).

Categoria	Descrição
Agricultura Anual	Áreas extensas com predomínio de culturas de ciclo anual
Área Urbana	Manchas urbanas decorrentes da concentração populacional
Desflorestamento	Áreas recentemente desflorestadas.
Mineração	Área de extração mineral.
Mosaico de Ocupações	Áreas representadas por uma associação de diversas modalidades de uso da terra.
Outros	Áreas que não se enquadravam nas chaves de classificação.
Pasto com Solo Exposto	Área que após o corte raso da floresta e o desenvolvimento de alguma atividade agropastoril, apresentam cobertura de pelo menos 50% de solo exposto.
Pasto Limpo	Áreas de pastagem em processo produtivo com predomínio de vegetação herbácea e cobertura de espécies de gramíneas entre 90% e 100%.
Pasto Sujo	Áreas de pastagem em processo produtivo com predomínio de vegetação herbácea e cobertura de espécies de gramíneas entre 50% e 80%.
Reflorestamento	Áreas que após o corte raso foram reflorestadas com espécies exóticas com finalidade comercial.
Regeneração com Pasto	Áreas que após o corte raso da vegetação natural e o desenvolvimento de alguma atividade agropastoril, encontram-se no início do processo de regeneração da vegetação nativa.
Vegetação Secundária	Áreas que após supressão total da vegetação florestal, estão em processo avançado de regeneração.

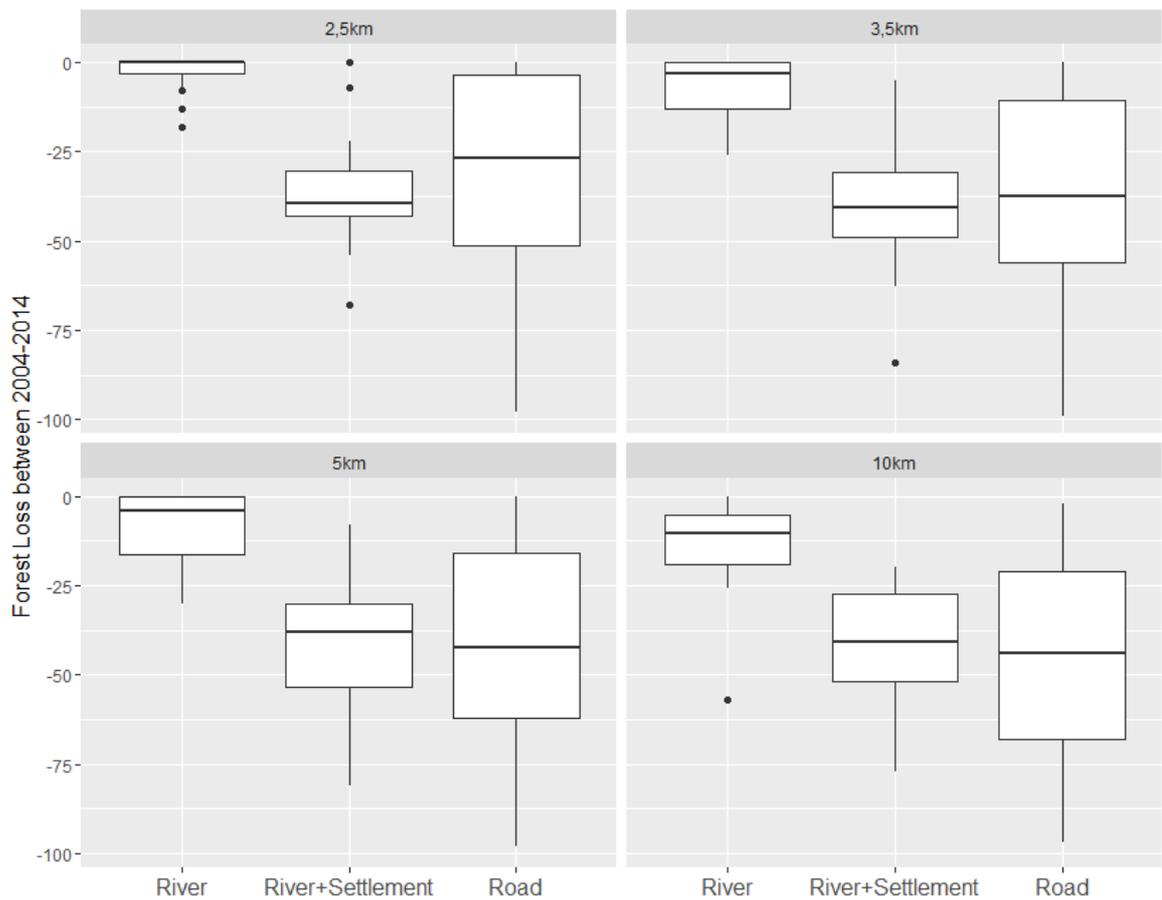


Figura S1. Perda de floresta no período de 2004 a 2014 no entorno de 117 ninhos de harpia. Diferenças estatísticas na escala de 2,5 Km ($F = 15,59$, $p < 0,01$), de 3,5 Km ($F = 14,74$, $p < 0,01$), de 5 Km ($F = 16,43$, $p < 0,01$) e de 10 Km ($F = 18,19$, $p < 0,01$).

Na Amazônia, uma harpia adulta, devolvida à natureza com radiotransmissores GPS e VHF, também foi rastreada *in locu* utilizando receptor e antena VHF.



Capítulo II

Home-range of Harpy Eagle in Brazilian Amazonia.

Francisca Helena Aguiar-Silva, Tânia M. Sanaiotti, Olivier Jaudoin. Manuscrito em preparação.

Introduction

Key ecological processes in the ecosystem and biodiversity distribution patterns depends on the animal movements, e.g., dispersal and gene flow (Johnson et al. 1992). These movements are result of several external and internal factors, including individual memory, that vary spatially and temporally (Nathan et al. 2008, Avgar et al. 2013, Oliveira-Santos et al. 2016).

The effects of forest fragmentation and habitat loss has been reported acting on the population and community levels of different taxa at Neotropical forests (Lovejoy et al. 1986, Laurance et al. 1998). To measure the functional connectivity, besides the structural configuration of the landscape, information on the movement, by remote tracking for example, needs to be included in the analyses. Balance of the benefits and risks on moving through a matrix of non-habitat looking for resource (Fahrig 2007), has been reported as a challenge for animals (Bélisle et al. 2001). Understanding the animal movement is essential for the development of conservation strategies.

Advances in animal tracking have improved studies into species biology and spatial ecology and have been used to promote wildlife conservation (Cogan et al. 2012, Campbell-Thompson et al. 2012). Harpy Eagles (*Harpia harpyja*), the most powerful birds of prey of the Americas is a species of high conservation concern, globally considered as near-threatened (IUCN 2016), but vulnerable to the habitat loss, hunting (Álvarez-Cordero 1996, Vargas-González et al. 2006), and persecution pressure (Trinca et al. 2008, DeLuca 2012). Pioneer studies of satellite/radio telemetry with this wide-ranging species were carried out with wild individuals in Venezuela and Panama, to document the dependency period, dispersal biology, and post-fledgling survival (Álvarez-Cordero 1996), and more recently to describe movements of post-fledglings independence in Ecuador (Muñiz-López et al. 2012) and subadult dispersion born in captivity in Belize (Matola 2006, Rotenberg et al. 2012), and in Panama, evaluating the effect of age and sex independence of captive-bred juveniles after release (Campbell-Thompson et al. 2012). Here, we present results of tracked Harpy Eagles by satellite telemetry at the Brazilian Amazon, with the estimated home-range size at four cases within different conservation threat: an adult within its breeding site, an adult translocated and a sub-adult roaming.

Material and Methods

Study area

This study was carried out in two regions of Brazilian Amazon, Amazonas and Para States. The sites were covered by heterogeneous fragmented landscapes due to roads construction, cattle ranch, agriculture, settlement and mining. One eagle was captured at their nesting site, using a Bow Net trap (Bub 1991, Bloom et al. 2015). The other three tracked individuals came from rescue events, which after being successfully rehabilitated were released with radio-transmitters (Aguiar-Silva and Sanaiotti 2013). The Harpy Eagles were weighted, biometrical body measured, sexed by body mass and measures, and aged by color plumages (Ferguson-Lees and Christie 2001). Each platform transmitter terminal (PTT) was attached on backpack with a harness made of 66" natural tubular teflon tape (Bally Ribbon Mills, PA, USA). All birds were ringed with a specific banding from ICMBio/CEMAVE (alphanumeric id) (Table 1), PCGR (alphabetic id), and a subcutaneous microchip was injected in a leg of each bird. One eagle received a PTT+VHF (Sirtrack) in 2011, and three GPS/PTT+VHF (NorthStar) from 2014-2015 (Table 1). The transmitters with harness weighed 100 g, less than as recommended 5% of the eagle bodyweight (Kenward 1985). After release, each individual tracked were monitored *in locu* for at least 15 days by VHF signals with a TR4 receiver and a handheld directional antenna.

Satellite transmitters were programmed to sample locations four times a day and to last for four years. All data locations were processed by Argos System. Data from Argos Doppler (2011-2012) were filtered to quality LC (location class) 2 and 3, which comprise estimated errors about 250 to 500m (Argos 1989). Home-range size from fledgling tagged in the nest were not estimated because the device stopped transmitting, probably the eagle broken the device, but this individual was relocated by VHF, flying well surround its tree birthplace. One adult female was released at its original site, one adult female translocated 60 km, and one subadult male was translocated about 12 km from rescue site. To estimate the home-range size of these three Harpy Eagles we performed two different estimators; the minimum convex polygon (MCP) (White and Garrot 1990) and the 95% Kernel density estimation (KDE) (Worton 1989). The MCP was calculated to provide comparison with previous and future studies that utilize only VHF telemetry collecting locations by triangulation,

which commonly use MCP. Analyses were conducted on the R environment (R Development Core Team 2013).

Results and Discussion

A total of 1394 locations were obtained from four Harpy Eagles. The area used by the three of them had a large variation in size, ranging from 17 to 145 km² (Table 1) (Figures 1, 2 e 3). The female which was using its breeding site had the smallest home range 17 km², when compared with the translocated individuals (55 and 145 km²), which were three to nine times larger than the area used by female on their breeding site (Table 1). This size is within the home range estimations for Panama 10 - 63 km² but much smaller than those 45 - 79 km² estimated for the pairs in Venezuela, based on inter-nests distance (Álvarez-Cordero 1996).

These home ranges are much smaller than those conservative value (10,000 ha) estimated by Thiollay (1989) for Harpies in the vast intact forests in French Guiana. The nest tree of this tracked adult was not yet found but it is flying along its breeding site because during VHF telemetry we recorded an adult male carrying a sloth and a fledgling within the area within the tracked female.

The area to juvenile dispersion seems to be greater in opposite to breeding site (17 km²). Based on a 4-year study in Venezuela, Álvarez-Cordero (1996) relocated a fledgling Harpy Eagle tracked since February 1992 in <10 km from its native nest site after August 1995.

The translocated female moved in the direction of its original capture site and the translocated subadult moved back and forward to rescue and also released site. Site fidelity may explain the individual displacement to their rescue site even when translocated by 60 km. This species have a high capacity to long distance displacement, as reported in Belize, when a subadult Harpy Eagle dispersed 150 km from release site (Matola 2006). A good homing ability was reported for some large eagles, such as Black Eagles *Aquila verreauxii* and Crowned Eagles *Stephanoetus coronatus*, which travels 105 km to the capture sites (Boshoff and Vernon 1988). These authors suggests that releases should be at least 200 km from the original capture site, however, there are reasons that the translocation strategy needs to be

used with cautions due to various drawbacks, e.g., translocating an eagle to an occupied territories, impose them to an interspecific conflict (Boshoff and Vernon 1988, Rodrigues 2006).

The translocated individuals were injured by shot and came from high fragmented regions, and in a conservation effort were released inside protected areas, however their transposed the borders of these sites. Both eagles moved near the edge of the forest (Figure 1 e 3), also in mosaic of uses, where can approaching of the people settlements, be persecuted and shot. Shooting was the largest cause (44%) of death of released eagles in Belize and Panama (Watson et al. 2016).

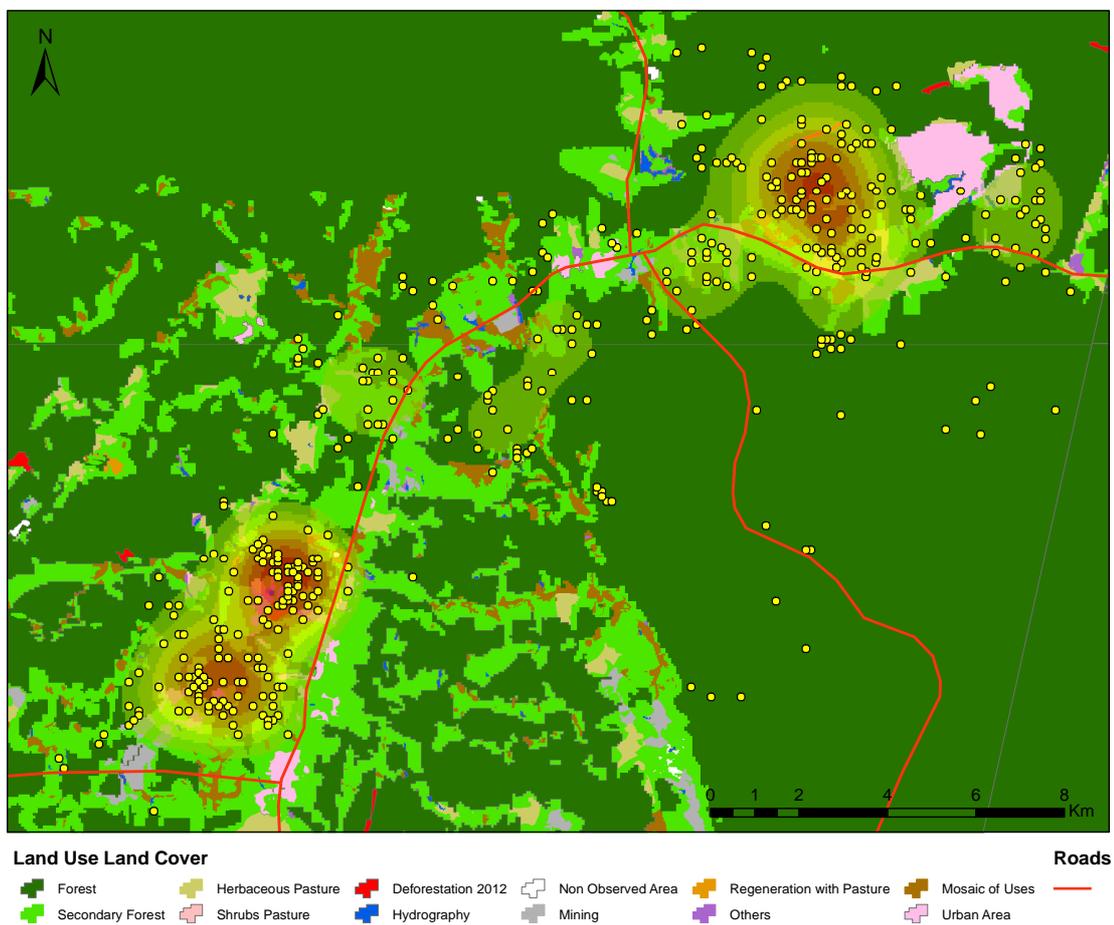
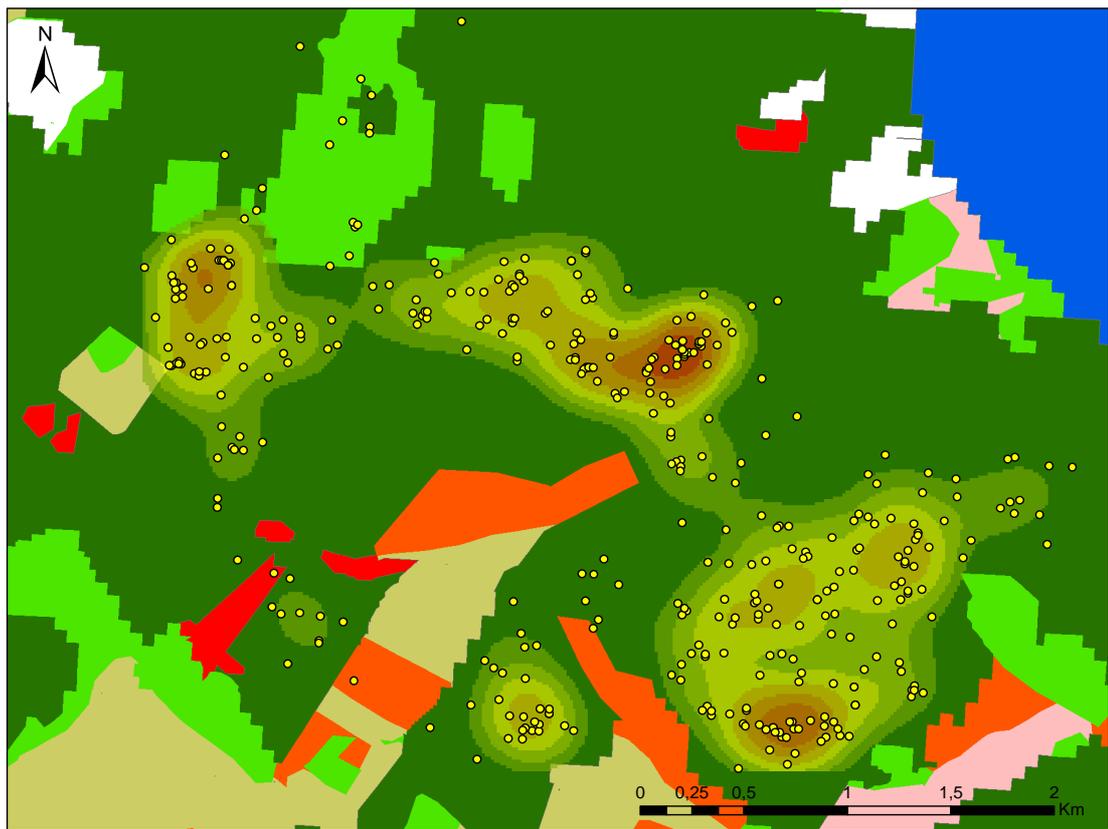


Figure 1. Subadult male locations (yellow dots) released 12 km from recue site (Manaus municipality, Amazonas state) and tracked by satellite transmitters during Dez 2011 to Nov 2012, at Amazon forests. Polygons surrounding locations represent levels of KDE. Land use and land cover (TerraClass2012).



Land Use Land Cover

Forest	Herbaceous Pasture	Regeneration with Pasture	Hydrography
Secondary Vegetation	Shrub Pasture	Deforestation 2014	Non Observed Area

Figure 2. Adult female locations (yellow dots) released at recue site (Senador José Porfírio municipality, Pará state) tracked by satellite transmitters during Jul 2014 to Nov 2014, at Amazon forests. Polygons surrounding locations represent levels of KDE. Land use and land cover (TerraClass2014).

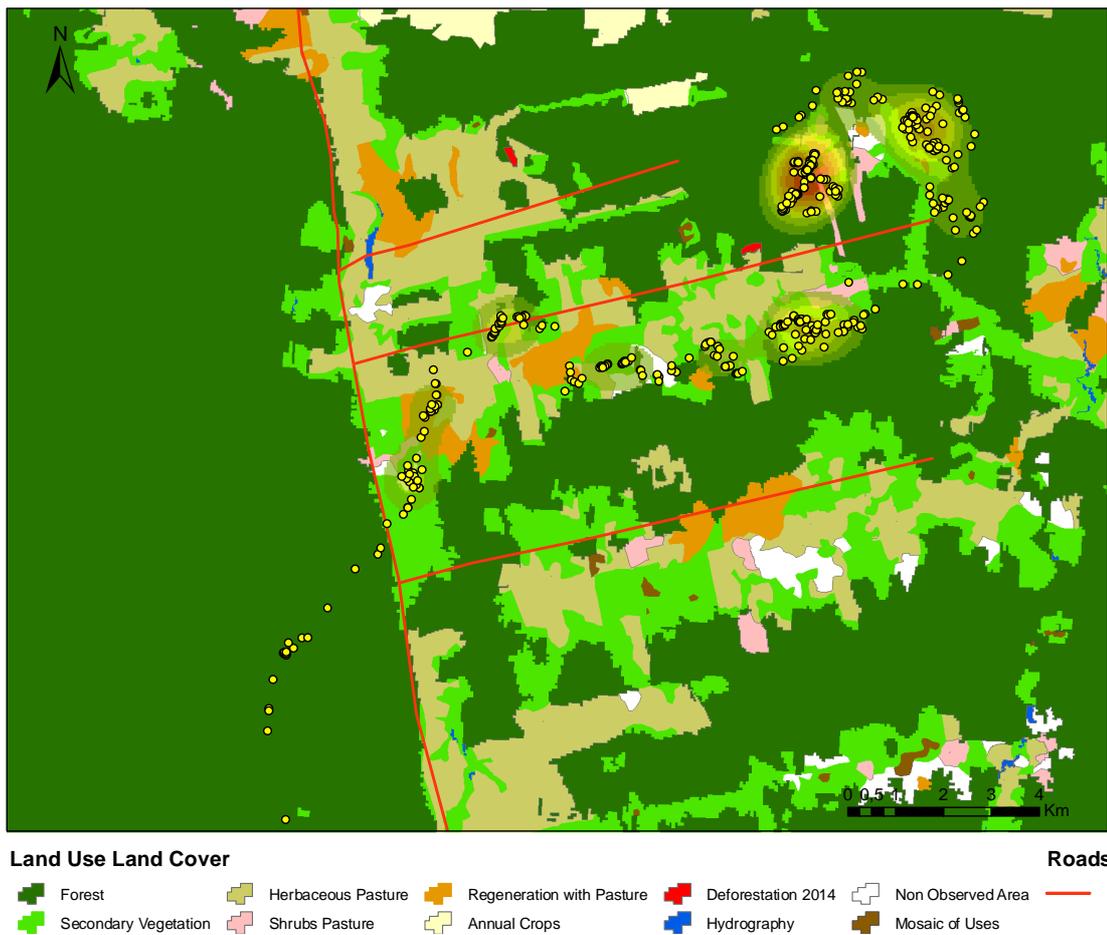


Figure 3. Adult female locations (yellow dots) tracked by satellite transmitters at Belterra municipality (Pará State) during Ago 2014 to Feb 2015, and translocated by 60 km from rescue site. Polygons surrounding locations represent levels of KDE. Land use and land cover (TerraClass2014).

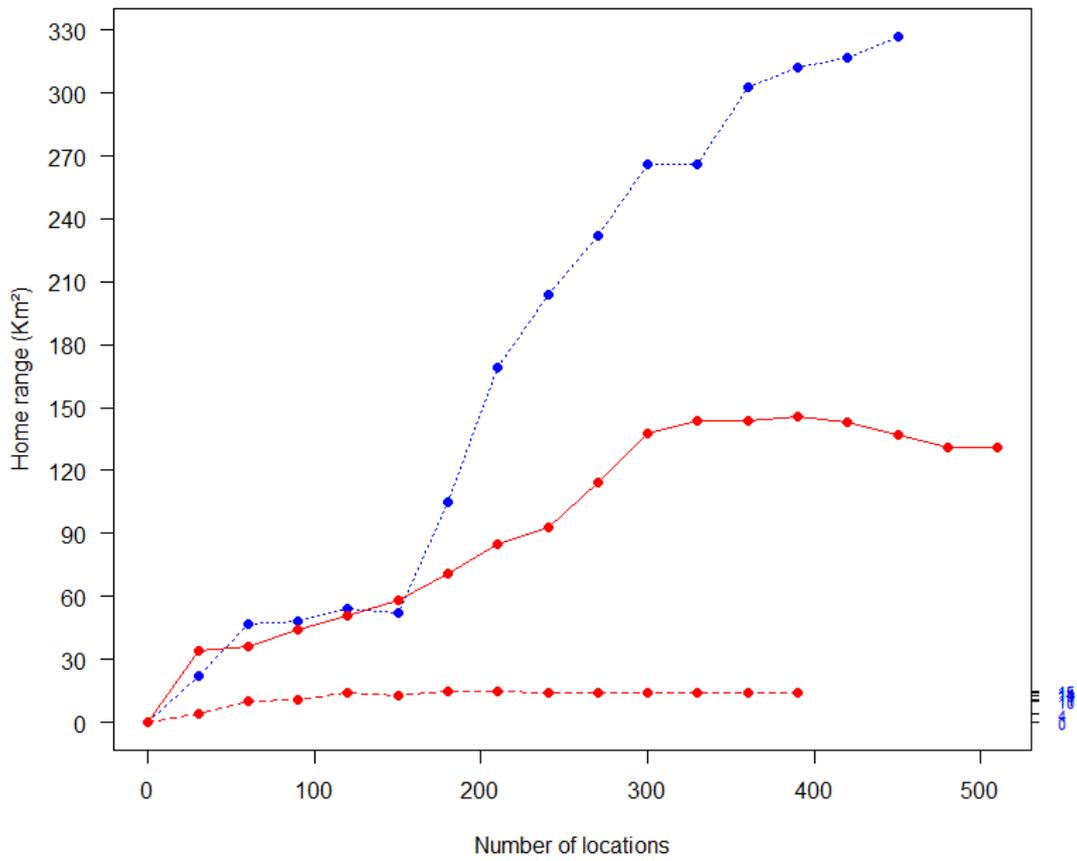


Figure 4. Estimated area of home range (KDE) (Km²) and the number of locations for three tracked Harpy Eagles: blue = subadult male translocate 10 km from rescue site, red = adult female release at their breeding site (BS), dot red with dashed line = adult female translocate 60 km from rescue site.

Table 1. Range use size of Harpy Eagles movements at Brazilian Amazon. LC - Location Classes (2 = 250 m < < 500 m, 3 < 250 m). KDE (Kernel Density Estimator) and MCP (Minimum Convex Polygon).

ID Banding	Sex	Age	Capture	Weight (kg)	Releasing Site	Transmitter Type	Data Quality	Start Date	End Date	Duration (days)	Number Locations	km ²	
												MCP	KDE
Z01073	♂	Subadult	Rescued Injured by shot	4.15	Translocated	Argos PTT	LC 2, 3	Dec2011	Dec2012	348	449	220	145
Z01018	♀	Adult	Rescued injured by powerline collision	6	Rescue site	Solar Argos GPS/PTT	<100 m	Jul2014	Nov2014 + (Mar-Apr2016)	115	391	9	17
Z01019	♀	Adult	Rescued injured by shot	5.8	Translocated	Solar Argos GPS/PTT	<100 m	Aug2014	Feb2015	171	501	50	55
Z01020	♀	Fledgling	Nesting site	5.5	Nesting site	Solar Argos GPS/PTT	<100 m	Sept2015	Oct2015	10	53	-	-

In conclusion, the tracked eagles moved on the edge of landscapes in fragmentation process but that are functionally connected to this species (Aguiar-Silva et al. *in prep.* Chapter I). Individuals in disconnected landscapes should be also target of radiotelemetry studies to know how will be the pattern of movement and area of use in this conditions of habitat.

We urge caution in using solar-powered satellite transmitters with forest-dwelling eagles due to problems with the low capacity of battery charging if the eagle remains the most of the time in the shade. These results are not worthy of generalizations, due to low number of replicas, but they present important information to ecology of this large and highly vulnerable eagle. Habitat selection along these heterogeneous landscapes will be included in future analyses.

We suggest include in conservation management not only the nest tree and its immediately surrounding but also an area over landscape scale to optimize and provide connectivity process as dispersal of Harpy Eagle juveniles. Awareness campaigns are recommended to reduce the risks of shooting this species by lack of knowledge, myths and curiosity.

Acknowledgments

This study was supported by CAPES, CNPq, INPA, INPA/Vale S.A./FDB, The International Osprey Foundation Endowment Fund and Cleveland Metroparks Zoo's Scott Neotropical Fund. We thanks ICMBio and IBAMA, ArcadisLogos/Naturae and Zoofit Santarém veterinarians Alexandre Miranda, Douglas Vasconcelos, Vivan S. Peres; Tiago Bicudo Krempel Santana (PCGR fellowship) and José Ribeiro who carried out the pos-releasing VHF tracking of the subadult male; Cicero Miranda, Cicero Rodrigues Lima, Carlos Carvalho, José Lima from Belo Sun field assistant team that give help with eagles VHF tracking. Research was carried out under FHAS Scientific SISBIO/ICMBio License number 37822.

References

- Aguiar-Silva, F.H., Jaudoin, O., Sanaiotti, T.M., Seixas, G.H.G., Duleba, S., Martins, F.D. Camera trapping at active Harpy Eagle nests: interspecies interactions under predation risk. *Journal of Raptor Research* 57(1): *in press*.
- Aguiar-Silva, F.H., Sanaiotti, T.M. 2013. Mapping the home range of Harpy Eagles in the Brazilian Amazon Basin. *ARGOS Forum* 76:4-5.
- Álvarez-Cordero, E. 1996. Biology and conservation of the Harpy Eagle in Venezuela and Panamá. Gainesville: University of Florida. 212p. Doctoral Thesis in Biology.
- Argos. 1989. Guide to the Argos System. Toulouse: CLS/Service Argos.
- Bélisle, M., Desrochers, A., Fortin, M.-J. 2001. Influence of Forest Cover on the Movements of Forest Birds: A Homing Experiment. *Ecology* 82(7):1893-1904.
- Avgar, T., Mosser, A., Brown, G.S., Fryxell, J.M. 2013. Environmental and individual drivers of animal movement patterns across a wide geographical gradient. *Journal of Animal Ecology* 82:96-106.
- Bloom, P.H., Kidd, J.W., Thomas, S.E., Hipkiss, T., Hörnfeldt, B., Kuehn, M.J. 2015. Trapping success using carrion with bow nets to capture adult Golden Eagles in Sweden. *Journal of Raptor Research* 49(1):92-97.
- Boshoff, A.E., Vernon, C.J. 1988. The translocation and homing ability of problem eagles. *South African Journal of Wildlife Research* 18:38-40.
- Bub, S.D. 1991. Bird trapping & bird banding: a handbook for trapping methods all over the world. Cornell University Press, Ithaca, New York, USA.
- Campbell-Thompson, E., Vargas, F.H., Watson, R.T. 2012. Effect of sex and age at release on the independence of hacked Harpy Eagles. *Journal of Raptor Research* 46(2):158-167.
- Cogan, C.B., D'Elia, J., Convery, K., Brandt, J., Bulgerin, T. 2012. Analysis of California Condor (*Gymnogyps californianus*) activity using satellite telemetry data. *The Open Ornithology Journal* 5:82-93.
- DeLuca, J.J. 2012. Birds of conservation concern in eastern Acre, Brazil: distributional records, occupancy estimates, human-caused mortality, and opportunities for ecotourism. *Tropical Conservation Science* 5(3):301-319.
- Fahrig, L. 2007. Non-optimal animal movement in human-altered landscapes. *Functional Ecology* 21:1003-1015.
- Ferguson-Lees, J., Christie, D.A. 2001. Raptors of the world. Princeton University Press, Princeton, NJ U.S.A.
- IUCN – International Union for Conservation of Nature. 2016. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2016.1. www.iucnredlist.org Accessed: 20 Ago 2016.
- Johnson, A.R., Wiens, J.A., Milne, B.T., Crist, T.O. 1992. Animal movements and population-dynamics in heterogeneous landscapes. *Landscape Ecology* 7: 63-75.
- Kenward, R.E. 1985. Raptor radio-tracking and telemetry. Pages 409-420. In: I. Newton and R.D. Chancellor, (Eds.). *Conservation studies on raptors*. ICBP Technical Publication No. 5. Cambridge, UK.

- Laurance, W.F., Ferreira, L.V., Rankin-de Merona, J.M., Laurance, S.G., Hutchings, R.W., Lovejoy, T.E. 1998. Effects of forest fragmentation on recruitment patterns in Amazonian tree communities. *Conservation Biology* 12(2):460-464.
- Lovejoy, T.E., Bierregaard, R.O., Rylands, A.B., Malcolm, J.R., Quintela, C.E., Harper, L.H., Brown, K.S. Jr., Powell, G.V.N., Schubart, H.O.R. and Hays, M.B. 1986. Edge and other effects of isolation on Amazon forest fragments. In: M.E. Soul (ed.). *Conservation Biology: The Science of Scarcity and Diversity* pp. 257-285. Sinauer Associates, Sunderland, Massachusetts.
- Matola, S. 2006. The Harpy Eagle restored to former Central American range. *Oryx* 40:13.
- Muñiz-López, R., Limiñana, R., Cortés, G.D., Urios, V. 2012. Movements of Harpy Eagles *Harpia harpyja* during their first two years after hatching. *Bird Study* 59:509-514.
- Nathan, R., Getz, W.M., Revillac, E., Holyoak, M., Kadmon, R., Saltz, D., Smouse, P.E. 2008. A movement ecology paradigm for unifying organismal movement research. *PNAS* 105(49):19052-19059.
- Oliveira-Santos, L.G., Forester, J.D., Piovezan, U., Tomas, W.M., Fernandez, F.A.S. 2016. Incorporating animal spatial memory in step selection functions. *Journal of Animal Ecology* 85:516-524.
- R Development Core Team 2013. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <http://www.R-project.org>
- Rodrigues, M. 2006. Hidrelétricas, ecologia comportamental, resgate de fauna: uma falácia. *Natureza & Conservação* 4(1):29-38.
- Rotenberg, J.A., Marlin, J.A., Pop, L., Garcia, W. 2012. First record of a Harpy Eagle (*Harpia harpyja*) nest in Belize. *Wilson Journal of Ornithology* 124:292–297.
- Thiollay, J.M. 1989. Area requirements for the conservation of rain forest raptors and game birds in French Guiana. *Conservation Biology* 3:128-137.
- Trinca, C.T., Ferrari, S.F., Lees, A.C. 2008. Curiosity killed the bird: Arbitrary hunting of Harpy Eagles *Harpia harpyja* on an agricultural frontier in southern Brazilian Amazonia. *Cotinga* 30:12-15.
- Vargas-González, J.J., Whitacre, D., Mosquera, R., Albuquerque, J., Piana, R., Thiollay, J.-M., Márquez, C., Sánchez, J.E., Lezama-López, M., Midence, S., Matola, S., Aguilar S., Rettig, N., Sanaiotti, T.M. 2006. Estado y distribución actual del Águila Arpia (*Harpia harpyja*) en Centro y Sur America. *Ornitología Neotropical* 17:39–55.
- Watson, R.T., McClure, C.J.W., Vargas, F.H., Jenny, J.P. 2016. Trial restoration of the Harpy Eagle, a large, long-lived, tropical forest raptor, in Panama and Belize. *Journal of Raptor Research* 50(1):3-22.
- White, G.C., Garrot, R.A. 1990. Analysis of wildlife radio-tracking data. Academic Press. San Diego, CA. 383pp.
- Worton, B.J. 1989. Kernel methods for estimating the utilization distribution in home-range studies. *Ecology* 70(1):164-168.

Capítulo III

Camera trapping at Harpy Eagle nests: interspecies interactions under predation risk. F. Helena Aguiar-Silva, Olivier Jaudoin, Tânia M. Sanaiotti, Gláucia H.F. Seixas, Samuel Duleba, Frederico D. Martins. *Journal of Raptor Research*, 51 *in press*. March 2017.

Camera trapping at Harpy Eagle nests: interspecies interactions under predation risk.

F.H. Aguiar-Silva^{1*}, O. Jaudoin², T.M. Sanaiotti³, G.H.F. Seixas⁴, S. Duleba⁴, F.D. Martins⁵

¹ Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Av. André Araújo, 2936 Aleixo, 69067-375, Manaus, Amazonas, Brazil

² Programa de Conservação do Gavião-real, Manaus, Amazonas, Brazil

³ Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Coordenação de Biodiversidade, Av. André Araújo, 2936 Aleixo, 69067-375, Manaus, Amazonas, Brazil

⁴ Fundação Neotrópica do Brasil, Bonito, Mato Grosso do Sul, Brazil

⁵ Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade, Floresta Nacional de Carajás, Parauapebas, Pará, Brazil

* Corresponding author:
aguiarsilva.fh@gmail.com

Key-words: Accipitridae; behavioral ecology; ecology of fear; *Harpia harpyja*; predator-prey interaction; sampling techniques.

Fototrampeo en Nidos de *Harpia harpyja*: Interacciones Interespecíficas Bajo Riesgo de Depredación

Resumen

Durante un estudio del comportamiento de individuos reproductores de *Harpia harpyja* utilizando cámaras de fototrampeo, registramos casualmente visitas de otras especies arborícolas a los nidos de las águilas. Entre septiembre del 2012 y marzo del 2016 obtuvimos 102,930 imágenes de vertebrados, incluyendo a *H. harpyja* y otras 27 especies, a partir de nueve cámaras-trampa funcionando durante 2243 días no consecutivos de trampeo. Seis especies fueron mamíferos arborícolas y 21 especies fueron aves. Estas especies utilizaron los nidos y las ramas del árbol nido durante el día o la noche, en diversas actividades: cortejo, reacomodo del material del nido, vocalización, búsqueda de alimento, alimentación y carroñeo. La comunidad de especies en los nidos de *H. harpyja* incluyó numerosas especies descritas como sus presa, tales como *Potos flavus*, *Tamandua tetradactyla*, *Eira barbara*, *Sapajus cay*, *S. apella*, y *Ramphastos tucanus*. Las cámaras también revelaron ciertos comportamientos de las especies presa de *H. harpyja*: los mamíferos con alto riesgo de ser depredados que visitaron el nido no evitaron las horas diurnas, el periodo con mayor probabilidad de un encuentro fatal. Los individuos de *T. tetradactyla* y *S. cay* que buscaron alimentos en el nido, experimentaron diferentes resultados: *T. tetradactyla* tuvo éxito en la obtención de comida, pero un individuo joven de *S. cay* fue matado por un águila. La compensación entre el riesgo de depredación y la potencial ganancia de energía puede verse influida por diversos factores, incluyendo la edad y la experiencia del intruso.

Apex predators play an important ecological role in ecosystems by regulating populations of prey species (Estes et al. 2001, Terborgh and Estes 2010), a trophic interaction that has broad implications for the abundance and distributions of organisms (Ryall and Fahrig 2006). Recently Elbroch and Wittmer (2013) reported that part of the resources acquired by predators can be used by other species. However, to use these resources, species must balance the costs and benefits of obtaining them while avoiding predation (Sih 1980).

With low density, cryptic behavior, inaccessible and remote nesting places, most predators are challenging to study in the wild (Newton 1979, Terborgh and Estes 2010). Raptors build nests in places that are difficult to access, in part to keep intruders and potential predators away from the nest to minimize the risk of nest predation (Martin 1993), which is the primary cause of nesting failure and mortality in birds, including raptors (Ricklefs 1969, Whitacre 2012). Nests of large species can be substantial (Newton 1979), favoring the accumulation of prey remains, as reported for Harpy Eagle (*Harpia harpyja*; Rettig 1978, Aguiar-Silva et al. 2014).

The Harpy Eagle is among the most powerful raptors in the world and is classified as Near Threatened worldwide (IUCN 2016), but as Vulnerable in Brazil (Brazil Ministério do Meio Ambiente, Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade 2014). This species builds nests high in forest trees (Alvarez-Cordero 1996), which makes behavioral observations and data collection difficult. However, advances in remote technology to monitor wildlife, such as camera traps, have allowed increased understanding and have important conservation applications, particularly for rare and cryptic species (Sanderson and Trolle 2005, Ahumada et al. 2011, Rovero et al. 2013, Ale et al. 2014). Here we report preliminary findings of camera trapping, which reveal interactions of arboreal species in Harpy Eagle (*Harpia harpyja*) nests.

Study Area and Methods

We studied ten Harpy Eagles nests using cameras (Bushnell Trophy Cam HD, Reconyx Hyperfire HC500 and UltraFire) with infrared motion detectors, recording activities between September 2012 and March 2016. We found nine nests at nine lowland Amazonian *terra-firme* sites and one in the central Brazilian savanna (hereafter *cerrado*). We mounted one camera trap at each nest, at an average of 5 m above the nest, to minimize disturbance. We positioned the cameras in emergent

trees above the forest canopy, between 14 m (Nest1 in *cerrado*) and an average height of 34 m (range: 31–38 m, SD = 2 for nine trees; Nests 2–10) in Amazonia. Cameras operated 24hr/d, year-round, with occasional periods of battery failure or equipment malfunction. Depending on the camera model and card storage, the cameras took one, two, three, or four pictures and 10 sec of video per trigger (motion). The infrared flashes operated during day and night. We installed cameras after several hours of observation of the nest to ensure that the adults were absent, but not during the egg-laying period or incubation. The climber went up at dusk or during the night to minimize disturbance and reduce the risk of being attacked. We recorded at least two breeding seasons from 2012 through 2016 for three different breeding pairs of Harpy Eagles. We recorded activity in all different parts of the nesting cycle: nest-building and courtship, egg-laying, incubation, nestling stage, fledgling stage, and post-fledgling stage.

We calculated the time vertebrates spent in the nest from the initial trigger to the time of the last photo triggered. We defined an event as the sequence of images from the first image triggered to the last; we considered that an event had ended when the visitor disappeared from camera view for more than 10 min. We used circular statistics to describe the activity patterns of all species that visited the nests three or more times and spent >1 min in the nest. These analyses generate the average vector length (r) that is a measure of the temporal concentration of visits at certain times around the angular average (time of day); it ranges from 0 to 1, indicating complete asynchrony of the event and the highest synchrony, respectively (Zar 1999). For the two most common species (southern tamandua [*Tamandua tetradactyla*] and tayra [*Eira barbara*]), we used the Rayleigh test (Z) to assess the uniformity of data, which is useful in determining the pattern of visits; the average vector's significance (p) indicates the probability of the data being randomly distributed around the circumference (24 hr).

We considered total time spent by each species at a Harpy Eagle nest as the measure of predation risk. Thus, the more time a prey species spent in the nest and the more times it visited the nest, the greater the probability of predation. The risk of predation was defined by Lima and Dill (1990) as the probability of being killed during some time period, and predation risk as $P(\text{death}) = 1 - \exp(-\alpha dT)$, where α is the rate of encounter between predator and prey, d is the probability of death given an encounter, and T is the time, in seconds, exposed to predation risk (the “encounter”).

We assumed the Mass Action (Guldberg and Waage 1864 in Lund 1965) as the model of encounters, in which the encounters between the predator and prey individuals occur at random Brownian motion. Thus, the encounter rate (α) between Harpy Eagles and other species was the product of these species' abundances, i.e. the species' population in the region. We performed analysis of predation risk for the nest (*cerrado*) most visited (Table 1), and assessed estimated abundances for the mammal species of the region from Cáceres and collaborators (2007). We estimated the probability of death (d) as 48.6%, which was the capture success rate recorded for a female Harpy Eagle hunting in Panama (Touchton et al. 2002). The time (T , in sec) was defined as the time in the nest or branches. We considered the presence of a Harpy Eagle at the nest and in the tree/vicinity of the tree as "high risk," and its absence as "low risk." We defined presence as an image record of a Harpy Eagle up to 1 min after a visitor was recorded in the nest, a definition we determined by observing the eagles during the installation of the cameras and the changing of the batteries and memory cards. We calculated the Spearman's correlation coefficient as a measure of the association between the variables studied (Zar 1999). We performed statistical analyses using R (R Development Core Team 2016) and circular statistics using ORIANA 4.02 software (Kovach 2011).

Results and Discussion

We obtained 102,930 images of vertebrates (of 160,488 image records), including Harpy Eagles and 27 other species (Table 1) from nine camera traps (one camera did not work) on 2243 non-continuous trap-days. Camera trapping efforts per nest varied from 16 to 692 d of effective sampling. We recorded five nests continuously, and four nests for a single period ranging from 16 – 253 continuous days (average 97 d). We identified a variety of species from 571 images (70 events), visiting six of the nine Harpy Eagle nests and branches near nests (Table 1). The other 102,359 images contained records of the Harpy Eagles in their nests (F.H. Aguiar-Silva unpubl. data). Non-target stimuli (NTS) events, such as branch and foliage movements caused by wind (Gregory et al. 2014) or invertebrate movements, resulting in false triggering, were responsible for 36% (57,558 images) from all image records. No nests were abandoned due to camera installation.

Six species recorded were arboreal mammals and twenty-one were birds (Table 1). If we exclude seven small birds, 20 species were potentially (size ranging

from 0.3–6.2kg) targets of Harpy Eagle predation and of these, ten were previously recorded in Harpy Eagle diets (Rettig 1978, Alvarez-Cordero 1996, Piana 2007, Aguiar-Silva et al. 2014, 2015). These species used the nest and branches near the nest for five activities: foraging, scavenging, courtship (including rearranging nest material), perching, and vocalizing (Table 1). Most of the visit events (70%) took place during daylight, while 21% occurred in darkness, 5% at dusk, and 4% at dawn. The two mammal species that regularly feed in Harpy Eagle nests (southern tamandua and tayra) visited day or night ($r = 0.111$) and their visits were uniformly distributed around the clock (Rayleigh test: $Z = 0.259$, $P = 0.77$; Rao's Spacing Test: $U = 139.448$, $P > 0.10$).

The number of visits and the nest height were significantly correlated ($r^2 = 0.81$, $P < 0.05$), with more frequent visits to the lowest nest (14 m). The number of visiting species was not associated with nest height ($r^2 = 0.32$, $P = 0.06$), but was weakly related to the number of days each nest was monitored, if the lowest nest was excluded ($r^2 = 0.55$, $P = 0.02$).

Three direct encounters between Harpy Eagles and visitors in one nest (*cerrado*) were recorded in 9 mo (253 d of camera-trapping): two involving a tayra and one a hooded capuchin (*Sapajus cay*). In one case, a tayra climbed the tree while the pair was in courtship on the nest, and was aggressive toward both adults until they left (Fig. 1). A hooded capuchin that visited the same nest twice (Table 1) was killed during its second visit, while searching for food in a hole in the lateral branch. This individual spent 17 min during daylight around the nest and appeared to be a juvenile. We note that even when the camera did not show a Harpy Eagle in the nest, one could have been perched near the nest out of camera range, where a visitor climbing to the nest might not detect it, and thus would have an increased risk of predation. The lack of experience of the juvenile monkey likely made it more vulnerable and less accurate at estimating predation risk, an error that can be fatal (Lima and Dill 1990). Another predation event in a Harpy Eagle nest was reported for a nest in the Amazonian forest, where a nestling preyed on a snake that foraged among the sticks of the nest (Olmos et al. 2006).

Entering a Harpy Eagle nest tree puts visitors at risk of predation from the nest owner. The more time a visitor spent searching for or eating remains or invertebrates in the nest, the more time it was exposed to potential predation. Our model of estimated predation risk at the Harpy Eagle nest indicated that the tamandua and

hooded capuchin experienced the greatest risk of predation after deciding to climb an eagle nest searching for food ($r^2 = 0.64$, $P < 0.01$), and indirectly suggested that risk was most intense for species that were most abundant (see estimated abundance in Cáceres et al. 2007).

Although the Harpy Eagle is active during daylight, many species used the nest opportunistically during this time; however, no visitors preyed on Harpy Eagle eggs or nestlings, despite the fact that some of them were also predators. No species visited the nest during the incubation or nestling stages, when the risk of being attacked must have been very high. Harpy Eagles can be aggressive towards visitors; for example, direct observations at an active nest in Guyana recorded a female responding aggressively to a Turkey Vulture (*Cathartes aura*) that had been flying near the nest (Rettig 1978).

Building large nests in towering trees favors the accumulation of decomposed organic matter (prey remains and leaves), the growth of epiphytic species, and a microhabitat suitable for many invertebrate species, which seem to be attractive to other animals. Based on this, we can ask whether the Harpy Eagles act as ecosystem engineers (Jones et al. 1994, Jones et al. 1997). At the one nest we studied in the *cerrado* biome, where the nest was much lower than those in the Amazonian forest, we recorded 50% of all species visiting Harpy Eagle nests in this study. The structure of the nest harbored invertebrates, which in turn attracted insectivores such as the southern tamandua, and the remains of the eagles' prey attracted carrion feeders including vultures (Table 1).

This study also provides the first documented evidence of commensalism at a Harpy Eagle nest by a Greater Yellow-headed Vulture (*Cathartes melambrotus*) and a King Vulture (*Sarcoramphus papa*), which scavenged the remains of a three-toed sloth (*Bradypus tridactylus*; Fig. 2). Other observers also reported this relationship between Harpy Eagles and vultures: Black Vultures (*Coragyps atratus*) scavenged in three different nests (J.D. Vale, I. Soler, B.B. Luz pers. comm., T. Sanaiotti unpubl. data) and two Turkey Vultures ate prey remains in a fourth nest, while the fledgling Harpy Eagle perched a few meters away (O. Jaudoin unpubl. data). Carrion accumulation at eagle nests may be another source of food for these species. Several other raptors have been reported interacting with Harpy Eagles near their nest trees but not in a nest: Bat Falcon (*Falco ruficularis*), Collared Forest-Falcon (*Micrastur semitorquatus*), Black Caracara (*Daptrius ater*), Gray-headed Kite

(*Leptodon cayanensis*), Swallow-tailed Kite (*Elanoides forficatus*), Plumbeous Kite (*Ictinia plumbea*), Ornate Hawk-Eagle (*Spizaetus ornatus*), and Crested Eagle (*Morphnus guianensis*; Muñiz-López et al. 2007). During our study, we recorded images of Ornate Hawk-Eagles visiting a Harpy Eagle's nest on 9 d, five of which were consecutive (Table 1). These records of multi-species usage of Harpy Eagle nests suggest a complex web of interactions, and evidence of overlap of the habitat use among many species, including raptors.

Because the Harpy Eagle nest structure, even given its low density across the landscape, attracts and is favorable for several species' foraging, we believe that at least in the *cerrado* biome, in areas where fragmentation creates patchy resource distribution, this large predator may also function as an ecosystem engineer (Jones et al. 1994). We recommend additional research in the future using camera-trapping at more nests <20 m high to address this question.

In conclusion, remotely triggered cameras revealed several behaviors of Harpy Eagle prey species using eagle nests. These limited data suggest that mammals that visited the nests did not avoid daytime, the period with the potentially higher risk of a fatal encounter. Tamandua and hooded capuchins that searched the eagle nest for food experienced different outcomes: tamandua was successful in obtaining food, but one young capuchin was killed by an eagle. The trade-off between predation risk and potential energy gain may be influenced by many factors, including the age and experience of the intruder.

Camera trapping helped to identify the ecological interactions between various species using the Harpy Eagle nest tree and nest in a long-term monitoring effort. None of the visiting species or the nine pairs of Harpy Eagles showed any evidence of detecting the camera trap or any negative behavioral responses (e.g., moved away from the device), as reported for terrestrial predator species in Australia (Meek et al. 2016). If best practices are followed (e.g., climb the tree before incubation or after fledging), camera-trapping is a non-intrusive method to study large eagles, as it was for other species such as Peregrine Falcons (*Falco peregrinus*; Enderson et al. 1972) and Bald Eagles (*Haliaeetus leucocephalus*; Dykstra et al. 2002). This technique provides an efficient way to study birds of prey at breeding sites with no alteration of behavior.

Table 1. Mammals and birds recorded by camera trapping in six Harpy Eagle (*Harpia harpyja*) nests during September 2012 to March 2016 in Brazil. Interaction: 0 = no interaction recorded on the nest. Nesting cycle: RN = refurbishing nest; C = courtship; F = fledgling; PF = post-fledgling.

Species		Body mass (kg)	Number of events	Nest #	Place used	Interaction	Activity	Nesting cycle
Mammals								
Southern Tamandua	<i>Tamandua tetradactyla</i>	6.2 ¹	12	N1	Nest, branch	0	Foraging	RN, C
Tayra	<i>Eira barbara</i>	3.9 ¹	6	N1	Nest, branch	Agonistic ^a	Foraging	RN, C
Kinkajou	<i>Potos flavus</i>	3 ¹	1; 1; 1	N2;N3;N4	Nest	0	Foraging	F, PF
Hooded Capuchin	<i>Sapajus cay</i>	3.1	2	N1	Nest, branch	Agonistic ^b	Foraging	RN, C
Guianan Brown Capuchin	<i>Sapajus apella</i>	2.5 ¹	1	N2	Nest, branch	0	Foraging	PF
Western Woolly Opossum	<i>Caluromys lanatus</i>	0.4 ²	1	N3	Nest	0	Foraging	F
Non-Passerine Birds								
Bare-faced Curassow	<i>Crax fasciolata</i>	2.6 ⁴	1	N3	Nest	Intra-specific	Courtship	RN, C
Blue-throated Piping-Guan	<i>Aburria cumanensis</i>	1.3 ⁴	1	N1	Branch	0	Perched	RN, C
Marail Guan	<i>Penelope marail</i>	0.9 ⁴	1	N2	Nest	0	Foraging	RN
Greater Yellow-headed Vulture	<i>Cathartes melambrotus</i>	1.2 ³	2	N4	Nest	Commensalism	Scavenging	F
King Vulture	<i>Sarcoramphus papa</i>	3.7 ³	1	N3	Nest	Commensalism	Scavenging	F
Great Black Hawk	<i>Urubitinga urubitinga</i>	1.6 ³	1	N1	Nest	0	Scavenging	RN, C
Ornate Hawk-Eagle	<i>Spizaetus ornatus</i>	1.6 ³	9	N3	Nest	Intra-specific	Courtship	RN, C
White Hawk	<i>Pseudastur albicollis</i>	0.7 ³	1	N5	Nest	0	Foraging	RN, C
Red-throated Caracara	<i>Ibycter americanus</i>	0.8 ³	1	N2	Nest	0	Vocalizing, foraging	RN
Squirrel Cuckoo	<i>Piaya cayana</i>	0.1 ⁴	2; 1	N1;N3	Nest	0	Foraging	RN, C, PF
White-throated Toucan	<i>Ramphastos tucanus</i>	0.6 ⁴	1; 1	N3;N4	Branch; Nest	0	Perched	PF
Chestnut-eared Aracari	<i>Pteroglossus castanotis</i>	0.3 ⁴	1	N1	Nest, branch	Intra-specific	Foraging	RN, C
Black-necked Aracari	<i>Pteroglossus aracari</i>	0.3 ⁴	2	N3	Nest, branch	Intra-specific	Perched	PF
Lineated Woodpecker	<i>Dryocopus lineatus</i>	0.2 ⁴	1	N3	Branch	0	Foraging	PF
Blue-headed Parrot	<i>Pionus menstruus</i>	0.2 ⁴	1	N3	Branch	0	Perched	PF
Passerine Birds								
Great Rufous Woodcreeper	<i>Xiphocolaptes major</i>	0.2 ⁴	1	N1	Branch	0	Foraging	RN, C
Cinnamon-throated Woodcreeper	<i>Dendrexetastes rufigula</i>	0.06 ⁴	1	N6	Branch	0	Foraging	RN, C
Purplish Jay	<i>Cyanocorax cyanomelas</i>	0.2 ⁴	1	N1	Branch	0	Perched	RN, C
Palm Tanager	<i>Tangara palmarum</i>	0.04 ⁴	2	N3	Nest	0	Perched	F
Crested Oropendola	<i>Psarocolius decumanus</i>	0.3 ⁴	1	N1	Branch	0	Foraging	RN, C
Green Oropendola	<i>Psarocolius viridis</i>	0.4 ⁴	1	N2	Branch	0	Perched	RN

^a intruder chased eagles and got away

^b intruder preyed upon

¹ Eisenberg and Redford 1999, ² Emmons and Feer 1997, ³ Ferguson-Lees and Christie 2001, ⁴ Dunning 2008.



Bushnell 89°F31°C 01-28-2015 14:15:34

Figure 1. Tayra (*Eira barbara*) interacting with Harpy Eagle on its nest, posing aggressively behavior towards the adult.



Figure 2. King Vulture (*Sarcoramphus papa*) eating a dead three-toed sloth (*Bradypus tridactylus*) brought by adult Harpy Eagle to a fledging.

Acknowledgements

Funding for this project provided by CAPES (for a Ph.D. fellowship for FHAS); INPA/FDB/Vale S.A., Fundação Grupo Boticário de Proteção à Natureza, a Dean Amadon Grant from the Raptor Research Foundation, Idea Wild, The International Osprey Foundation Endowment Fund 2014, Cleveland Metroparks Zoo's Scott Neotropical Fund and Thomas Lovejoy Program for Research. We thank the managers of the Parque Nacional Serra da Bodoquena/ICMBio-MS, Floresta Nacional do Tapajós/ICMBio-PA, Floresta Nacional de Carajás/ICMBio-PA, Área de Relevante Interesse Ecológico PDBFF/ICMBio-AM and Reserva Adolpho Ducke-AM; the curators and technical team of the Birds and Mammals Collections at INPA; Vandir F. da Silva, José A. Costa Filho, and Tiago G. Junqueira for their help in the field; Dilson E.B. Insfran and Roberto Massafra for allowing us to access nests on private property; W.E. Magnusson, Sean Walls, and two anonymous reviewers of JRR for their insightful comments on an earlier version of this report. This is the publication #8 of the Brazilian Harpy Eagle Conservation Program and article 693 of the BDFFP Technical Series. Research was carried out under FHAS Scientific SISBIO/ICMBio License No.37822.

Literature Cited

- Aguiar-Silva, F.H., T.G. Junqueira, T.M. Sanaiotti, V.Y. Guimarães, P.V.C. Mathias, and C.V. Mendonça. 2015. Resource availability and diet in Harpy Eagle breeding territories on the Xingu River, Brazilian Amazon. *Brazilian Journal of Biology* 75:181-189.
- Aguiar-Silva, T.M. Sanaiotti, and B.B. Luz. 2014. Food habits of the Harpy Eagle, a top predator from the Amazonian rainforest canopy. *Journal of Raptor Research* 48:24-35.
- Ahumada, J.A., C.E.F. Silva, K. Gajapersad, C. Hallam, J. Hurtado, E. Martin, A. McWilliam, B. Mugerwa, T. O'Brien, F. Rovero, D. Sheil, W.R. Spironello, N. Winarni, and S.J. Andelman. 2011. Community structure and diversity of tropical forest mammals: data from a global camera trap network. *Philosophical Transactions of the Royal Society B* 366:2703–2711.
- Ale, S.B., B. Shrestha, and R. Jackson. 2014. On the status of Snow Leopard *Panthera uncia* (Schreber, 1775) in Annapurna, Nepal. *Journal of Threatened Taxa* 6:5534–5543.
- Alvarez-Cordero, E. 1996. Biology and conservation of the Harpy Eagle in Venezuela and Panama. Ph.D. thesis. University of Florida, Gainesville, FL U.S.A.
- Brazil, Ministério do Meio Ambiente (MMA), Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio). 2014. Lista Nacional das Espécies da Fauna

- Brasileira Ameaçadas de Extinção. Portaria No. 444, 17 de Dezembro de 2014. MMA/ICMBio, Brasília, Brazil.
- Cáceres, N.C., M.R. Bornschein, W.H. Lopes, and A.R. Percequillo. 2007. Mammals of Bodoquena Mountains, southwestern Brazil: an ecological and conservation analysis. *Revista Brasileira de Zoologia* 24:426-435.
- Dykstra, C.R., M.W. Meyer, and D.K. Warnke. 2002. Bald Eagle reproductive performance following video camera placement. *Journal of Raptor Research* 36:136-139.
- Dunning, J.B. 2008. CRC Handbook of avian body masses, Second Ed. CRC Press, Taylor and Francis Group, Boca Raton, FL U.S.A.
- Eisenberg, J.F. and K.H. Redford. 1999. Mammals of the Neotropics: Ecuador, Peru, Bolivia, Brazil. University of Chicago Press, Chicago, IL U.S.A.
- Elbroch, L.M. and H.U. Wittmer. 2013. Nuisance ecology: do scavenging condors exact foraging costs on pumas in Patagonia? *PlosOne* 8:1-8.
- Emmons, L.H. and F. Feer. 1997. Neotropical rainforest mammals: a field guide. University of Chicago Press, Chicago, IL U.S.A.
- Enderson, J.H., S.A. Temple, and L.G. Swartz. 1972. Time-lapse photographic records of nesting Peregrine Falcons. *Living Bird* 11:113-128.
- Estes, J., K. Crooks, and R.D. Holt. 2001. Ecological role of predators. Pages 857–878 in S. Levin [Ed.], *Encyclopedia of biodiversity*, Vol. 4, Academic Press, San Diego, CA U.S.A.
- Ferguson-Lees, J. and D.A. Christie. 2001. Raptors of the world. Princeton University Press, Princeton, NJ U.S.A.
- Gregory, T., F.C. Rueda, J. Deichmann, J. Kolowski, and A. Alonso. 2014. Arboreal camera trapping: taking a proven method to new heights. *Methods in Ecology and Evolution* 5:443-451.
- International Union for Conservation of Nature (IUCN). 2016. The IUCN Red List of Threatened Species. www.iucnredlist.org (last accessed 20 August 2016).
- Jones, C.G., J.H. Lawton, and M. Schachak. 1994. Organisms as ecosystem engineers. *Oikos* 69:373-386.
- Jones, C.G., J.H. Lawton, and M. Schachak. 1997. Positive and negative effects of organisms as physical ecosystem engineers. *Ecology* 78:1946-1957.
- Kovach, W.L. 2011. Oriana – circular statistics for Windows, ver. 4. Kovach Computing Services, Pentraeth, Wales, U.K.
- Lima, S.L. and L.M. Dill. 1990. Behavioral decisions made under the risk of predation: a review and prospectus. *Canadian Journal of Zoology* 68:619-640.
- Lund, E.W. 1965. Guldberg and Waage and the law of mass action. *Journal of Chemical Education* 42:548-550.
- Martin, T.E. 1993. Nest predation and nest sites. *BioScience* 43:523-532.
- Meek, P., G. Ballard, P. Fleming, and G. Falzon. 2016. Are we getting the full picture? Animal responses to camera traps and implications for predator studies. *Ecology and Evolution* 6:3216-3225.
- Muñiz-López, R., O. Criollo, and A. Mendúa. 2007. Results of five years of the "Harpy Eagle (*Harpia harpyja*) Research Program" in the Ecuadorian tropical forest.

- Pages 23–32 in K.L. Bildstein, D.R. Barber and A. Zimmerman [Eds.], Neotropical raptors. Hawk Mountain Sanctuary, Orwigsburg, PA U.S.A.
- Newton, I. 1979. Population ecology of raptors. T. and A.D. Poyser, Berkhamsted, U.K.
- Olmos, F., J.F. Pacheco, and L.F. Silveira. 2006. Notas sobre aves de rapina (Cathartidae, Acciptridae e Falconidae) brasileiras. *Revista Brasileira de Ornitologia* 14:401-404.
- Piana, R.P. 2007. Anidamiento y dieta de *Harpia harpyja* Linnaeus en la comunidad nativa de Infierno, Madre de Dios, Perú. *Revista Peruiana Biologica* 14:135-138.
- R Development Core Team. 2016. R: a language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <http://www.R-project.org> (last accessed 24 May 2016).
- Rettig, N. 1978. Breeding behavior of the Harpy Eagle (*Harpia harpyja*). *Auk* 95:257-273.
- Ricklefs, R.E. 1969. An analysis of nesting mortality in birds. *Smithsonian Contributions to Zoology* 9:1-48.
- Rovero, F., F. Zimmermann, D. Berzi, and P. Meek. 2013. Which camera trap type and how many do I need? A review of camera features and study designs for a range of wildlife research applications. *Hystrix, Italian Journal of Mammalogy* 24:148-156.
- Ryall, K.L. and L. Fahrig. 2006. Response of predators to loss and fragmentation of prey habitat: a review of theory. *Ecology* 87:1086-1093.
- Sanderson, J.G. and M. Trolle. 2005. Monitoring elusive mammals. *American Scientist* 93:148-155.
- Sih, A. 1980. Optimal behavior: can foragers balance two conflicting demands? *Science* 210:1041-1043.
- Terborgh, J. and J.A. Estes. 2010. Trophic cascades: predators, prey, and the changing dynamics of nature. Island Press, Washington DC U.S.A.
- Touchton, J.M., Y. Hsu, and A. Palleroni. 2002. Foraging ecology of reintroduced captive-bred subadult Harpy Eagles (*Harpia harpyja*) on Barro Colorado Island, Panama. *Ornitologia Neotropical* 13:365-379.
- Whitacre, D.F. 2012. Neotropical birds of prey: biology and ecology of a forest raptor community. Cornell University Press, Ithaca, NY U.S.A.
- Zar, J.H. 1999. Biostatistical analysis, Fourth Ed., Prentice Hall, Upper Saddle River, NJ U.S.A.



Aguilar-Silva 2016

Harpia adulta predou um macaco guariba (*Alouatta macconnelli*) e levou para o ninho.

Capítulo IV

Resource availability and diet in Harpy Eagle breeding territories on the Xingu River, Brazilian Amazon. F. Helena Aguiar-Silva, Tiago G. Junqueira, Tânia M. Sanaiotti, V.Y. Guimarães, P.V.C. Mathias, C. V. Mendonça. *Brazilian Journal of Biology*, 75(3):S181-S189. 2015.

Resource availability and diet in Harpy Eagle breeding territories on the Xingu River, Brazilian Amazon

Aguiar-Silva, F.H.^{a,b*}, Junqueira, T.G.^c, Sanaiotti, T.M.^{b,d}, Guimarães, V.Y.^c, Mathias, P.V.C.^c and Mendonça, C.V.^c

^aPrograma de Pós-Graduação em Ecologia, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Av. André Araújo, 2936, Aleixo, CEP 69067-375, Manaus, AM, Brazil

^bPrograma de Conservação do Gavião-real – PCGR, Av. André Araújo, 2936, Aleixo, CEP 69067-375, Manaus, AM, Brazil

^cBiota Projetos e Consultoria Ambiental Ltda., Rua 86 C, 64, Setor Sul, CEP 74083-360, Goiânia, GO, Brazil

^dInstituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Av. André Araújo, 2936, Aleixo, CEP 69067-375, Manaus, AM, Brazil

*e-mail: aguiarsilva.fh@gmail.com

Received: June 2, 2014 – Accepted: December 1, 2014 – Distributed: August 31, 2015

(With 3 figures)

Abstract

In the Tapajos-Xingu interfluvium, one of the largest birds of prey, the Harpy Eagle, is under intense anthropogenic pressure due to historical and recent reductions in forest cover. We studied prey availability and use by Harpy Eagle on six breeding territories on the low- and mid-Xingu River, between 2013 and 2015. We evaluated food resource availability using the environmental-surveys database from two methods: terrestrial surveys (RAPELD method) and fauna rescue/flushing before vegetation suppression for the Belo Monte Hydroelectric Complex construction. Harpy Eagle diet was identified by prey remains sampled around six nest trees. Eighteen species of mammals, birds and reptiles comprised the prey items. Most prey species were sloths, primates and porcupines, which have arboreal habits and are found in forested areas, but two species, hoatzin and iguana, are usually associated with riverine habitats. The proportion of prey from each species predated on the nest best studied was different from estimated availability ($\chi^2 = 54.23$; $df = 16$; $p < 0.001$), however there was a positive correlation ($r = 0.7$; $p < 0.01$) between prey species consumed and abundance available, where the predation was more on species more abundant. Continuous monitoring of the Harpy Eagle diet at these nests could evidence changes in the assemblage of prey species available for Harpy Eagles, due to changes in the seasonal flood pulse of the Xingu River to be caused by the operation of the hydroelectric dam, and changes in habitat features by forest reduction around breeding territories. We believe that it is important to consider the protection of remnants of forested areas in the landscape matrix surrounding the breeding territories to maintain the food resource availability and allow all pairs to successfully reproduce.

Keywords: Behavioral ecology, *Harpia harpyja*, predator, mammals, Xingu River.

Resumo

O interflúvio Tapajós-Xingu, um dos centros de endemismo da Amazônia, onde habita uma das mais poderosas aves de rapina, a harpia, é também alvo de intensa pressão antrópica com reduções históricas da cobertura florestal. Analisamos a disponibilidade de vertebrados e o consumo de presas por harpia em seis territórios de reprodução no Rio Xingu, entre 2013 e 2015. A disponibilidade de recursos alimentares foi baseada nos dados de amostragens por dois métodos: levantamentos terrestres pelo método RAPELD e resgate/afugentamento da fauna antes da supressão da vegetação para construção de infra-estrutura para o Complexo Hidrelétrico Belo Monte. As espécies de presas consumidas pela harpia foram identificadas a partir de vestígios coletados em seis ninhos. Dezoito espécies de mamíferos, aves e répteis compuseram a dieta no baixo e médio Rio Xingu, com maior proporção de preguiças, macacos e porcos-espinhos, incluindo duas espécies (*Opisthocomus hoazin* e *Iguana iguana*) associadas aos habitats criados por rios. A proporção de indivíduos das espécies predadas no ninho com maior número de coletas foi diferente da disponibilidade ($\chi^2 = 54,23$; gl = 16; $p < 0,001$), no entanto, existe correlação positiva ($r = 0,7$; $p < 0,01$) entre o consumo de presas e a abundância disponível, com a predação maior sobre espécies mais abundantes. A riqueza de presas indica que as florestas remanescentes na região foram fonte eficiente de recursos alimentares para a reprodução e manutenção da harpia. O monitoramento da dieta da harpia nos ninhos pode apresentar alterações relacionadas às mudanças no pulso sazonal de inundação do Xingu, provocadas pelo futuro funcionamento da usina hidrelétrica e à redução da floresta no entorno dos ninhos localizados no Reservatório Xingu e Intermediário. É importante considerar a proteção dos remanescentes florestais no entorno dos territórios de nidificação para garantir a disponibilidade de presas e a reprodução efetiva dos casais de harpia na região.

Palavras-chave: Ecologia comportamental, *Harpia harpyja*, predador, mamíferos, Rio Xingu.

Introduction

The Tapajos-Xingu interfluve is under intense anthropogenic pressure due to historical and recent reductions in forest cover, mainly due to governmental development programs in the region, such as the construction of roads, agricultural settlements, large cattle ranches and dams (Soares-Filho et al., 2005; Davidson et al., 2012). The Xingu basin harbors great species diversity (Pacheco and Olmos, 2005), and many species, such as the larger primates and birds of prey, are vulnerable or threatened due to advancing deforestation (Ravetta and Ferrari, 2009; Trinca et al., 2008). Conservation plans are being developed for several of these species, and specifically, the Conservation Plan of Lower and Mid-Xingu River (PAN Xingu) includes two bird of prey species, Harpy Eagle *Harpia harpyja* (Linnaeus) and Crested Eagle *Morphnus guianensis* (Linnaeus) (Brasil, 2012, 2014a).

The Harpy Eagle (Aves: Accipitridae), is one of the largest birds of prey in the world (Ferguson-Lees and Christie, 2001), but on a global scale it is classified as Near Threatened (NT) due to the possibility of a population decline (IUCN, 2015), and Vulnerable (VU) (A4 cd) by the Brazilian Environmental Agency's Red List of Threatened Species (Brasil, 2014b), due to forest fragmentation and removal of reproductive individuals by hunting and persecution (Trinca et al., 2008; DeLuca, 2012).

To conserve the Harpy Eagle populations, it is necessary to maintain the quality of resources available in reproductive territories (Soares et al., 2008). Territory quality can be measured from the biotic and abiotic resources available and used by the species. Harpy Eagle pairs reuse the same nest tree (Rettig, 1978), suggesting that the breeding territory can be studied to evaluate habitat quality, foraging strategies and reproductive success (Johnson, 2007).

On 15 April 2008, the first active Harpy Eagle nest of the Xingu River was located during the avifauna survey of the area under the influence of the Belo Monte Hydroelectric Complex, as a supplement to the Environmental Impact Assessment (EIA/RIMA) (Henriques et al., 2008). An adult was seen sitting on the nest (S. Dantas, pers. comm.). Below the nest tree, part of a dead howler monkey *Alouatta belzebul* (Linnaeus) was found, which was evidence that this nest was in an active cycle. In 2013, the Harpy Eagle pair started a new reproductive cycle,

during which our monitoring was conducted until July 2015, including collection of feathers for genetic studies (Banhos et al., 2008) and prey remains for diet identification (Aguiar-Silva et al., 2014a). Since 2014, five other Harpy Eagle nesting trees were mapped near the low- and mid-Xingu River and were also a focus of this study.

Several studies over the wider Neotropics have reported on the composition of Harpy Eagle diet (Fowler and Cope, 1964; Rettig, 1978; Álvarez-Cordero, 1996; Galetti and Carvalho Jr., 2000; Sanaiotti et al., 2001; Piana, 2007; Muñoz-López et al., 2007; Anfuso et al., 2008; Aguiar-Silva et al., 2014a), and sloths are the main prey species (Aguiar-Silva et al., 2014a). One compared prey species use in relation to availability by standardized method in data collection (Galetti and Carvalho Junior, 2000), but no one has yet included data sets from fauna rescue/flushing counts. Standardized methods have been widely used to estimate fauna composition, but the difficulty was to estimate sloths and other cryptic species with nocturnal habits. Abundance from non-volant fauna rescue, even as a non-standard sampling method, has been found to be effective to sample large-herbivore populations, such as sloths and primates (Mascarenhas and Puerto, 1988). There has been an intensive effort to estimate vertebrate abundance by surveys and non-volant fauna rescue and flushing before vegetation suppression near the Harpy Eagle breeding territories on the low- and mid-Xingu River (Norte Energia, 2014).

The present study aimed to examine whether the proportion of prey species used by the Harpy Eagle pair in a breeding cycle was similar to the proportion of vertebrate species detected by humans (by surveys) in the same area, and to contribute for the Conservation Plan of Xingu River (Brasil, 2012) and to claim to decision makers, effective actions to reduce the impacts of hydroelectric dam construction in Harpy Eagle population on the Xingu River.

Material and Methods

Study area

This study was conducted on the lower and mid-Xingu River, Para state, Eastern Amazonia, Brazil ($2^{\circ} 41' - 3^{\circ} 57' S$, $52^{\circ} 37' - 51^{\circ} 58' W$) (Figure 1). The area is in the Tapajos-Xingu interfluvium and located in the Brasil Novo and Vitoria do Xingu municipalities. The landscape is composed of a mosaic of *terra firme* forest and flooded (*varzea*) forests, secondary forests, and deforested areas, mainly used for cattle ranching (Brasil, 2004). In the Xingu Area of Endemism, 37% of the region has anthropogenic land uses, with conversion of forested areas to pasture, agriculture (Almeida et al., 2014), and hydroelectric infra-structure (Fearnside, 2015). The climate is humid tropical Am according to the Köppen climate classification with a dry season from July to November. Average annual temperature ranged from 17.5° - $24.5^{\circ}C$, and relative humidity from 84-86%. Average annual rainfall varied from 2066-2379 mm in the same period.

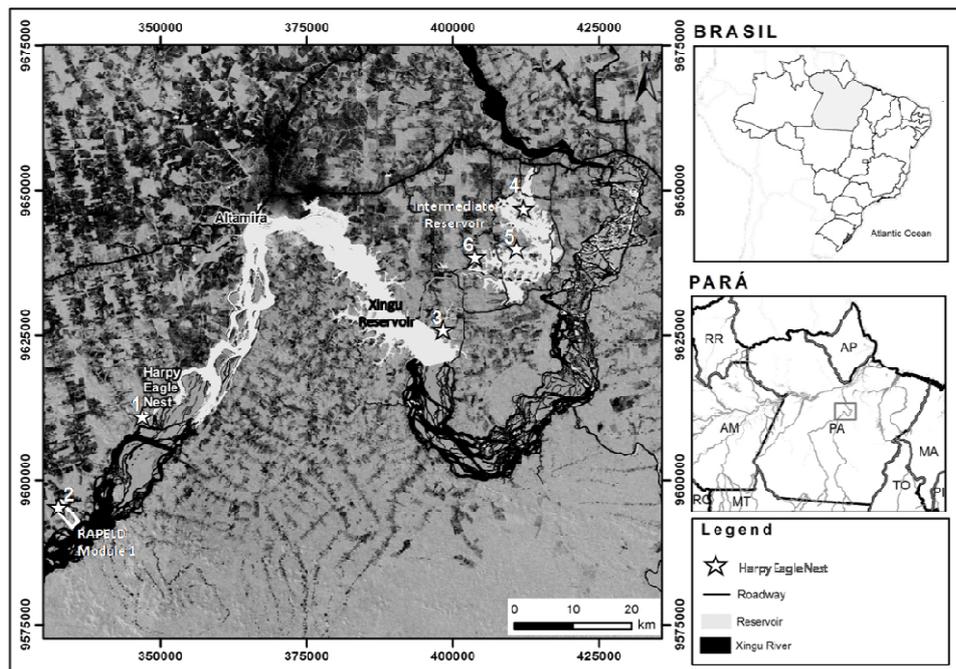


Figure 1. The six Harpy Eagle nests (white star) on the left bank with surrounding matrix (darker gray color represent non-forested areas) and the region of the future reservoirs (Xingu and Intermediate) of the Belo Monte Hydroelectric Complex on the low- and mid-Xingu River, eastern Brazilian Amazonia. RAPELD Module 1 in white rectangle (fauna surveys).

Six active Harpy Eagle breeding territories were mapped on this region, two during the terrestrial surveys at RAPELD modules (Magnusson et al., 2005, 2013) named nest Torrão (Nest 1) and nest Module 1 (Nest 2). Another four nesting trees mapped were found during vegetation suppression in 2014 and 2015: nest Xingu Reservoir – CEA (Nest 3), nest Intermediate Reservoir – 55CTCA (Nest 4), nest Intermediate Reservoir – Ticaruca (Nest 5), and nest Intermediate Reservoir – Paquiçamba (Nest 6) (Figure 1).

We distinguished two main habitat types around the six breeding territories, two (Nest 1 and Nest 2) that are outside the hydroelectric dam direct influence, in contrast to the other four (Nests 3, 4, 5 and 6), which are under direct influence of the reservoir and had the vegetation suppressed, in three case, 100% removed (Nests 4, 5, 6) (Figure 1).

Assessment of diet composition

Prey remains that had fallen from the nest and accumulated on the ground from the beginning of incubation until the juvenile dispersed away from the parents' breeding territory were collected below the nest tree between May 2013 and July 2015. A stretched 9 × 10 m nylon net was installed around the tree trunk (Nest 1) to facilitate collection and increase detection of small pieces of bones, fur, hair, claws and teeth. A climber accessed three nests (Nest 1, 2, 4) to collect dimensions of the tree and nest, and prey remains accumulated in the nest. Nests 4, 5 and 6 had prey remains collected once. Prey species were identified and quantified from bones of the skull, mandible, femur, pelvis, teeth, hair, and feathers (Aguiar-Silva et al., 2014a) by comparison with Mammal and Bird Collections at INPA (Manaus, Amazonas state). Determination of taxon specific occurrence in the Tapajos-Xingu interfluvium was based on Emmons and Feer (1997), Pimenta and Silva Junior (2005) and Norte Energia (2014).

Estimation of food availability

The relative abundance of food availability to the Harpy Eagle was assessed by combining data sets on species abundance surveys using Rapid Assessment Long-Term Ecological Research Program (RAPELD) method, on modules distributed along the Xingu River channel, and occasional counts of non-volant

fauna rescue/flushing on 5352 ha in the Belo Monte Hydroelectric Complex area (Norte Energia, 2014).

Each module was walked between Feb 2012 and Mar 2014 for five consecutive days with an average effort of 10 km/day. Availability data, availability data came from counts conducted in only one (Module 1) (Figure 1) of the eight RAPELD, and compared with the prey species predated at Nest 1, because we had few replicates of data collection from the other nests. The non-volant fauna rescue and flushing occurred before vegetation removal, in areas designated to be flooded by the reservoir, and were made from Jun 2011 to May 2014 (Norte Energia, 2014).

The RAPELD method spatially standardizes the sampling of biological assemblages over large areas, and minimizes variation in the environmental factors within plots (Magnusson et al., 2005, 2013). Furthermore, the systematic distribution of plots in the landscape allows unbiased estimates of distribution, abundance and biomass of species that can have detectability near 100% at each site, and standardizes effort for species that are not 100% detectable, which facilitates comparisons between sites (Magnusson et al., 2005, 2013).

Statistical analyses

To compare the use of prey by Harpy Eagles feeding young to fledgling at the nest relative to food resource availability, we calculated the prey species frequency based on abundance estimated from systematic surveys from RAPELD module 1 (Figure 1) and the number of individuals rescued/flushed for species recorded previously as prey of Harpy Eagles in the Amazon. Sloth and porcupine frequency could only be estimated from the non-volant fauna rescue/flushing. A chi-square test with Yates correction was used to test the null hypothesis that the proportion of fauna recorded by humans (surveys and rescue) was the same as the proportion of prey species consumed. A Spearman rank-order correlation was performed (Zar, 1999). To predict the total number of species that could be potentially detected in the area, we used the First order Jackknife. Statistical analyses were conducted using the 'vegan' and 'biodiversityR' packages in R 3.2.0 program (R Development Core Team, 2015).

Results

One hundred sixty-five individuals of 18 species of mammals, birds and reptiles were captured by six Harpy Eagle pairs and brought to the nests between May 2013 and July 2015 (Table 1). The three-toed sloth, *Bradypus variegatus* (Schinz) (30 records) and the two-toed sloth, *Choloepus didactylus* (Linnaeus) (27 records) were the most frequent prey (35%). The brown capuchin monkey *Sapajus apella* (Linnaeus) (23) represented the majority of the primate prey species, which also included red-handed howler monkey *Alouatta belzebul* (10), red-bellied titi monkey *Callicebus moloch* (Hoffmannsegg) (1), squirrel monkey, *Saimiri* spp. (4), white-nosed bearded saki *Chiropotes albinasus* (l. Geoffroy & Deville) (1) and unidentified primates (3). Other prey included the mammals: porcupine *Coendou prehensilis* (Linnaeus) (26), armadillo *Dasypus novemcinctus* (Linnaeus) (2), and southern tamandua *Tamandua tetradactyla* (Linnaeus) (6), South American coati *Nasua nasua* (Linnaeus) (5), kinkajou *Potos flavus* (Schreber) (1), common opossum *Didelphis marsupialis* (Linnaeus) (3), deer (*Mazama* spp.) (2) and the birds: hoatzin *Opisthocomus hoazin* (Statius Muller) (2), blue-and-yellow-macaw *Ara ararauna* (Linnaeus) (1), Cracidae (1), unidentified birds (11), and one lizard: the common iguana, *Iguana iguana* (Linnaeus) (6).

Harpy Eagle predation on species was different from the proportion detected by humans (surveys and rescue/flushing) ($\chi^2 = 54.23$; $df = 16$; $p < 0.001$). Humans were able to detect 70% (12) of prey species consumed by Harpy Eagle (17) in the best studied nest (Nest 1). The proportions of prey species taken by Harpy Eagles and detected by humans (surveys and rescue/flushing) (Figure 2) were positively correlated ($r_s = 0.7$; $p < 0.001$), where the predation was more on species more abundant. The main prey (sloths and porcupine) were only recorded by rescue/flushing methods. The species-accumulation curve of both methods does not reach an asymptote (Figure 3).

Table 1. Number of individuals of prey species collected at six Harpy Eagle nest sites from May 2013 to July 2015 near the lower and mid-Xingu River, Para, Brazil. Habitat = Arboreal (A), Terrestrial (T).

Prey item	Nest 1	Nest 2	Nest 3	Nest 4	Nest 5	Nest 6	Habitat ^a	IUCN ^b
MAMMALIA								
Marsupialia								
<i>Didelphis marsupialis</i>	1	1		1			A	LC
Xenarthra								
<i>Choloepus didactylus</i>	14	1	3	4	3	2	A	LC
<i>Bradypus variegatus</i>	17	4	4	2	2	1	A	LC
<i>Tamandua tetradactyla</i>	3	2		1			A	LC
<i>Dasypus novemcinctus</i>	1		1				T	LC
Primates								
<i>Alouatta belzebul</i>	3	2	1	3	1		A	VU
<i>Sapajus apella</i>	15	5	1	1	1		A	LC
<i>Callicebus moloch</i>	1						A	LC
<i>Saimiri</i> spp. ^c	1	2			1		A	-
<i>Chiropotes albinasus</i>	1						A	EN
Unidentified primate	1		1		1		A	-
Carnivora								
<i>Nasua nasua</i>	4			1			A	LC
<i>Potos flavus</i>	1						A	LC
Artiodactyla								
<i>Mazama</i> spp.	1			1			A	LC
Rodentia								
<i>Coendou prehensilis</i>	14	3	4	4	1		A	LC
AVES								
<i>Opisthocomus hoazin</i>	2						A	LC
<i>Ara ararauna</i>	1						A	LC
Cracidae				1			A/T ^d	-
Unidentified bird	2	2		4	2	1	A	-
REPTILIA								
<i>Iguana iguana</i>	6						A	LC

^aEmmons and Feer (1997).

^bLC = Least Concern, VU = Vulnerable, EN = Endangered (IUCN, 2015).

^cTwo species occur in the study area. ^ddel Hoyo et al. (1994).

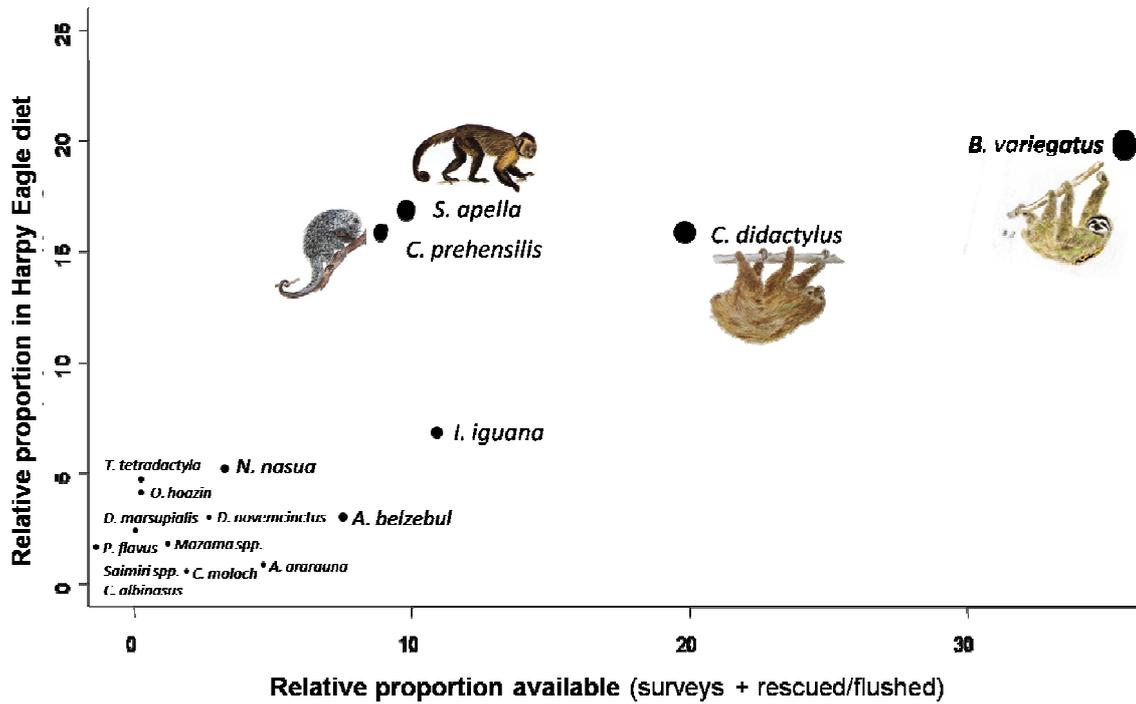


Figure 2. Comparison of the relative proportion available by species estimated as recorded by humans (n = 3337) and consumed (n = 86) by Harpy Eagles at Nest 1 on the mid-Xingu River, eastern Brazilian Amazonia. Species availability data (RAPELD Module 1 and all records during fauna rescue/flushing activities) from 2011–2014 (Norte Energia, 2014).

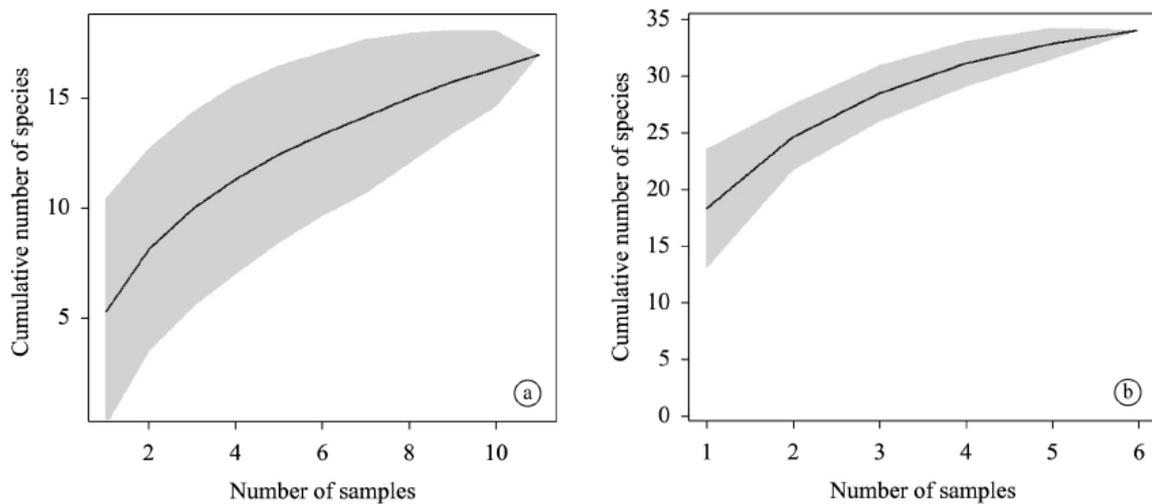


Figure 3. Species accumulation curve of vertebrate species recorded through: a) prey remains species identification on six Harpy Eagle nests; b) diurnal surveys by RAPELD method (Module 1). Mean and standard deviation of species richness, balanced by the cumulative number of samples, estimated using the Jackknife method with replacement.

Discussion

The proportion (35%) of the two species of sloth in the Harpy Eagle diet follows the pattern observed in other studies, which also report a higher frequency of these taxa in the Brazilian Amazon (Galetti and Carvalho Junior, 2000; Aguiar-Silva et al., 2014a), but the percentage of brown capuchin monkeys (23%) and Brazilian porcupines (25%) was greater than that found in other studies. Other predation records for Harpy Eagle on a primate (Henriques et al., 2008; I. Martins, pers. comm.; D.F. Trombin, pers. comm.), on a porcupine (D.F. Trombin, pers. comm.), and on an iguana (V.P. Palhares, pers. comm.), being eaten at the river edge, were recorded in this study area during vegetation suppression.

It is noteworthy that even though the surroundings of the Harpy Eagle breeding territory have been a target of forest conversion for livestock (Escada et al., 2005; Laurance et al., 2005), there was apparent diversity in prey species consumed (18) and in size classes, since they included small species (opossum, squirrel monkey and hoatzin) and large ones (red-handed howler monkey). Successful Harpy Eagle reproduction with a stable prey base indicates that these breeding territories need to be protected. In the case of the four nest trees which had vegetation suppression immediately surrounding the tree, three of them (Nests 4, 5, 6) with 100% removed, the pair will probably find a new nest tree around the breeding territory, for the next breeding cycle.

The record of ground-dwelling species, such as armadillos, in the Harpy Eagle diet may indicate that the pair is foraging in open areas. Armadillos in the Harpy Eagle diet have been reported in the mosaic of Protected Areas of Carajás, Para state (Aguiar-Silva et al., 2012), at the Serra da Bodoquena National Park, Mato Grosso do Sul (Milano et al., 2013), in the Brazilian Cerrado, at Barra do Bugres, Mato Grosso state (Rosa, 2012) and in Peru (Piana, 2007). Occurrence of species restricted to or associated with riverine habitats (Remsen and Parker III, 1983), such as the hoatzin and common iguana, indicate that the pair is foraging in riparian areas. Harpy Eagles in this region are foraging in different kinds of habitats, not exclusively in forested areas.

We recorded many records of predation on the brown capuchin monkey, but we recorded only ten cases of predation on the red-handed howler monkey, which is classified as Vulnerable (VU) due to forest conversion and hunting pressure

(IUCN, 2015) (Table 1). This may reflect differences in availability because humans also much less frequently detect red-handed howler monkeys than brown capuchin monkeys. Red-handed howler monkey is a large-bodied (6.5 kg) primate which also has suffered unsustainable hunting pressure, and had their population reduction in several over-hunted areas (Peres, 1997; Peres and Dolman, 2000; Jerozolimski and Peres, 2003), as historically was the process of human colonization in this region of the Amazon (Lopes and Ferrari, 2000). If the difference is not due only to detectability, it may be that the occasional predation by Harpy Eagles is restricting the species in this area.

Humans were able to detect 70% (12) of prey species consumed by Harpy Eagle (18), however, if we exclude the records from vertebrate rescue/flushing, they recorded 53% (9) of the total species predated by this predator in the region studied. This suggests that humans were recording the most conspicuous prey by standardized survey method, while can to detect cryptic species only when there is habitat disturbance. Surveys by standardized techniques are deficient in recording nocturnal and cryptic species such as sloths (Galetti and Carvalho Junior, 2000), porcupine and kinkajou. The species accumulation curve of RAPELD method and Harpy Eagle prey consumption does not reached an asymptote (Figure 3), indicating that humans does not recorded the total number of species, and that the Harpy Eagle is not over-using the available resource. However, more analysis need to be conducted in non-altered sites to conclude if this is not a factor of fauna depletion due to hunting or to forest conversion to non-forested land uses.

Analyzing proportion of fauna rescue/flushing and of standardized surveys, there is evidence that Harpy Eagle consumes more prey species which are more abundant. By this, we believe that is possible to use the species assemblage consumed by Harpy Eagle in the nests to allow detection of the assemblage of vertebrate species occurrence around the breeding territories. Changes in Harpy Eagle diet by reduction on diversity and especially in the number of sloths can be used as a proxy to estimate changes on composition vertebrate communities and habitat quality surrounding Harpy Eagle breeding territories.

Analyses including landscape-scale and level of protection around a larger number of breeding territories are recommended to quantify how resilient and persistent Harpy Eagle are in forest fragments (Aguilar-Silva et al., 2014b),

considering changes in the assemblage of prey species composition or local extinction by anthropogenic disturbance (hunting pressure and land-use changes) (Michalski and Peres, 2005). In the Tapajos-Xingu interfluvium, which includes the lower Xingu River, nine Harpy Eagle nests have been located, four of which are located inside protected areas (Unidades de Conservação or Indigenous Territories) (Aguiar-Silva et al., 2013). Of the five nests recorded outside protected areas, two no longer exist, because the nest tree was cut down (Aguiar-Silva et al., 2014b), demonstrating the vulnerability of the species outside protected areas.

Composition of diet of the Harpy Eagle may indicate that riverside forest remnants in this area were still an efficient source of food for its reproduction. Continuous monitoring of its diet at these nests can record changes in the assemblage of prey species consumed by this species, subsequent to changes brought by the forest fragmentation, the future full operation of the Belo Monte Hydroelectric Complex and the reduction of the seasonal flood pulse of the Xingu River, which also includes the two areas to be inundated, the Xingu (location of Nest 3) and Intermediate (location of Nests 4, 5 and 6) Reservoirs.

We believe that it is important to consider the protection of remnants of forested areas around nests, including the landscape matrix surrounding the breeding territories, and a buffer zone to protect the nests and benefits the fauna and flora communities. A buffer zone radius of ≈ 4.3 km was estimated in this region based on distance among three neighbor nests (Sanaiotti et al., 2015). These areas together will be important for wildlife conservation inside the Belo Monte Hydroelectric Complex, as well as, needs to be included in the Brazilian National Protected Area System (Brasil, 2000), to connect habitats (Brasil, 2012), maintain food resource availability, habitat quality and allow all pairs to successfully reproduce. This action will have high positive conservation impact on the region of the Xingu River, as one form of environmental mitigation in the zones of influence of governmental development projects, including the several dams projected to be constructed along Amazonian rivers (Brasil, 2014c; Fearnside, 2015).

Acknowledgements

We thank the Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), Idea Wild, Birders Exchange, Dean Amadon Grant from the Raptor Research Foundation and The International Osprey Foundation. Travelling assistance came from INPA/Vale S.A./Fundação Amazônica de Defesa da Biosfera partnership. We thank the curators of the biological collections of Birds and Mammals at INPA; Luiza M.P. Henriques, Sidnei Dantas and Tiago O. Laranjeiras, for their photographs and notification of the first nest found at mid-Xingu River; to the teams of Biota and Leme Engenharia (Daiane F. Trombin, Victor Castro, Douglas Fernandes, Lorena Castilho, Valéria P. Palhares, Gustavo Oliveira, Raony de M. Alencar, Denilson Aranha and Sr. Davi, boat manager), Systema Naturae Consultoria Ambiental (Ralder F. Rossi, Carlos E. D. Cintra) and Roberto L. Silva (Norte Energia) for their help with logistical support during mapping and sample collections at the Harpy Eagle nests; Olivier Jaudoin who climbed the nest trees to collect data; and Igor Martins, Daiane F. Trombin, Valéria P. Palhares for photographs about occasional predations. We thank W.E. Magnusson for comments to this manuscript and S.V. Wilson for English revision. This is contribution No. 3 of the Harpy Eagle Conservation Program.

References

- Aguiar-Silva, F.H., Martins, F.D., Jaudoin, O., Carvalho, A.S., Alves, A.G., Pimenta, F.R.P., Sanaiotti, T.M. and Luz, B.B. 2012. Carcaças no dossel: mamíferos predados por *Harpia harpyja* na floresta nacional de Carajás, Pará. In *Anais do 6º Congresso Brasileiro de Mastozoologia*, 2012. Corumbá. São Paulo: Sociedade Paulista de Zoológicos.
- Aguiar-Silva, F.H., Sanaiotti, T.M., Jaudoin, O., Luz, B.B., Martins, F.D., Sousa, G.L. and Milano, M.Z. 2013. Harpy Eagle nesting territories in Brazilian Forests, during the past 15 years. In *Proceedings of the I Worldwide Raptor Conference*, 2013. Bariloche. Argentina: Universidad Nacional del Comahue.
- Aguiar-Silva, F.H., Sanaiotti, T.M., Luz, B.B., Jaudoin, O. and Matos, S.P. 2014b. Ameaça e conservação das aves de rapina de grande porte na Floresta Nacional do Tapajós e entorno. In *Anais do II Seminário de Pesquisa Científica da Floresta Nacional do Tapajós*, 2014. Santarém. Brasília: ICMBio. p. 22-32.
- Aguiar-Silva, F.H., Sanaiotti, T.M. and Luz, B.B. 2014a. Food habits of the Harpy Eagle, a top predator from the Amazonian rainforest canopy. *The Journal of Raptor Research*, vol. 48, no. 1, p. 24-35.
- Almeida, A.S., Vieira, I.C.G., Barros, M.N.R. and Rocha, D.P.N. 2014. Áreas de endemismo Belém e Xingu: configuração e espacialização do uso da terra e da cobertura vegetal. In Emilio, T. and Luizão, F. (Eds.). *Cenários para a Amazônia: clima, biodiversidade e uso da terra*. Manaus: Editora INPA. p. 57-66.
- Álvarez-Cordero, E. 1996. *Biology and conservation of the Harpy Eagle in Venezuela and Panamá*. Gainesville: University of Florida. 212 p. Doctoral Thesis in Biology.
- Anfuso, J., Suarez, M.V.G. and Chebez, J.C. 2008. Nuevo registro de nidificación de la Harpia (*Harpia harpyja*) en la provincia de misiones y consideraciones sobre su conservación. *Nótulas Faunísticas*, vol. 21, p. 1-13.
- Banhos, A., Hrbek, T., Gravena, W., Sanaiotti, T. and Farias, I.P. 2008. Genomic resources for the conservation and management of the Harpy Eagle (*Harpia harpyja*, Falconiformes, Accipitridae). *Genetics and Molecular Biology*, vol. 31, no. 1, p. 146-154.
- Brasil. Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais – INPE, 2004. *Projeto Prodes: programa de monitoramento da floresta amazônica brasileira por satélite*. Brasília: INPE. Available from: <[http:// www.obt.inpe.br/prodes/](http://www.obt.inpe.br/prodes/)>. Access in: 01 May 2014.
- Brasil. Ministério do Meio Ambiente – MMA, 2000. *Lei nº 9.985, de 18 de julho de 2000 que institui o sistema nacional de unidade de conservação da natureza (SNUC). Decreto nº 4.340, de 22 de agosto de 2002*. 5th ed. Brasília: MMA/SBF.56p.

- Brasil. Ministério do Meio Ambiente – MMA, Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade – ICMBIO, 2012. *Plano de ação nacional para a conservação das espécies endêmicas e ameaçadas de extinção da fauna da região do Baixo e Médio Xingu – PAN Baixo e Médio Xingu. Portaria Nº 16, 17 de fevereiro de 2012.* Brasília: Ministério do Meio Ambiente.
- Brasil. Ministério do Meio Ambiente – MMA, Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade – ICMBIO, 2014a. *Plano de Ação Nacional para Conservação das Aves da Amazônia ameaçadas de extinção, PAN - Aves da Amazônia. Portaria Nº 35, 27 de Março de 2014.* Brasília: Ministério do Meio Ambiente.
- Brasil. Ministério do Meio Ambiente – MMA, Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade – ICMBio, 2014b. *Lista Nacional das Espécies da Fauna Brasileira Ameaçadas de Extinção. Portaria Nº 444, 17 de dezembro de 2014.* Brasília: MMA/ICMBio.
- Brasil. Ministério de Minas e Energia – MME, Empresa de Pesquisa Energética – EPE, 2014c. *Plano decenal de expansão de energia 2023.* Brasília: MME/EPE.
- Davidson, E.A., Araújo, A.C., Artaxo, P., Balch, J.K., Brown, I.F., C Bustamante, M.M., Coe, M.T., Defries, R.S., Keller, M., Longo, M., Munger, J.W., Schroeder, W., Soares Filho, B.S., Souza Junior, C.M. and Wofsy, S.C. 2012. The Amazon basin in transition. *Nature*, vol. 481, no. 7381, p. 321-328.
- DeLuca, J.J. 2012. Birds of conservation concern in eastern Acre, Brazil: distributional records, occupancy estimates, human-caused mortality, and opportunities for ecotourism. *Tropical Conservation Science*, vol. 5, no. 3, p. 301-319.
- Del Hoyo, J., Elliott, A. and Sargatal, J., 1994. *Handbook of the birds of the world. New World Vultures to Guinea-fowl.* Barcelona: Lynx Edicions. vol. 2, 638 p.
- Emmons, L.H. and Feer, F. 1997. *Neotropical rainforest mammals: a field guide.* Chicago: University of Chicago Press.
- Escada, M.I.S., Vieira, I.C.G., Kampel, S.A., Araújo, R., Veiga, J.B., Aguiar, A.P.D., Veiga, I., Oliveira, M., Pereira, J.L.G., Carneiro Filho, A., Fearnside, P.M., Venturieri, A., Carriello, T.M., Carneiro, T.S.G., Monteiro, A.M.V. and Câmara, G. 2005. Occupation processes in the new Amazonian frontiers: the Xingu/Iriri region. *Estudos Avançados*, vol. 19, p. 9-23.
- Fearnside, P.M. 2015. *Hidrelétricas na Amazônia: impactos ambientais e sociais na tomada de decisões sobre grandes obras.* Manaus: Editora INPA. vol.1, 296 p.
- Ferguson-Lees, J. and Christie, D.A. 2001. *Raptors of the world.* New York: Houghton-Mifflin Company. 992 p.
- Fowler, J.M. and Cope, J.B. 1964. Notes on the Harpy Eagle in British Guiana. *The Auk: Ornithological Advances*, vol. 81, no. 3, p. 257-273.

- Galetti, M. and Carvalho Junior, O. 2000. Sloths in the diet of a Harpy Eagle nestling in Eastern Amazon. *The Wilson Bulletin*, vol. 112, no. 4, p. 535-536. [http://dx.doi.org/10.1676/0043-5643\(2000\)112\[0535:SITDOAJ\]2.0.CO;2](http://dx.doi.org/10.1676/0043-5643(2000)112[0535:SITDOAJ]2.0.CO;2).
- Henriques, L.M.P., Dantas, S., Sardelli, C.H., Carneiro, L.S., Batista, R.S.S., Almeida, C.C.A., Torres, M.F., Silva, M.C., Laranjeiras, T.O. and Melo Filho, J.C.M. 2008. *Diagnóstico avifaunístico da área de influência do AHE Belo Monte como subsídio ao estudo de impacto ambiental (EIA/ RIMA)*. Manaus: INPA. 60 p. Relatório Técnico.
- International Union for Conservation of Nature – IUCN, 2015. *The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2015.1*. Available from: <www.iucnredlist.org>. Access in: 20 Jan. 2015.
- Jerozolinski, A. and Peres, C.A. 2003. Bringing home the biggest bacon: a cross-site analysis of the structure of hunter-kill profiles in Neotropical forests. *Biological Conservation*, vol. 111, p. 415-425.
- Johnson, M.D. 2007. Measuring habitat quality: a review. *The Condor*, vol. 109, no. 3, p. 489-504.
- Laurance, W.F., Bergen, S., Cochrane, M.A., Fearnside, P.M., Delamonica, P., D'angelo, S., Barber, C. and Fernandes, T. 2005. The future of the Amazon. In Bermingham, E., Dick, C.W. and Moritz, C. (Eds.). *Tropical rainforests: past, present and future*. Chicago: University of Chicago Press. p. 583-609.
- Lopes, M.A. and Ferrari, S.F. 2000. Effects of human colonization on the abundance and diversity of mammals in eastern Brazilian Amazonia. *Conservation Biology*, vol. 14, p. 1658-1665.
- Magnusson, W.E., Braga-Neto, R., Pezzini, F., Baccaro, F.B., Bergallo, H., Penha, J., Rodrigues, D., Verdade, L.M., Lima, A., Albernaz, A., Hero, J.M., Lawson, B., Castilho, C., Drucker, D., Franklin, E., Mendonça, F., Costa, F., Galdino, G., Castley, G., Zuanon, J., Vale, J., Santos, J.L.C., Luizão, R., Cintra, R., Barbosa, Ri., Lisboa, A., Koblitz, R.V., Cunha, C.N., Pontes, A.R.M., 2013. *Biodiversidade e monitoramento ambiental integrado*. Áttema. 356p.
- Magnusson, W.E., Lima, A.P., Luizão, R.C., Luizão, F., Costa, F.R.C., Castilho, C.V. and Kinupp, V.F. 2005. RAPELD: uma modificação do método de Gentry para inventários de biodiversidade em sítios para pesquisa ecológica de longa duração. *Biota Neotropica*, vol. 5, no. 2, p. 1-6.
- Mascarenhas, B.M. and Puerto, G. 1988. Nonvolant mammals rescued at the Tucuruí Dam in the Brazilian Amazon. *Primate Conservation*, vol. 9, p. 91-93.
- Michalski, F. and Peres, C.A. 2005. Anthropogenic determinants of primate and carnivore local extinctions in a fragmented forest landscape of southern Amazonia. *Biological Conservation*, vol. 124, p. 383-396.
- Milano, M.Z., Aguiar-Silva, F.H., Nascimento, V., Zugmann, A., Villela, F.C., Sanaiotti, T.M., Jaudoin, O. and Seixas, G.H.F. 2013. Monitoramento de harpia (*Harpia harpyja*) no Parque Nacional da Serra da Bodoquena, Mato Grosso do Sul. In *Anais do V Seminário de Pesquisa do ICMBio, 2013*. Brasília. Brasília: ICMBio. p. 79.

- Muñiz-López, R., Criollo, O. and Mendúa, A., 2007. Results of five years of the “Harpy Eagle (*Harpia harpyja*) Research Programme” in the Ecuadorian tropical forest. In Bildstein, K.L., Barber, D.R. and Zimmerman, A. (Eds.). *Neotropical Raptors*. Orwigsburg: Hawk Mountain. p. 23-32. Raptor Conservation Science Series, no. 1.
- Norte Energia, 2014. *Projeto Básico Ambiental: 6º Relatório Consolidado de andamento do PBA e do atendimento de condicionantes*. Chap. 2. p. 59-88. Available from: <<http://licenciamento.ibama.gov.br/Hidretricas/Belo%20Monte/Relatorios%20Semestrais/6%C2%BA%20RC%20310714%20-%20PDF/CAP%C3%8DTULO%202/12>>. Access in: 06 Nov. 2014.
- Pacheco, J.F. and Olmos, F., 2005. Birds of a latitudinal transect in the Tapajós-Xingu interfluvium, eastern Brazilian Amazonia. *Revista Brasileira de Ornitologia*, vol. 13, p. 29-46.
- Peres, C.A. and Dolman, P. 2000. Density compensation in neotropical primate communities: evidence from 56 hunted and non-hunted Amazonian forests of varying productivity. *Oecologia*, vol. 122, p. 175-189.
- Peres, C.A. 1997. Effects of habitat quality and hunting pressure on arboreal folivore densities in Neotropical forests: a case study of howler monkeys (*Alouatta* spp.). *Folia Primatologica*, vol. 68, p. 199-222.
- Piana, R.P. 2007. Anidamiento y dieta de *Harpia harpyja* Linnaeus en la comunidad nativa de Infierno, Madre de Dios, Perú. *Revista Peruana de Biología*, vol. 14, p. 135-138.
- Pimenta, F.E. and Silva Junior, J.S. 2005. An update on the distribution of primates of the Tapajós-Xingu interfluvium, Central Amazonia. *Neotropical Primates*, vol. 13, no. 2, p. 23-28. <http://dx.doi.org/10.1896/1413-4705.13.2.23>.
- R Development Core Team, 2015. *R: A language and environment for statistical computing*. Vienna: R Foundation for Statistical Computing. Available from: <<http://www.R-project.org>>. Access in: 05 June 2015.
- Ravetta, A.L. and Ferrari, S.F. 2009. Geographic distribution and population characteristics of the endangered white-fronted spider monkey (*Ateles marginatus*) on the lower Tapajós River in central Brazilian Amazonia. *Primates*, vol. 50, no. 3, p. 261-268. <http://dx.doi.org/10.1007/s10329-009-0146-1>. PMID:19430965.
- Remsen, J. and Parker III, T.A. 1983. Contribution of river-created habitats to bird species richness in Amazonia. *Biotropica*, vol. 15, no. 3, p. 223-231. <http://dx.doi.org/10.2307/2387833>.
- Rettig, N. 1978. Breeding behavior of the Harpy Eagle (*Harpia harpyja*). *The Auk: Ornithological Advances*, vol. 95, p. 257-273.
- Rosa, J.M. 2012. Fotos: harpia, a maior águia das Américas. *National Geographic Brasil*. Available from: <<http://viajeaquibril.com.br/materias/fotos-harpia-a-maior-aguia-das-americas#7>>. Access in: 01 Feb. 2014.

- Sanaiotti, T.M., Junqueira, T.G., Palhares, V., Aguiar-Silva, F.H., Henriques, L.M.P., Oliveira, G., Guimarães, V.Y., Castro, V., Mota, D., Trombin, D.F., Villar, D.N.A., Lara, K.M., Fernandes, D., Castilho, L., Yosheno, E., Alencar, R.M., Cesca, L., Dantas, S.M., Laranjeiras, T.O., Mathias, P.C. and Mendonça, C.V. 2015. Abundance of Harpy and Crested Eagles from a reservoir-impact area in the Low- and Mid-Xingu River. *Brazilian Journal of Biology*. In press.
- Sanaiotti, T.M., Rittl Filho, C., Luz, B.B. and Soler, I.G.P. 2001. Dieta de filhotes de *Harpia harpyja* na região de Manaus. In Straube, F.C. (Ed.). *Ornitologia sem fronteiras (incluindo os Resumos do IX Congresso Brasileiro de Ornitologia)*. Curitiba: PUCPR. p. 345-346.
- Soares-Filho, B.S., Nepstad, D., Curran, C.L., Cerqueira, G.C., Garcia, R.A., Ramos, C.A., Voll, E., McDonald, A., Lefebvre, P., Schlesinger, P. and Mcgrath, D., 2005. Cenários de desmatamento para a Amazônia. *Estudos Avançados*, vol. 19, no. 54, p. 137-152.
- Soares, E.S., Amaral, F.S.R., Carvalho Filho, E.P.M., Granzinolli, M.A., Albuquerque, J.L.B.L., Lisboa, J.S., Azevedo, M.A.G., Moraes, W., Sanaiotti, T.M. and Guimarães, I.G. 2008. *Plano de Ação para Conservação de Aves de Rapina – PANCAR*. Brasília: ICMBio. 136 p. ICMBio Série Espécies Ameaçadas, no. 5.
- Trinca, C.T., Ferrari, S.F. and Lees, A.C. 2008. Curiosity killed the bird: arbitrary hunting of Harpy Eagles *Harpia harpyja* on an agricultural frontier in southern Brazilian Amazonia. *Cotinga*, vol. 30, p. 12-15.
- Zar, J.H. 1999. *Biostatistical Analysis*. 4th ed. Upper Saddle River: Prentice Hall.

Considerações Finais

No Capítulo I, foi analisada a dinâmica da paisagem no entorno de ninhos de harpia considerando padrões espaciais na configuração da paisagem, e no contexto de metapopulações, foi avaliada a disponibilidade de habitats e a conectividade da paisagem para dispersão de juvenis de harpia. Estas informações foram relacionadas com a diversidade funcional das espécies de presas consumidas pela harpia que apresentou tendência de estar sofrendo os efeitos do desflorestamento e perda de habitat. Os resultados indicaram que a harpia apresenta alta resistência em relação à fragmentação florestal, persistindo em lugares mesmo com reduzida disponibilidade de habitat no entorno de seus ninhos, no entanto está altamente vulnerável a estes processos que reduziram a conectividade funcional da paisagem, interferindo na probabilidade de dispersão e fluxo de indivíduos da população. A baixa capacidade de recuperação por causa da taxa reprodutiva lenta e reduzida capacidade de recrutamento em paisagens não conectadas torna a espécie extremamente vulnerável.

O acesso as regiões remotas e as áreas protegidas com ninhos de harpia conhecidos, e ampla divulgação na *web* em um banco de dados repleto de registros fotográficos (WikiAves 2008), enfraquece a percepção sobre as ameaças e a vulnerabilidade à extinção da harpia, pois a quantidade de registros documentados de indivíduos vítimas de caça, perseguição e cujos ninhos são removidos ainda é reduzida. Da mesma forma como os fotógrafos têm acesso aos indivíduos na natureza, caçadores e traficantes também podem/-rão, mas ao contrário da divulgação das imagens, não se sabe como e quais são os impactos negativos sobre os indivíduos das populações nas áreas destes registros.

Ninhos estão sendo identificados e monitorados, pressões de caça e perseguição têm sido relatadas, mas parece que somente se está descrevendo o desaparecimento da espécie nos últimos 100 anos, desde quando o primeiro ninho foi mapeado no nordeste da Amazônia brasileira (Bond 1927), região na qual muitas extinções ocorreram, incluindo a harpia (Moura *et al.* 2014).

Cinco áreas foram identificadas como críticas para a harpia: na Floresta Atlântica (Espírito Santo e Bahia) e na Amazônia (Leste do Pará, Mato Grosso e Rondônia) (Figura 1). Ações estratégicas prioritárias de manejo da paisagem e projetos de reflorestamento devem ser implementadas para melhorar a conectividade da paisagem no entorno dos sítios reprodutivos da harpia, além de atividades constantes de sensibilização ambiental para reduzir as pressões de caça e perseguição da harpia nestes lugares.

No Capítulo II, a área de vida de juvenis e indivíduos translocados é várias vezes maior que a de indivíduos com sítio reprodutivo estabelecido, evidenciando as limitações da eficiência da translocação para aves de rapina, considerando a grande área deslocada após reintegração, ultrapassando os limites da distância translocada. Os indivíduos translocados deslocaram-se ao longo da borda da floresta, próximo de áreas em processo de fragmentação, mas cuja paisagem ainda está conectada funcionalmente (Figuras 17, 18 e 20 Capítulo I). Filhotes nascidos em ninhos localizados em paisagens fragmentadas e não conectadas devem ser alvo de estudos com radiotelemetria prévio ao início da dispersão do ninho, para revelar o padrão de deslocamento e área de uso na paisagem. Estes indivíduos provavelmente estão mais expostos a riscos de perseguição e caça. Nestes eventos de reintegração de indivíduos reabilitados, reforça-se a recomendação de atividades de sensibilização ambiental e esclarecimento sobre a espécie nas escolas e assentamentos humanos. O radiotransmissor recarregado por painel solar utilizado neste trabalho, não é recomendado para aves de rapina florestais porque não se demonstrou eficiente para longo tempo de monitoramento do deslocamento, pois o seu tempo efetivamente funcionando (3 e 5 meses) não foi o tempo indicado pelo fabricante (4 anos).

No Capítulo III, as armadilhas-fotográficas registraram 160.488 fotos, das quais 1% das fotos foi de outras 27 espécies entre aves e mamíferos que utilizaram o ninho da harpia durante o período de estudo. Mamíferos com alto risco de predação não evitaram visitar o ninho no período com a maior probabilidade de um encontro fatal, além disso, houve evidências de que este método é eficiente em tempo-esforço, e seguindo princípios éticos ao instalar o equipamento na árvore-ninho não é invasivo para estudos com grandes águias,

como por exemplo, subir na árvore-ninho antes ou depois da incubação. As demais 102.359 imagens da harpia em diversas atividades no ninho serão analisadas para descrever o tempo de construção do ninho, comportamento reprodutivo do casal, cuidado parental e ecologia alimentar no ninho da harpia.

No Capítulo IV, em uma região do rio Xingu sob forte pressão de desflorestamento para construção de infra-estrutura hidrelétrica (Fearnside 2015), a disponibilidade de recursos alimentares para a harpia foi baseada nos dados de amostragens por métodos padronizados de levantamentos terrestres, método RAPELD (Magnusson *et al.* 2013) e resgate/afugentamento da fauna antes da supressão da vegetação. A riqueza de presas observada na dieta da harpia indicou que as florestas remanescentes na região foram fonte eficiente de recursos alimentares para a reprodução e manutenção dos casais de harpia estudados. Entretanto, as evidências de que o entorno destes ninhos está desconectado funcionalmente para a harpia (Figura 18 Capítulo I), indicam a necessidade de proteger os remanescentes florestais em uma das categorias de proteção do Sistema Nacional de Unidades de Conservação, e desenvolver projetos de reflorestamento das áreas desflorestadas para favorecer conexão do entorno dos territórios de nidificação conhecidos, favorecer o fluxo de presas e a reprodução efetiva daqueles casais, incluindo a dispersão e fluxo gênico da espécie na região no longo prazo.

Referências

- Bond, J. 1927. Nesting of the Harpy Eagle (*Thrasaetus harpyia*). *Auk* 44: 562-563.
- Fearnside, P.M. 2015. Hidrelétricas na Amazônia: Impactos Ambientais e Sociais na Tomada de Decisões sobre Grandes Obras. Vol. 1. Editora do Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Manaus, Amazonas, Brasil. 296p.
- Magnusson, W.E., Braga-Neto, R., Pezzini, F., Baccaro, F.B., Bergallo, H., Penha, J., Rodrigues, D., Verdade, L.M., Lima, A., Albernaz, A., Hero, J.M., Lawson, B., Castilho, C., Drucker, D., Franklin, E., Mendonça, F., Costa, F., Galdino, G., Castley, G., Zuanon, J., Vale, J., Santos, J.L.C., Luizão, R., Cintra, R., Barbosa, R., Lisboa, A., Koblitz, R.V., Cunha, C.N., Pontes, A.R.M., 2013. *Biodiversidade e monitoramento ambiental integrado*. Áttema. 356p.
- Moura, N.G., Lees, A.C., Aleixo, A., Barlow, J., Dantas, S.M., Ferreira, J., Lima, M.F.C., Gardner, T.A. 2014. Two hundred years of local avian extinctions in Eastern Amazonia. *Conservation Biology* 28(5):1271-1281.
- WikiAves 2008. WikiAves, a Enciclopédia das Aves do Brasil. Disponível em: <<http://www.wikiaves.com.br/>>. Acesso em 01 de setembro de 2016.