

ORNITOLOGIA E CONSERVAÇÃO

DA CIÊNCIA ÀS ESTRATÉGIAS

Apoio:



ORNITOLOGIA E CONSERVAÇÃO

DA CIÊNCIA ÀS ESTRATÉGIAS

EDITORES:

JORGE L. B. ALBUQUERQUE
JOSÉ FLAVIO CÂNDIDO JR.
FERNANDO C. STRAUBE
ANDREI LANGELOH ROOS



Editora Unisul

Tubarão - SC
2001

Unisul - Universidade do Sul de Santa Catarina

Editora Unisul

Diretor: Eduardo Búrigo de Carvalho

Editor gráfico: Barcelos de Souza

Suporte Técnico:

Fábio Bitencourt Cadorin

Taciana Medeiros Bonetti

e-mail: editora@unisul.br

Capa e projeto gráfico: Barcelos de Souza

Foto da capa: Luiz dos Anjos

Ilustração da capa: Eduardo Parentoni Brettas

Tucano-de-bico-preto (*Ramphastos vitellinus ariel*)

www.avesdobrasil.com.br

Ficha Catalográfica

O74	Ornitologia e conservação : da ciência às estratégias / Editado por Jorge Luiz Berger Albuquerque... [et al.]-- Tubarão : Editora Unisul, 2001. 344 p. ; 27 cm
	ISBN 85-86870-13-7
	1. Ornitologia. 2. Zoologia. 3. Aves. I. Albuquerque, Jorge Luiz Berger
	CDD 598

Elaborada pela Biblioteca Universitária da Unisul

Todos os direitos reservados à
SBO - Sociedade Brasileira de Ornitologia

O conteúdo dos artigos é de responsabilidade
dos seus respectivos autores.

Sumário

Apresentação	9
As contribuições de Edwin Willis e Yoshika Oniki à história natural e conservação das aves brasileiras	11
José Flávio Cândido Jr. José Fernando Pacheco Jorge L. B. Albuquerque	
Comunidades de aves florestais: implicações na conservação	17
Luiz dos Anjos	
Os bandos mistos de aves nas florestas neotropicais	39
Pedro Ferreira Develey	
A conservação das aves frugívoras	49
Marco A. Pizo	
Estudos de ecologia de aves na Ilha Grande, Rio de Janeiro	61
Maria Alice dos Santos Alves	
Birds of a central São Paulo woodlot: 3. banded species	69
Edwin O. Willis Yoshika Oniki	
Birds of a central São Paulo woodlot: 4. morphometrics, cloacal temperatures, molt and incubation patch	93
Yoshika Oniki Edwin O. Willis	

Deslocamentos de aves entre capões no Pantanal Mato-grossense e sua relação com a dieta	103
Regina de Souza Yabe Eliézer José Marques	
Bird movement between natural forest patches in southeast Brazil	125
Renata Dornelas de Andrade Miguel Ângelo Marini	
Distribuição e conservação da avifauna florestal na Serra dos Tapes, Rio Grande do Sul, Brasil	137
Giovanni N. Maurício Rafael A. Dias	
Alterações ambientais antrópicas sobre a avifauna na Amazônia: o caso de Rondônia	159
José Flávio Cândido Júnior	
A test for preadaptation to human disturbances in the bird community of the Atlantic Forest	179
Jorge J. Protomastro	
Conservação da avifauna da Floresta Atlântica: efeitos da fragmentação e a importância de florestas secundárias	199
Alexandre Aleixo	
Building human resources for conservation on the tropical forest frontier: an example from Guatemala's Maya Forest	207
David F. Whitacre William A. Burnham	
Análise do conhecimento ornitológico da região noroeste do Paraná e áreas adjacentes	223
Fernando Costa Straube Alberto Urben-Filho	
Programa de áreas importantes para a conservação das aves (IBAs) - uma estratégia global da BirdLife International	231
Jaqueline M. Goerck	

Genética e evolução aplicadas à conservação Cristina Yumi Miyaki	239
Taxonomia alfa de aves neotropicais Marcos A. Raposo	249
A lista de aves do Espírito Santo de Augusto Ruschi (1953): uma análise crítica José Fernando Pacheco Claudia Bauer	261
Correção política e biodiversidade: a crescente ameaça das "populações tradicionais" à Mata Atlântica Fábio Olmos Jorge L. B. Albuquerque Mauro Galetti Miguel Serediuk Milano Ibsen de Gusmão Câmara Adelmar F. Coimbra-Filho José Fernando Pacheco Carlos Gabaglia Pena Thales R. O. Freitas Marco A. Pizo Alexandre Aleixo	279
A dieta de <i>Sula leucogaster</i>, <i>Anous stolidus</i> e <i>Anous minutus</i> no Arquipélago de São Pedro e São Paulo, Brasil Rejane Both Thales R. O. de Freitas	313
A pesca com espinhéis e a mortalidade de aves marinhas no Brasil Fábio Olmos Tatiana S. Neves Gastão C. Bastos	327

Apresentação

Quando organizamos o VIII Congresso de Ornitologia Brasileiro em Florianópolis, pensamos que o evento deveria ter um tema que norteasse sua atuação. A Biologia da Conservação é uma disciplina que cresce em respeito por parte dos investigadores e legisladores devido à sua interdisciplinaridade. Escolhemos então como tema para o congresso Ornitologia e Conservação: da Ciência às Estratégias. A idéia foi de tentarmos reunir um grupo de palestrantes que apresentasse suas idéias baseadas nos resultados de suas pesquisas dentro do lema do congresso. Muitos dos capítulos neste livro foram derivados das palestras proferidas durante o VIIIICBO em Florianópolis em julho de 2000. Durante o processo da edição do livro vislumbramos uma possibilidade impar – a de convidar outros investigadores que tivessem linhas de pesquisa dentro do tema do congresso, mas que não apresentaram palestras, ou que apresentaram resumos.

O programa do VIIIICBO previa seções com o tema do congresso aplicado a aves de rapina, aves marinhas, aves florestais e o uso de técnicas oriundas da Genética de Populações na conservação de aves. O nosso livro não contou com capítulos sobre as aves de rapina devido à impossibilidade de ordem

pessoal dos autores em enviarem os textos. O resultado que temos em mãos foi uma coletânea de capítulos sobre aves florestais, técnicas moleculares aplicadas a Biologia da Conservação e sobre as aves marinhas. Esperamos que vocês aproveitem o livro e o divulguem entre seus colegas, alunos e demais interessados.

Agradecemos a Alexandre Aleixo, Andréas Kindel, Fabio Olmos, José Fernando Pacheco, Maria Alice S. Alves, Edwin Willis pela revisão de alguns dos textos submetidos à edição neste livro. Agradecemos em especial a Marco A. Pizzo, Luiz dos Anjos que revisaram muitos dos textos recebidos. Graças aos revisores o nível técnico deste livro ficou muito bom. Agradecemos ao fotógrafo Edson Endrigo pelo uso da imagem do Pica-pau-anão. Luiz dos Anjos cedeu as imagens dos fragmentos usados em nossa capa. Agradecemos ao Conselho Nacional do Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pelo auxílio financeiro para a realização do VIIIICBO e parte dos custos da publicação deste livro. Somos gratos à Diretoria de Pesquisa da Unisul, a Editora Unisul e a todos os membros da Sociedade Brasileira de Ornitologia que participaram no VIIIICBO, ou que atenderam a nossa promoção na venda deste livro.

Os Editores
Tubarão, maio de 2001

As contribuições de Edwin Willis e Yoshika Oniki à história natural e conservação das aves brasileiras

José Flávio Cândido Jr.¹
José Fernando Pacheco²
Jorge L.B. Albuquerque³

A cena é impressionante, embora seja de certo modo familiar para qualquer um que tenha passado algum tempo dentro de nossas matas. No início, tem-se a sensação de que algo mudou. Talvez um silêncio súbito, talvez uma mudança no ritmo. A seguir, observam-se pequenos insetos e outros animais saindo de debaixo das folhas, de tocas e frestas e iniciando uma fuga. E então elas surgem: milhares de formigas, as chamadas formigas-de-correição, formando uma coluna e caçando esses animais, numa velocidade e voracidade que fascinam o observador.

Talvez pelo fascínio despertado pela cena principal, poucas pessoas notem uma cena paralela ocorrendo nas proximidades. São aves agitadas, vocalizando, saltitando nas proximidades da coluna de formigas, também elas capturando ativamente os insetos em fuga. Dentre essas poucas pessoas, em sua maioria ornitólogos profissionais ou observadores de aves, uma dedicou e tem dedicado bastante tempo ao estudo sistemático e detalhado desses eventos, o Prof. Dr. Edwin O. Willis. Em qualquer instância onde se mencione as formigas-de-correição o nome do Prof. Willis merece destaque e reverência. Desde o seu primeiro artigo publicado sobre o assunto (Willis, 1966), hoje considerado clássico, até o mais recente (Willis e Oniki 1992), publicado com sua esposa, Dra. Yoshika Oniki, ela própria uma incansável pesquisadora, foram

dezenas de artigos onde se descreve com notável clareza essa complexa relação entre formigas e aves. Entre esses artigos, três merecem destaque, um deles o primeiro artigo assinado feito a quatro mãos pelo casal (Oniki e Willis 1972), outro (Willis e Oniki 1978) que é uma síntese publicada no *Annual Review of Ecology and Systematics* e que constitui um marco referencial sobre o assunto, e o terceiro é um artigo de divulgação (Willis e Oniki 1988b) que é considerado por muitos o melhor feito no Brasil sobre o tema.

A importância do casal Edwin Willis e Yoshika Oniki sobre o relacionamento aves/formigas-de-correição é tanta que quando um pesquisador observa algum fato – para ele novo – sobre o assunto, muitas vezes a primeira pergunta que ele se faz é: “Será que os Willis registraram isso?” E, na maioria das vezes, descobre mais tarde que sim.

Embora qualquer pesquisador ficasse satisfeito e orgulhoso da sua produção científica caso ela abrangesse somente as aves e formigas-de-correição, a contribuição do casal Edwin Willis e Yoshika Oniki é muito maior e mais ampla que isso. Desde a primeira nota publicada (Willis 1949), o prof. Willis tem demonstrado grande preocupação e interesse na história natural, no comportamento, distribuição e ecologia de aves e na Biologia da Conservação, principalmente em ambiente neotropical, embora também se detenha na

Biologia, Taxonomia, Zoogeografia, Faunística, etc., com importantes contribuições em todas essas matérias (e.g. Willis 1967, 1969, 1972, 1973, 1974, 1979, 1992, 1997, Willis e Oniki, 1981a, 1981b, 1982, Wilson e Willis 1975). Suas contribuições são valiosas até quando não envolvem diretamente as aves, como o artigo publicado sobre a fauna de invertebrados de solo da ilha de Barro Colorado, Panamá (Willis 1976).

A Dra. Yoshika, por sua vez, possui brilho próprio, uma vez que, além das suas parcerias científicas com o Prof. Willis, gerou importantes contribuições envolvendo comportamento, evolução, ecologia e biologia das aves brasileiras, com ênfase nos ectoparasitas. Suas contribuições (e.g. Oniki e Emerson 1981, 1982a, 1982b, Oniki e Butler 1989, Oniki 1985, 1990, 1995, 1999) constituem referências neste assunto que é, infelizmente, negligenciado por muitos pesquisadores.

Participar de uma saída de campo com esses dois pesquisadores é uma experiência memorável e enriquecedora. O relato de uma dessas saídas é bastante esclarecedor: O prof. Willis havia levado seus alunos de pós-graduação para uma semana na região de Ubatuba, em 1988, quando ele avistou uma *Iodopleura pipra* pousada na base de uma forquilha de um galho. Chamou então a atenção dos alunos, dando uma série de informações biológicas e comportamentais sobre a espécie. Os alunos observaram o exemplar, registraram as informações em suas cadernetas e se preparavam para seguir adiante, quando perceberam que o prof. Willis continuava a observar a *Iodopleura*, que se encontrava estranhamente quieta. Na ocasião ele percebera que ela estava no ninho, que até então era desconhecido para a Ornitologia. Seu entusiasmo foi digno de um novato na ornitologia, e não de um pesquisador renomado e reconhecido internacionalmente. No dia seguinte, retornaram todos ao local para uma observação sistemática do ninho. Após 8 ou 9 horas, reveesando-se em turnos para a observação, os alunos se queixavam de cansaço e fome, mas o prof. Willis permanecia atento como se tivesse acabado de chegar. Esse esforço,

entusiasmo e atenta percepção dos detalhes, resultaram na descrição do ninho de *Iodopleura pipra* (Willis e Oniki 1988a). Este episódio também pode ensinar aqueles alunos a respeito de dedicação à pesquisa, importância de se manter atualizado e a disseminação dos resultados obtidos.



Dra. Yoshika Oniki e o Prof. Dr. Edwin Willis em trabalho de campo

Outro aspecto que é normalmente deixado de lado como de importância menor por grande parte dos ornitólogos profissionais e que recebeu grande atenção e preocupação por parte do prof. Willis e da Dra. Yoshika foi a tentativa de padronização dos nomes vernaculares das aves brasileiras, que resultou na publicação de um livro (Willis e Oniki 1991) que hoje é referência obrigatória. Essa preocupação, mais que uma tentativa de padronização, reflete o desejo de tornar mais compreensível a todos, profissionais ou não, a Ornitologia, facilitando o acesso às informações e diminuindo a confusão existente devido à grande riqueza de nomes regionais das aves brasileiras.

Nas ciências naturais, é muito comum um pesquisador se sobressair como um “teórico”, ou seja: alguém que formula hipóteses, elabora teorias, faz especulações calculadas a respeito de um tema ou assunto. Esse tipo de pesquisador normalmente trabalha mais com conceitos que com fatos; mais com idéias que com a verificação das mesmas. A

importância desses pesquisadores é imensa, uma vez que levantam questões que norteiam novas pesquisas e provocam mudanças no modo de se enxergar um problema. Outro tipo de pesquisador poderia, em contraposição, ser denominado “prático”, ou “de campo”, e é aquele que acumula diligentemente um grande número de informações para daí extrair uma idéia, uma teoria, um conceito. Sua importância no quadro geral é também incontestável, uma vez que sem a comprovação, as teorias e idéias não geram ciência, só especulação.

Muito raramente encontra-se um pesquisador que consiga ser um bom “teórico” e também um bom pesquisador “de campo”. Mais raro ainda é esse pesquisador trabalhar em uma parceria harmônica com outro do mesmo tipo, e essa raridade remete novamente ao casal Willis e Oniki. Uma visão geral de suas contribuições à história natural, aspectos evolutivos e da conservação das aves brasileiras, tanto em parceria, quanto isoladamente, mostra que sua obra reúne essas duas grandes vertentes da abordagem científica. Ao mesmo tempo (e na maioria das vezes, no mesmo trabalho), eles apresentam fatos convincentes e sólidos a respeito do assunto tratado, e apresentam idéias ou questões que incitam outros pesquisadores a sair em busca de novos fatos. Suas intervenções no campo da Biologia da Conservação, por exemplo, ciência que hoje se encontra cheia de teorias e hipóteses, mas que carece fortemente de verificação factual, são bastante direcionadas e buscam sempre preencher um vazio estratégico. Um exemplo desse direcionamento ocorreu em um artigo onde, abordando aspectos teóricos do dilema de manter uma área de preservação grande ou várias reservas pequenas (conhecido como o dilema do SLOSS – Single Large or Several Small), Willis levantou a questão do Efeito de Borda, afirmando que “um importante campo para estudos futuros deveria ser a investigação da composição e densidade de aves em diferentes distâncias da borda de reservas” (Willis 1984). Isto levou um de seus orientados, ao ler o artigo poucos anos depois, a aceitar o

desafio e a desenvolver o assunto em uma dissertação de mestrado.

Com respeito da questão do SLOSS em particular e à Biogeografia de Ilhas, em geral, cabe ainda uma menção especial ao prof. Willis que, durante o acirrado debate ocorrido sobre o assunto durante os anos 80 e 90 e que envolveu revistas de grande prestígio como *Nature*, *Oikos*, *Conservation Biology*, além de vários livros e debates, muito contribuiu para a delimitação de conceitos e abordagens para pesquisa. De modo claro e objetivo, o prof. Willis evidenciava a importância capital do desenvolvimento do assunto tanto para a formação de um corpo teórico envolvendo Ecologia, Conservação e Evolução, quanto para a conservação efetiva de espécies e ambientes, e conclamava todos a realizarem pesquisas de campo em vez de somente teorizarem a respeito.

Duas vidas dedicadas ao estudo das aves brasileiras e à conservação dos ambientes naturais acabam por gerar homenagens e honrarias. A melhor de todas, porém, é o reconhecimento de seus colegas, parceiros, alunos e ex-alunos – pessoas que conseguem avaliar com mais clareza todo o esforço e a dedicação necessários para se acumular tão sólida reputação. É por isso que quando Edwin O. Willis e Yoshika Oniki falam, a platéia dos congressos se cala e aprende; quando seus artigos são publicados, seus colegas os lêem; quando seus livros são publicados, eles são seguidamente consultados. E cada vez se tornam mais freqüentes as afirmativas como a que fez o Dr. José Maria Cardoso da Silva em uma resenha publicada recentemente: “... meu primeiro artigo individual foi sobre o comportamento e a ecologia de *Formicivora grisea* (...). Quando fiz este trabalho, minhas fontes de inspiração foram os trabalhos de Edwin O. Willis, certamente o autor de melhor conjunto de trabalhos sobre o comportamento e ecologia de aves neotropicais” (Silva 2000).

Bibliografia

- Oniki, Y. (1985) Why Robin eggs are blue, and why birds build nests: statistical tests for Amazonian birds. p. 536-545, Em: P.A. Buckley, M.S. Foster, E.S. Morton, R.S. Ridgely, e F.G. Buckley (Eds.), Neotropical Ornithology. Ornithol. Monogr. No.36.
- Oniki, Y. (1990) Survey of lice mallophaga and some remarks on their life cycles on birds at Balbina, Amazonas, Brazil. *Rev. bras. Biol.* 50 : 615-618
- Oniki, Y. (1995) *Trochiliphagus austini* sp. n. (Mallophaga, Trochiloecetidae) from *Amazilia candida* (Aves, Trochilidae) of Belize, with biological notes. *Iheringia Serie Zoologia.* 78 : 67-71
- Oniki, Y. (1999) Avian parasites and notes on habits of lice from Mato Grosso, Brazil. *Iheringia Serie Zoologia.* 86 : 183-190
- Oniki, Y. e J. F. Butler (1989) The presence of mites and insects in the gut of two species of chewing lice *Myrsidea*-sp and *Philopterus*-sp mallophaga. accident or predation. *Rev. bras. Biol.* 49 : 1013-1016
- Oniki, Y. e K. C. Emerson (1981) *Picicola striata*, new species (Mallophaga, Philopteridae) from the crescent-chested puffbird, *Malacoptila striata* (Piciformes, Bucconidae). *Rev. bras. Biol.* 41 : 511-514
- Oniki, Y. e K. C. Emerson (1982a) *Trochiloecetes naevius*, new species (Mallophaga: Ricinidae) from the saw-billed hermit, *Ramphodon naevius* (Apodiformes: Trochilidae). *Rev. bras. Biol.* 42 : 85-88
- Oniki, Y. e K. C. Emerson (1982b) *Brueelia humphreyi*, new species (Mallophaga: Philopteridae) from the rufous motmot *Baryphthengus ruficapillus* (Coraciiformes: Momotidae). *Rev. bras. Biol.* 42 : 263-265
- Oniki, Y. e E. O. Willis (1972) Studies of ant-following birds north of the eastern Amazon. *Acta Amazonica* 2 : 127-151
- Silva, J.M.C. (2000) Etologia: princípios e reflexões – Resenha. *Ararajuba*, 8 : 143
- Willis, E. O. (1949) Fall field trip to St. Francis Sanctuary. *Maryland BirdLife* 5 : 66
- Willis, E. O. (1966) The role of migrant birds at swarms of army ants. *Living Bird* 5 : 187-231
- Willis, E. O. (1967) The behavior of bicolored Antbirds. *Univ. Calif. Publ. In Zoology* 79 : 1-132
- Willis, E. O. (1969) On the behavior of five species of *Rhegmatorhina*, ant-following antbirds of the Amazon basin. *Wilson Bull.* 81 : 363-395
- Willis, E. O. (1972) The behavior of Spotted Antbirds. *A. O. U. Monographs* 10 : 1-162
- Willis, E. O. (1973) The behavior of Ocellated Antbirds. *Smithsonian Contrs. to Zoology* 144 : 1-57

Willis, E. O. (1974) Populations and local extinctions of birds on Barro Colorado Island, Panama. *Ecol. Monog.* 44 : 153-169

Willis, E. O. (1976) Seasonal changes in the invertebrate litter fauna on Barro Colorado Island, Panama. *Rev. bras. Biol.* 36 : 643-657

Willis, E. O. (1979) The composition of avian communities in remanescent woodlots in southern Brazil. *Pap. Avulsos Zool., S. Paulo* 33 : 1-25

Willis, E. O. (1984) Conservation, subdivision of reserves, and the anti-dismemberment hypothesis. *Oikos*, 42 : 396-398

Willis, E. O. (1992) Zoogeographical origins of eastern Brazilian birds. *Orn. Neotrop.* 3 : 1-15

Willis, E. O. (1997) Estimating diversity in Brazilian birds: in the Mantiqueira Range. p.297-312. Em: C. de M. Bicudo e N. A. Menezes (eds.) *Biodiversity in Brazil a first approach*. São Paulo: CNPq.

Willis, E. O. e Oniki, Y. (1978) Birds and army ants. *Ann. Rev. Ecol. Syst.* 9 : 243-263

Willis, E. O. e Oniki, Y. (1981a) Levantamento preliminar de aves em treze áreas do Estado de São Paulo. *Rev. bras. Biol.* 41 : 121-135

Willis, E. O. e Oniki, Y. (1981b) Notes on Slender Antbird. *Wilson Bull.* 93 : 103-107

Willis, E. O. e Oniki, Y. (1982) Behavior of Fringe-backed Fire-Eyes (*Pyriglena atra*, Formicariidae): a test case for taxonomy versus conservation. *Rev. bras. Biol.* 42 : 213-223

Willis, E. O. e Oniki, Y. (1988a) Winter nesting of *Iodopleura pipra* (Lesson, 1831) (Aves, Cotingidae) in southeastern Brazil. *Rev. Brasil. Biol.* 48 : 161-167

Willis, E. O. e Oniki, Y. (1988b) Aves na trilha das formigas carnívoras. *Ciência Hoje* 8 : 26-32

Willis, E. O. e Oniki, Y. (1991) *Nomes gerais de aves brasileiras*. Américo Brasiliense, SP: Gráfica da Região.

Willis, E. O. e Oniki, Y. (1992) As aves e as formigas de correição. *Bol. Mus. Paraense Emílio Goeldi, Zoologia* 8 : 123-150

Willis, E. O. e E. O. Willis (1975) Applied biogeography. p. 522-534. Em: M. L. Cody e J. Diamond (eds.) *Ecology and evolution of communities*. Cambridge, Mass.:Belknap Press of Harvard University.

Comunidades de aves florestais: implicações na conservação

Luiz dos Anjos⁴

A observação de uma floresta nos leva a pensar nas inúmeras e complexas relações entre as diversas populações de organismos deste rico ecossistema. Pode-se imaginar, por exemplo, as inúmeras modificações que ocorrem em populações de aves, acompanhando os gradientes abióticos e bióticos. Este cenário, onde a composição das espécies e suas densidades populacionais apresentam importantes variações espaciais, tem sido intensamente investigado na literatura ornitológica. Como sugeriu Holmes (1990), a compreensão dos fatores que determinam a distribuição e a abundância dos organismos é um dos grandes objetivos Ecologia.

Em um breve histórico, Wiens 1989, menciona que até a década de 50 os investigadores se preocupavam basicamente em descrever as comunidades de uma maneira qualitativa. Robert MacArthur, na década de 60, foi o primeiro investigador a olhar comunidades de aves de uma forma diferente, propondo teorias simples, normalmente baseadas em formulações matemáticas, para os padrões quantitativos que observava (Wiens 1989). Wiens (1989) salienta o impacto do paradigma MacArthuriano sobre a literatura ornitológica a partir de 1960, quando estudos descritivos de comunidades passaram a ser orientados a responder perguntas claramente expostas. Esta visão norteou os rumos da pesquisa em comunidades de aves durante muitos anos. Atualmente os paradigmas da era pós-MacArthur são escassos sendo o enfoque pluralista o mais difundido (Wiens 1989).

Se a floresta que observamos estiver situada na região Neotropical, dois fatores se

salientam e estimulam estudos: o grande número de espécies de aves e o pouco conhecimento de que dispomos delas. Além disso, a relevância de estudos sobre comunidades de aves florestais no Neotrópico aumenta na medida em que as florestas das regiões temperadas, onde se concentra grande parte das investigações realizadas, sofreram drásticas alterações provocadas pelo homem. Como consequência, importantes mudanças ecológicas e evolutivas podem ter ocorrido alterando os sistemas biológicos originais, especialmente na Europa, onde foram dizimadas quase que por completo as florestas primárias (Blondel 1990). Poucas são as áreas de floresta relativamente bem preservadas na Europa sendo que a maior área preservada de floresta original (580 km²) está situada dentro do Parque Nacional de Bialowieza, no leste da Polônia, onde a dinâmica biológica de comunidades de aves vem sendo cuidadosamente analisada (Tomialojc e Wesolowski 1990).

Wiens (1989) indica o estudo de comunidades como sendo a determinação de padrões e a busca das explicações dos processos biológicos que os originaram. Pontos importantes para a determinação dos padrões de uma comunidade são a escolha e aplicação adequadas da(s) metodologia(s). Padrões determinados de forma precária conduzem a explicações errôneas dos processos biológicos envolvidos.

Portanto, um ponto importante no estudo de comunidades de aves é escolha do método empregado para a obtenção dos dados. Metodologias que envolvem contagens de

indivíduos de diferentes espécies são denominadas de forma geral como censo (Bibby et. al. 1992). A mobilidade das aves e as diferenças de detecção entre as espécies são alguns dos fatores que interferem na qualidade dos dados obtidos no censo. Na Ornitologia o estudo quantitativo de comunidades só emergiu definitivamente depois do desenvolvimento de técnicas padronizadas de censo de aves. Um dos primeiros censos de aves realizados ocorreu na localidade de Törmävaara no norte da Finlândia em 1915 (Merikallio 1917 *apud* Haila e Järvinen 1990). A partir deste estudo pioneiro, ornitólogos finlandeses desenvolveram técnicas de censo através das quais se monitorou, e se monitora, a dinâmica biológica de comunidades de aves em florestas boreais (Haila e Järvinen 1990). Bibby e colaboradores (1992) apresentaram as várias técnicas de censo de aves agrupando-as em quatro tipos gerais: mapeamento, captura/recaptura, transecto e pontos amostrais. No Neotrópico tem sido utilizado, com sucesso, o método de amostragem por pontos desenvolvido na França por Blondel et. al. (1970) e adaptado às regiões neotropicais por Vielliard e Silva (1990). No método de amostragem por pontos não se obtêm um valor do tamanho da população de uma espécie, mas sim sua abundância em determinado local, o que, em vários casos, é suficiente em termos comparativos. Qualquer método apresenta vantagens e desvantagens que devem ser consideradas de acordo com o local e os objetivos do estudo. Marantz e Oren (2000) sugerem “area search”, derivado do transecto, que se mostrou adequado para estudos quantitativos de aves na Amazônia, em função das baixas populações das espécies naquele ecossistema.

As impressões serão bastante diferentes se observamos uma floresta durante um sobrevôo na região amazônica ou no sul e sudeste brasileiros. Na região amazônica a floresta se apresenta geralmente contínua e com esparsos focos de desenvolvimento humano. No sul e sudeste brasileiros, as regiões de floresta foram intensamente fragmentadas, com as várias formas de uso da terra limitando-

a, geralmente, a pequenos e esparsos fragmentos. Assim, embora a floresta não tenha sido toda retirada, como na Europa, no sul e sudeste brasileiros os efeitos da fragmentação florestal sobre as comunidades de aves devem ser considerados.

Os efeitos da fragmentação florestal sobre comunidades de aves tem originado uma imensa quantidade de estudos sobre as mais variadas perspectivas, onde a preocupação central é a de analisar a perda de espécies e a manutenção de metapopulações viáveis em paisagens fragmentadas (Drechsler e Wissel 1998). Assim, como exposto no título deste livro “Ornitologia e Conservação: da Ciência às Estratégias”, o estudo de comunidades de aves passa a ter uma aplicação prática que é a de embasar propostas de conservação da diversidade em paisagens fragmentadas.

Recentemente Laurance e Bierregaard (1997) buscaram condensar em um livro o conhecimento sobre estudos realizados em remanescentes de floresta tropical. Laurance e colaboradores (1997) mostram que o estudo dos efeitos da fragmentação florestal é um tópico bem consolidado e que deve ser conduzido de maneira multidisciplinar em função da diversidade de organismos envolvida e das numerosas perspectivas com que pode ser analisado. Assim, não se pode considerar estudos em fragmentos florestais, por exemplo, sem considerar a influência do habitat matriz (área em torno do fragmento; Laurance et. al. 1997).

Os embriões dos estudos sobre os efeitos da fragmentação florestal foram dados pioneiros obtidos em ilhas oceânicas, onde se sobressai a teoria de biogeografia de ilhas proposta por MacArthur e Wilson (1967); nesta teoria, o número de espécies, em função de taxas de colonização e extinção, estaria vinculado ao tamanho e isolamento da ilha, sendo que, ilhas mais isoladas e menores teriam menor riqueza em espécies do que ilhas grandes e mais próximas ao continente. Estudos demonstraram que a teoria formulada em ilhas oceânicas não podia ser generalizada para “ilhas” de habitat terrestre (Blondel 1991). A utilização da teoria de biogeografia de ilhas

proposta por MacArthur e Wilson (1967) se mostra principalmente limitada no caso de fragmentos florestais em função da existência do habitat matriz (o habitat em torno do fragmento) que tem influência sobre flora e fauna florestal (efeito de borda; Yahner 1988). A possibilidade de uma espécie de ave utilizar freqüentemente o habitat matriz (Silva et. al. 1996, Norton et. al. 2000) pode, por exemplo, alterar a relação espécie-área proposta por MacArthur e Wilson (1967). Outro importante efeito do habitat matriz é o aumento da taxa de predação (Yahner 1988, Hagan et. al. 1996, Melo e Marini 1997).

Debinski e Holt (2000) revisaram os estudos sobre fragmentação florestal realizados desde 1984, não somente em aves, dividindo-os em dois tipos: estudos experimentais, quando há manipulação do ambiente (com desmatamento ou recomposição da floresta, por exemplo) e uma hipótese bastante particular a ser testada, e estudos descritivos, em que não há esta manipulação. Concentrando-se em estudos experimentais apenas, Debinski e Holt (2000) selecionaram 20 artigos; o número restrito de estudos encontrado é explicado pelos autores em função do alto custo, a grande quantidade de trabalho envolvida e o tamanho/complexidade dos experimentos envolvidos. Debinski e Holt (2000) selecionaram seis temas gerais que mais freqüentemente foram abordados: (1) número de espécies e tamanho do fragmento; (2) abundância de indivíduos e tamanho do fragmento; (3) variações das interações inter-específicas em paisagens fragmentadas; (4) efeito de borda; (5) corredores que proporcionam movimentação de indivíduos; (6) variação do número de espécies em função da conectividade entre os fragmentos.

Um dos mais importantes estudos experimentais sobre os efeitos da fragmentação florestal está sendo desenvolvido há quase 20 anos na Amazônia sendo denominado, atualmente, como Projeto Dinâmica Biológica de Fragmentos Florestais (Bierregaard e Lovejoy 1986). Neste estudo criou-se experimentalmente fragmentos florestais de diversos tamanhos analisando-se as

comunidades de organismos antes, durante e após a fragmentação, sendo o único elaborado nesta perspectiva (Bierregaard e Lovejoy 1996, Hagan et. al. 1996). Vários artigos sobre aves já foram publicados a partir de dados deste projeto (e.g. Bierregaard e Lovejoy 1986, 1989; Bierregaard 1990, Stouffer e Bierregaard 1995, Bierregaard e Stouffer 1997). Além deste estudo, outros já foram realizados envolvendo fragmentação florestal em diversas regiões do Brasil, como, por exemplo, na própria Amazônia (e.g. Silva et. al. 1996, Borges e Guilherme 2000), no pantanal (e.g. Tubelis e Tomás 1999) e principalmente no sudeste e sul brasileiros (e.g. Willis 1979, Anjos e Laroca 1989, Vielliard e Silva 1990, Anjos 1992, 2001; Aleixo e Vielliard 1995, Melo e Marini 1997, Anjos e Boçon 1999, Soares e Anjos 1999, Cândido 2000, Bornschein e Reinert 2000, Marini 2000).

O presente capítulo apresenta análises de dados já publicados de estudos conduzidos desde 1991 em comunidades de aves em dois tipos de paisagens fragmentadas (Anjos 1992, 2001; Anjos e Boçon 1999) e dados originais (não publicados) em relação a um corredor florestal. Todos os dados apresentados se referem a locais bem preservados na bacia hidrográfica do rio Tibagi, Estado do Paraná. O objetivos nestes estudos foram (1) analisar variações no número, na composição e na abundância de espécies de aves com a diminuição da área de floresta e do isolamento do fragmento e (2) avaliar o potencial de dispersão das espécies no corredor.

Área de estudo

A bacia hidrográfica do rio Tibagi situa-se na porção centro-leste do Estado do Paraná com uma superfície total de aproximadamente 24.500 km². O rio Tibagi nasce na porção sul (25°15'S, 49°55'O) a cerca de 1150 m e desemboca na porção norte, na confluência com o rio Paranapanema (22°50'S, 51°00'O), a cerca de 335 m. A porção norte das bacia (região de Londrina) apresenta temperatura mais alta ao longo do ano do que no sul (região

de Ponta Grossa; Maack 1981). Dois tipos de floresta ocorrem na bacia do rio Tibagi; a floresta estacional semidecídua, restrita à porção norte, e a floresta ombrófila mista, que ocorre nas porções central e sul (para mais informações da localização e da vegetação ver Anjos *et. al.* 1997).

As formas de uso da terra também são diferentes entre o norte da bacia do Tibagi, com intensa atividade agrícola, e o sul, mais voltado à atividade pastoril. Assim a floresta estacional semidecídua no norte está drasticamente reduzida (desmatada para o plantio) a 1% da sua área original. No sul, principalmente próximo à nascente do rio Tibagi, onde existem campos com capões de floresta ombrófila mista, a paisagem se mostra um pouco mais preservada. Portanto, na bacia do rio Tibagi encontram-se dois exemplos de paisagens fragmentadas nas quais a origem dos fragmentos são diferentes; os fragmentos do norte (remanescentes) foram formados de maneira abrupta a partir de uma floresta contínua enquanto que no sul (manchas) foram formados lentamente através de um processo natural de sucessão ecológica (Klein 1960).

Métodos gerais

Estudos experimentais (manipulação experimental) não foram conduzidos nos fragmentos da bacia do rio Tibagi, mas procurou-se selecionar manchas e remanescentes que estivessem dentro de um gradiente de tamanho e de isolamento.

O método de amostragem por pontos, conforme Blondel *et. al.* (1970) e adaptado por Vielliard e Silva (1990), foi aplicado nos levantamentos quantitativos de aves nas duas paisagens fragmentadas da bacia do rio Tibagi. Em todos os casos a distância entre os pontos de amostragem foi de 100 m e o tempo de amostragem em cada ponto foi de 20 minutos, iniciando-se a partir do início da movimentação das aves no dia. Durante a amostragem de 20 minutos cada indivíduo ouvido ou visto era contado apenas uma vez (um contato), mas adaptações foram

introduzidas conforme recomendação de Vielliard e Silva (1990) para casais ou bandos. Todas as aves vistas ou ouvidas foram consideradas na análise, mas algumas espécies foram retiradas posteriormente por se tratarem de espécies não propriamente florestais, como *Chaetura* spp. Houveram algumas particularidades na aplicação do método nas duas paisagens, como será explicado a seguir.

Através do método de amostragem por pontos obtêm-se um valor da abundância de cada espécie a partir do número de contatos dela nos pontos de amostragem. A abundância é expressa na forma de um índice, denominado índice pontual de abundância (I.P.A.), que é calculado dividindo-se o número total de contatos pelo número de pontos amostrados (Blondel *et. al.* 1970, Vielliard e Silva 1990). Para avaliar a significância entre números de contatos em dois ou mais locais utilizou-se χ^2 ($\alpha < 0,05$). Diferenças no número de espécies e de contatos entre classes de tamanho dos fragmentos nos dois tipos de paisagens foram avaliados através de um teste de associação (tabela de Contingência, χ^2 , $\alpha < 0,05$). O coeficiente de correlação de Pearson (r) foi usado para testar a relação entre número de espécies e tamanho dos fragmentos.

A seqüência e a nomenclatura das espécies segue Meyer de Schauensee (1982). Alguns nomes científicos, no entanto, foram atualizados conforme Sick (1997).

Comunidades de aves em manchas da bacia do Tibagi

Em quatro manchas de floresta da fazenda Santa Rita (25°15'S, 49°48'O), região sul da bacia do rio Tibagi, foi aplicado o método de amostragem por pontos de escuta, conforme a metodologia apresentada acima. As manchas apresentam tamanhos diferentes sendo MB (40 ha) e MC (20 ha) ligadas a uma grande mancha (MA, 840 ha) através de corredores florestais (Anjos e Boçon 1999): o corredor MA-MB apresenta 100 m de comprimento e 150 m de largura enquanto que o corredor MA-

MC apresenta 1000 m e 100 m respectivamente. A quarta mancha florestal estudada (MD) é a menor (9 ha) e está isolada, a pelo menos 2000 m de MA (Anjos e Boçon 1999). Todas as manchas são constituídas de floresta ombrófila mista sendo que o habitat matriz é composto de campo limpo. Seis pontos foram amostrados mensalmente em cada mancha de janeiro a dezembro de 1991 (total de 72 amostragens em cada mancha). Antes de cada dia de amostragem os seis pontos eram previamente sorteados dentre 24 possíveis em MA, 12 em MB, 10 em MC e 7 em MD. Os pontos previamente determinados cobriam a totalidade de MB, MC e MD e uma área amostral equivalente a aproximadamente 80 ha de MA (para uma descrição mais detalhada da área de estudada e da metodologia ver Anjos e Boçon 1999) (Fig. 1).

O número de espécies de aves não foi correlacionado com a área das manchas ($r = 0,77$; $gl = 2$; $P = 0,23$). Entretanto, se a área realmente amostrada de MA é utilizada, o número de espécies passa a estar fortemente relacionado com a área ($r = 0,95$; $gl = 2$; $P =$

$0,05$), diminuindo de 138 espécies em MA para 91 espécies em MD (Fig. 2). O fato de todas as manchas de floresta analisadas serem constituídas de floresta ombrófila mista (e possivelmente com uma estrutura vegetal semelhante) e do habitat matriz ser constituído de campo salientam-se tamanho e isolamento do fragmento como os mais importantes fatores para o número de espécies. Assim os fenômenos de colonização e extinção desta paisagem com manchas de floresta se assemelham ao de ilhas oceânicas, como proposto por MacArthur e Wilson (1967). Tubelis e Tomás (1999) conduziram um estudo em outra paisagem naturalmente fragmentada: os capões de floresta do pantanal. Neste estudo, Tubelis e Tomás (1999) verificaram que o número e a composição de espécies de aves diminui com o tamanho dos capões; espécies de cerrado são mais frequentes nos menores capões do que nos maiores. Resultado idêntico, em relação ao número e composição das espécies, foi obtido na bacia do rio Tibagi onde a proporção de aves de borda de floresta aumentou com a diminuição da área da mancha (Anjos e Boçon 1999).

Figura 1. Representação esquemática da disposição das manchas florestais MB, MC e MD em relação a MA. Os formatos são fictícios.

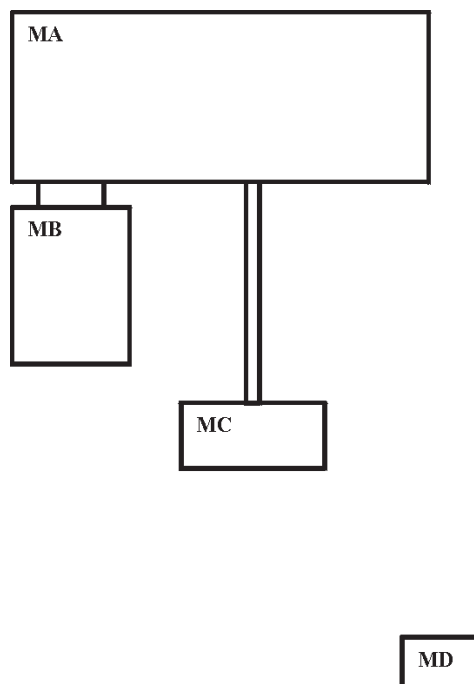
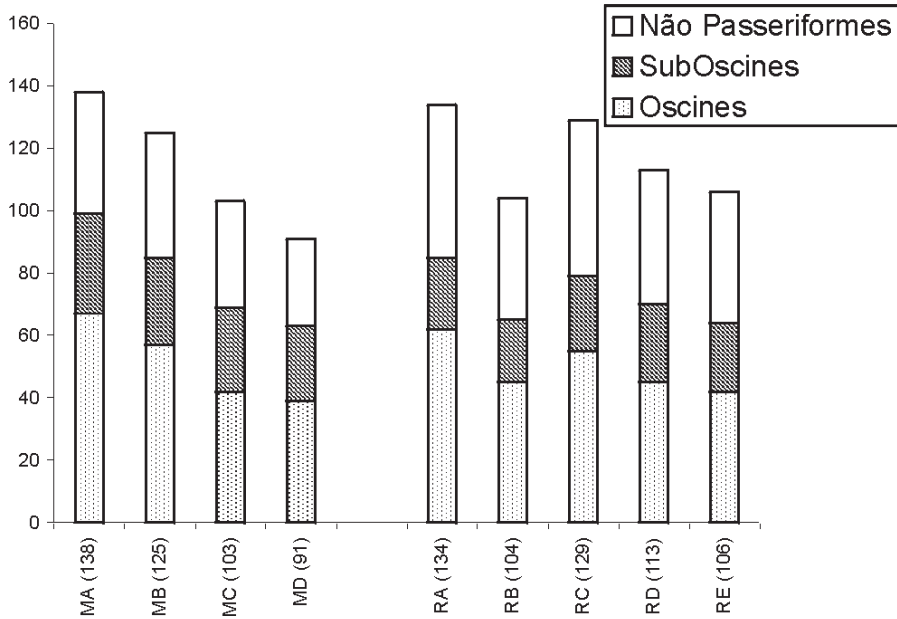


Figura 2. Número de espécies de aves não Passeriformes, Passeriformes Suboscines e Passeriformes Oscines nas manchas (MA, área amostral de 80 ha; MB, 40 ha; MC, 20 ha e MD, 9 ha) e nos remanescentes (RA, área amostral de 70 ha; RB, 60 ha; RC, 56 ha; RD, 25 ha e RE, 11 ha). Também é apresentado o número total de espécies em cada fragmento.



Aves não Passeriformes e Passeriformes Oscines diminuíram mais lentamente em número de espécies com a diminuição do tamanho das manchas do que os Passeriformes Suboscines (Fig. 2). A relação entre Suboscines/Oscines diminuiu de 2,1 em MA para 1,6 em MD. Haffer (1985) menciona que aves Passeriformes Suboscines são mais ligadas ao ambiente florestal do que as Oscines as quais são mais comuns em áreas abertas e borda de floresta. O fato da relação Suboscines/Oscines diminuir com a diminuição do tamanho das manchas certamente está ligado à maior área disponível de borda em áreas menores. Dentre os Suboscines, Formicariidae e Cotingidae apresentaram as maiores diminuições em número de espécies com a diminuição da área da floresta (Fig. 3).

Dentre as espécies registradas em ao menos três manchas, 55 apresentaram diferença significativa entre o número de contatos (χ^2 , $P < 0,05$; Anjos e Boçon 1999). Para algumas destas espécies houve uma

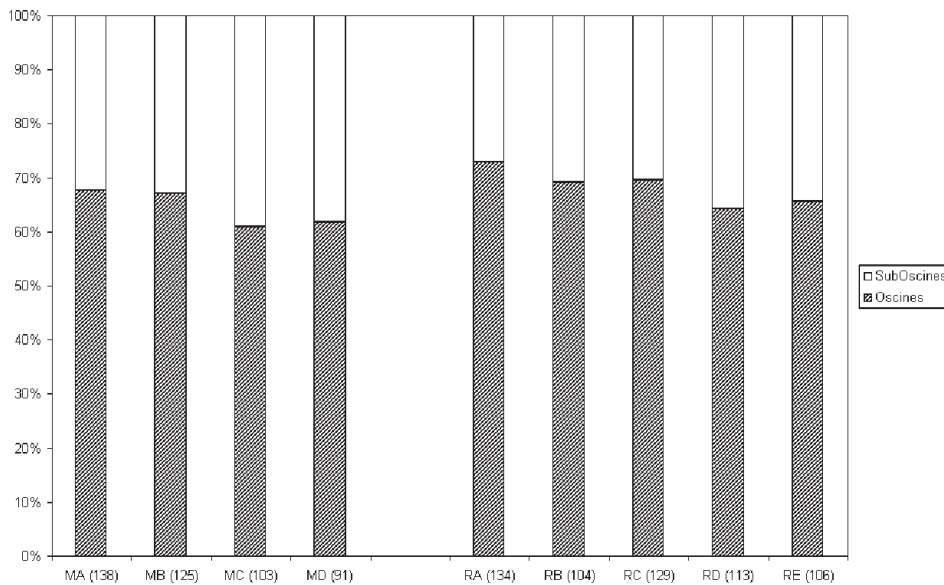
diminuição da abundância com a diminuição da área enquanto que para outras houve aumento da abundância nesta situação (Tabela 1). Assim, em uma paisagem naturalmente fragmentada podemos encontrar espécies com grande sucesso de colonização e outras de sucesso mais reduzido.

Densidade compensatória é o fenômeno associado ao aumento da densidade com a diminuição da área de habitat (MacArthur *et. al.* 1972). Bellamy e colaboradores (2000) monitoraram, ao longo oito anos, populações de seis espécies de aves que apresentam densidade compensatória em fragmentos florestais da Inglaterra e verificaram que este fenômeno pode se modificar de um ano para outro. Como o estudo nas manchas florestais do Tibagi foi realizado apenas durante um ano, não se pode descartar que tais variações populacionais também ocorram nas manchas estudadas. Com base nos dados de um ano, entretanto, o fenômeno da densidade compensatória quase igualou a abundância total de Passeriformes

Suboscines (obtida somando-se os valores de I.P.A. de todas as espécies) de MD (I.P.A. total = 12,93) em relação a MA (I.P.A. total = 14,21), embora exista uma grande diferença no número de espécies (67 espécies em MA e 39 espécies em MD; (Figs. 3 e 4). Como resultado desta alta abundância na mancha menor, a proporção entre número de espécies e de contatos dos Suboscines foi significativamente diferentes comparando-se MA com MD (Tabela de

Contingência, $\chi^2 = 4,33$; $P = 0,04$). Analisando-se a figura 3, percebe-se que Tyrannidae e Furnariidae foram as famílias que mais aumentaram em abundância com a diminuição da área da floresta; em Tyrannidae a proporção entre o número de espécies e de contatos entre MA e MD foi estatisticamente diferente (Tabela de Contingência, $\chi^2 = 4,97$; $P = 0,03$) mas não o foi em Furnariidae (Tabela de Contingência, $\chi^2 = 1,49$; $P = 0,22$).

Figura 3. Número de espécies de aves em cada família de Passeriformes Suboscines nas manchas (MA, área amostral de 80 ha; MB, 40 ha; MC, 20 ha e MD, 9 ha) e nos remanescentes (RA, área amostral de 70 ha; RB, 60 ha; RC, 56 ha; RD, 25 ha e RE, 11 ha). Rhinocryptidae (2 espécies) ocorreu apenas nos remanescentes e não foi incluída.



Comunidades de aves em remanescentes florestais do Tibagi

Em cinco remanescentes florestais da região de Londrina (23°17'S, 51°15'O), norte da bacia do rio Tibagi, também foi aplicado o método de amostragem por pontos. Quatro destes remanescentes (RA, RC, RD e RE), situados a 15 km ao sul da cidade de Londrina, estão relativamente próximos entre si, sendo que o quinto (RB), com 60 ha, está a aproximadamente 35 km destes (Anjos 2001). O maior remanescente estudado (RA com 656 ha) está ligado a um remanescente menor (RD

com 25 ha) por um corredor florestal com 400 m de comprimento e 100 m de largura. RC (56 ha) e RE (11 ha) são isolados, estando a 500 m e 1100 m respectivamente de RA (Anjos 2001). O habitat matriz entre RA, RC, RD e RE é composto de pastagens com arbustos esparsos. RB está a pelo menos 2000 m de outra área grande de floresta e seu entorno é composto de plantação (60%) e área periférica urbana (40%). Todos estes remanescentes são constituídos de floresta estacional semidecidual e foram formados há pelo menos 40 anos. Extração de madeira e caça foram controladas pelos proprietários, sendo supostamente reduzidas a um mínimo,

especialmente em RA e RB, que atualmente são áreas de preservação. Cinco pontos foram amostrados mensalmente em cada remanescente de janeiro a dezembro de 1996 (total de 60 pontos em cada remanescente). Antes de cada dia de amostragem os cinco pontos eram previamente sorteados dentre 15 disponíveis em RA, 10 em RB, 10 em RC e 6

em RD (Fig. 5). Quatro pontos foram distribuídos em RE sendo que um (sempre o último) era repetido. Os pontos previamente determinados cobriam a totalidade de RB, RC, RD e RE e uma área amostral equivalente a aproximadamente 70 ha de RA (para uma descrição mais detalhada da área de estudada e da metodologia ver Anjos 2001).

Figura 4. Representação esquemática da disposição dos remanescentes RD, RC e RE em relação a RA; RB está a 35 km de RA. 1, 2, 3 e 4 são os pontos de amostragem ao longo do corredor RA-RD.

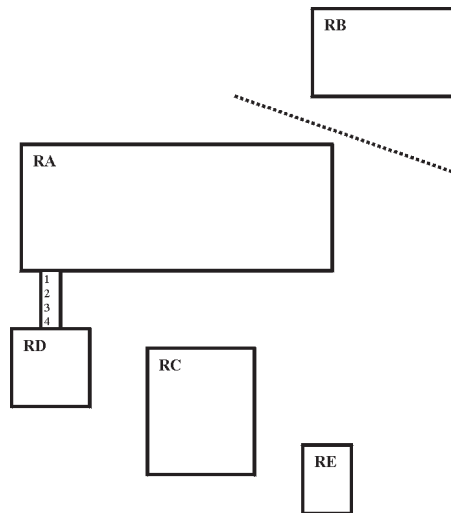


Figura 5: Abundância de cada família de Passeriformes Suboscines nas manchas (MA, área amostral de 80 ha; MB, 40 ha; MC, 20 ha e MD, 9 ha) e nos remanescentes (RA, área amostral de 70 ha; RB, 60 ha; RC, 56 ha; RD, 25 ha e RE, 11 ha). Rhinocryptidae (2 espécies) ocorreu apenas nos remanescentes e não foi incluída.

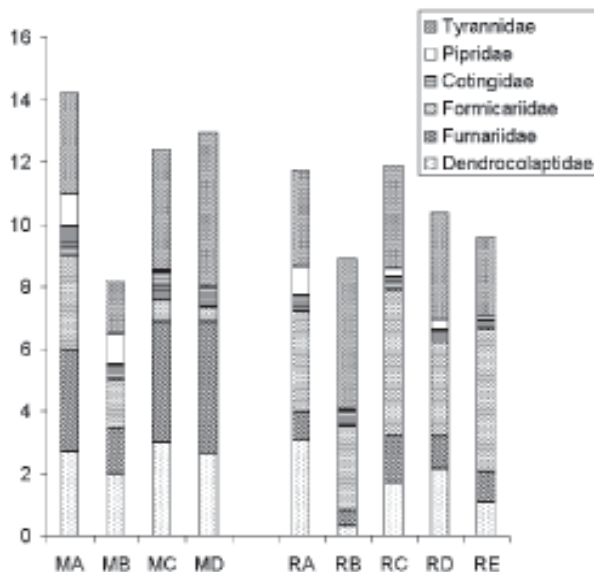


Tabela 1. Abundância das espécies que mais aumentaram ou diminuíram em número de contatos (χ^2 ; $\alpha < 0,05$; gl = 2 ou 3) com a diminuição da área de mancha de floresta (dados retirados de Anjos e Boçon 1999); é apresentada apenas a área amostral de MA.

Espécies	Manchas (área)			
	MA (80 ha)	MB (40 ha)	MC (20 ha)	MD (9 ha)
<i>Crypturellus obsoletus</i>	0,47	0,11	0,03	0
<i>Veniliornis spilogaster</i>	0,35	0,23	0,40	0,50
<i>Sittasomus griseicapillus</i>	0,97	0,87	0,39	0,03
<i>Lepidocolaptes fuscus</i>	0,40	0,23	0,06	0,08
<i>Cranioleuca obsoleta</i>	0,21	0,08	0,53	1,54
<i>Cranioleuca pallida</i>	0,14	0,03	0,44	0,93
<i>Philydor rufus</i>	0,38	0,15	0,13	0
<i>Dysithamnus mentalis</i>	0,38	0,27	0,04	0,08
<i>Pachyramphus polychopterus</i>	0,06	0,13	0,56	0,67
<i>Chiroxiphia caudata</i>	0,68	0,57	0,08	0
<i>Tyrannus melancholicus</i>	0,04	0,02	0,22	0,24
<i>Pitangus sulphuratus</i>	0,03	0,19	0,92	1,04
<i>Myiarchus swainsoni</i>	0,13	0,10	0,50	0,58
<i>Turdus rufiventris</i>	0,61	0,89	0,85	1,04
<i>Cyclarhis gujanensis</i>	0,36	0,42	0,94	0,92
<i>Zonotrichia capensis</i>	0,07	0,21	0,54	0,48

O número de espécies de aves não foi correlacionado com a área ($r = 0,73$; gl = 2, $P = 0,27$) nos quatro remanescentes próximos entre si, se considerarmos a área total de RA (656 ha). Se considerarmos somente a área realmente amostrada de RA (70 ha) houve forte correlação ($r = 0,998$; gl = 2; $P = 0,002$). Adicionando-se RB na análise (mantendo o valor da área amostral de RA) a correlação deixa de existir ($r = 0,60$; gl = 3; $P = 0,29$). Isto demonstra a influência do isolamento e do habitat matriz (diferente em RB quando comparado aos outros remanescentes) no número de espécies encontrado em um remanescente (Fig. 3 e 4).

Como nas manchas, também nos remanescentes florestais a diminuição mais sensível em número de espécies com a diminuição da área de floresta foi entre os Passeriformes Suboscines (Fig. 2). A relação Suboscines/Oscines foi maior em RA (2,7) do que em MA (2,1), o que seria o esperado em uma paisagem originariamente coberta de contínua floresta. Também houve diminuição Suboscines/Oscines do maior remanescente, RA, para o menor, RE (1,6). Dentre os

Suboscines Furnariidae foi a família que mais diminuiu em número de espécies com a redução da área dos remanescentes.

Uma significativa diminuição no número de contatos com a diminuição da área de floresta foi detectada para 20 espécies enquanto outras 18 aumentaram significativamente (densidade compensatória) o número de contatos nesta situação (χ^2 , $P < 0,05$; Anjos 2001); na tabela 2 são apresentadas as espécies com as maiores variações. Comparando-se as tabelas 1 e 2 verificam-se algumas similaridades nos dados de abundância em algumas espécies nas manchas e nos remanescentes: *Crypturellus obsoletus* e *Sittasomus griseicapillus* diminuíram a abundância com a diminuição da área de floresta nas duas paisagens, enquanto que *Pitangus sulphuratus* aumentou a abundância nesta situação. Mas *Dysithamnus mentalis* apresentou dados invertidos nas duas paisagens; aumentou a abundância com a diminuição da área dos remanescentes e diminuiu nesta situação nas manchas.

Ao contrário do que ocorre nas manchas, a proporção entre o número de espécies e de contatos de Suboscines no maior (RA) e no

menor (RE) remanescente foi estatisticamente semelhante (Tabela de Contingência, $\chi^2 = 1,36$; $P = 0,24$). Tanto Tyrannidae (Tabela de Contingência, $\chi^2 = 0,03$; $P = 0,87$) como Furnariidae (Tabela de Contingência, $\chi^2 = 2,68$; $P = 0,10$) não apresentaram diferença significativa proporção entre número de espécies e de contatos entre RA e RE.

A proporção entre o número total de espécies e de contatos para toda a avifauna foi estatisticamente diferente entre MA e MD (Tabela de Contingência, $\chi^2 = 7,39$; $P = 0,01$) e semelhante entre RA e RE (Tabela de Contingência, $\chi^2 = 1,18$; $P = 0,28$). Isto é explicado pela densidade compensatória que aparece de forma mais marcante nas manchas do que nos remanescentes.

Um interessante resultado foi obtido quando determinou-se os hábitos alimentares gerais para cada espécie de ave e depois, incluindo nesta informação o valor da abundância, analisou-se a similaridade na estrutura trófica entre os remanescentes (Anjos 2001). O remanescente RD (de 25 ha e com 113 espécies registradas) apresentou uma correlação maior em relação à estrutura trófica de RA do que RC (de 56 ha e com 129 espécies registradas). Esta maior semelhança na estrutura trófica deve-se, supostamente, à ocorrência de um corredor florestal que permitiria a movimentação de aves entre RA e RD. Em função do isolamento, a movimentação de aves entre RA e RC tenderia a ser mais seletiva, o que explicaria a menor similaridade na estrutura trófica (Anjos 2001). Para verificar a composição e a abundância de aves no corredor RA-RD e avaliar o potencial de dispersão das espécies, elaborou-se novo estudo, cujos dados originais são apresentados na tabela 2.

Aves em um corredor de floresta no norte da bacia do Tibagi

Os corredores de floresta que ocorrem na região de Londrina normalmente acompanham pequenos cursos de água; uma

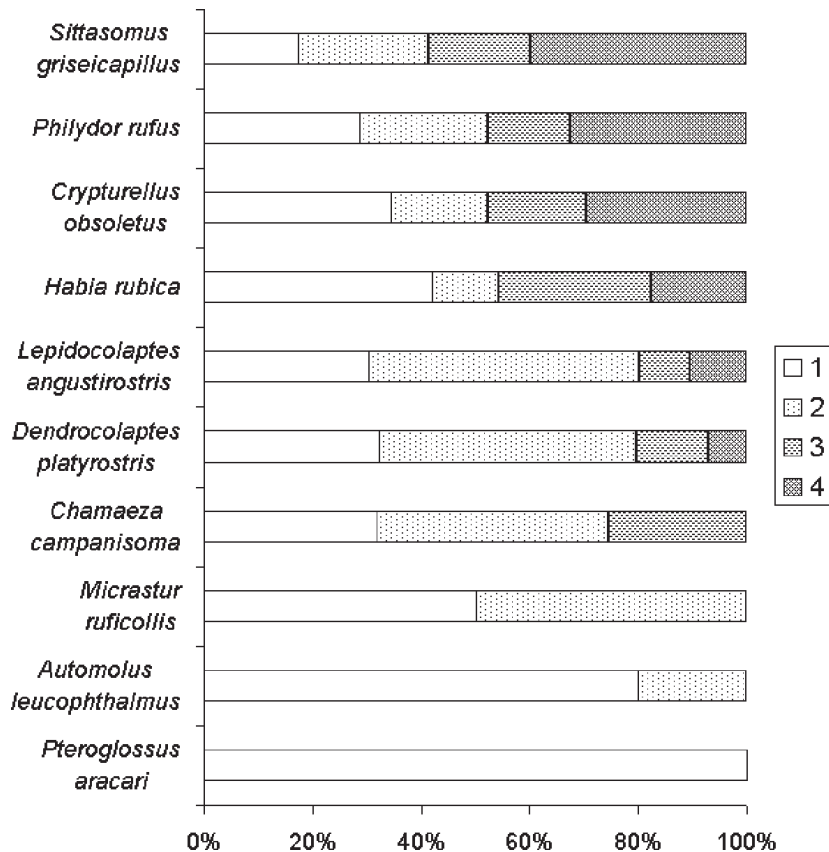
legislação Federal determina que 30 m de cada lado de um curso de água (quando estreito) sejam protegidos com cobertura florestal. Ao cumprir esta regulamentação, muitos proprietários rurais propiciam a ocorrência de corredores de floresta que podem ligar remanescentes, como é o caso do estudado. Com aproximadamente 400 m de comprimento e 100 m de largura este corredor pode ser considerado um dos mais largos e curtos da região de estudo. Além disto, a floresta que compõe o corredor RA-RD se apresenta bem preservada, o que não é o caso da maioria dos corredores da região (Fig. 6).

O corredor de floresta que liga RA-RD foi amostrado através do método por pontos (Blondel et al. 1970, Vielliard e Silva 1990) no período de janeiro a dezembro de 1999. Neste estudo procurou-se determinar a abundância de cada espécie de ave ao longo do corredor e avaliar sua capacidade de dispersão através desta informação quantitativa. Para a obtenção de dados comparáveis, pontos de amostragem, distantes 100 m um do outro, foram determinados ao longo do corredor a partir de RA. Quatro pontos de amostragem foram assim determinados. As amostragens nestes pontos, denominados 1 (o mais próximo de RA), 2, 3 e 4 (o mais próximo de RD), foram mensais, sendo que a ordem de execução das amostragens era determinada através de prévio sorteio. Em cada dia de amostragem um ponto foi sempre repetido. A réplica, neste estudo, foi realizada repetindo-se mensalmente e no dia consecutivo, a mesma seqüência de pontos sorteada no dia anterior. O sorteio foi realizado de modo a se obter 30 amostras de vinte minutos em cada ponto, distribuídas de forma aproximadamente equitativa de acordo com as estações do ano. O I.P.A. para cada espécie foi calculado, no corredor, para cada ponto de amostragem (1, 2, 3 e 4) dividindo-se o número de contatos por 30. Neste estudo, cinco pontos também foram distribuídos na região central de RA e RD. As amostragens em RA e RD, realizadas paralelamente ao estudo no corredor, também foram mensais e após sorteio

Tabela 2. Abundância das espécies que mais aumentaram ou diminuíram em número de contatos (χ^2 ; $\alpha < 0,05$; $gl = 3$ ou 4) com a diminuição da área do remanescente florestal (dados retirados de Anjos 2001); é apresentada apenas a área amostral de RA.

Espécies	Remanescentes (área)				
	RA (79 ha)	RB (60 ha)	RC (56 ha)	RD (25 ha)	RE (11 ha)
<i>Crypturellus obsoletus</i>	0,62	0,10	0,48	0,40	0,26
<i>Melanerpes formicivorus</i>	0,55	0,02	0,08	0,16	0,04
<i>Sittasomus griseicapillus</i>	1,28	0,09	0,48	0,75	0,21
<i>Lepidocolaptes albicollis</i>	0,43	0,03	0,27	0,25	0,04
<i>Synallaxis ruficapilla</i>	0,20	0,05	1,03	0,65	0,79
<i>Macabentiaena serena</i>	0,18	0,41	0,70	0,65	0,70
<i>Dysithamnus nestorai</i>	0,55	0,42	0,77	0,98	0,75
<i>Coropopago lineator</i>	0,85	0,10	0,65	0,12	0,51
<i>Psaltriparus guttatus</i>	0,88	0	0,47	0,02	0,75
<i>Sayornis sibilator</i>	0,45	0,02	0,02	0,09	0
<i>Myiochanes maculatus</i>	0,87	0,29	0,25	0,26	0,46
<i>Piranga sulphurata</i>	0,87	0,37	0,40	0,67	0,58
<i>Myiozetetes similis</i>	0,70	0,29	0,13	0,12	0,16

Figura 6 Abundância de algumas espécies de aves, expressa em porcentagem, nos pontos de amostragem 1 (o mais próximo do maior remanescente, RA), 2, 3 e 4 (o mais próximo do menor remanescente, RD) ao longo do corredor estudado.



dos pontos que seriam executados e sempre com uma réplica realizada no dia seguinte. Condições climáticas adversas impediram a realização de um dia de amostragem em julho em RA, em janeiro e outubro em RD. Eliminando-se as amostragens nos meses correspondentes às não realizadas em RA e RD, obteve-se um total de 105 amostras em cada um destes locais; o I.P.A. para cada espécie em RA e RD foi calculado dividindo-se o total de contatos por 105.

Um total de 158 espécies foram registradas em RA, RD e nos pontos ao longo do corredor. Deste total, 22 espécies só foram registradas em RA (Apêndice). Embora várias destas espécies apresentem o mais baixo I.P.A. (0,01 ou um contato), como *Notharcus macrorhynchus*, *Campylorhamphus trochilirostris*, *Dysithamnus stictothorax* e *Myiopagis viridicata*, indicando uma possível raridade na região de estudo, outras apresentaram relativamente alto I.P.A., como *Tinamus solitarius* (0,14), *Micrastur semitorquatus* (0,13) e *Grallaria varia* (0,42), o que sugere que a ausência delas no corredor e em RD não está relacionada à raridade.

Scardafella squammata, *Otus choliba*, *Coereba flaveola* e *Dacnis cayana* só foram registradas em RD e com a mais baixa abundância (I.P.A. = 0,01). A ocorrência destas espécies, que estão mais relacionadas à borda de floresta, somente em RD, deve-se ao acaso já que elas ocorrem em RA (Anjos et. al. 1997).

Quatro espécies só foram registradas em RA e RD (os valores entre parênteses são do I.P.A. em RA e RD respectivamente): *Ramphastos dicolorus* (0,18; 0,07), *Herpsilochmus rufimarginatus* (0,07; 0,05), *Tityra cayana* (0,04; 0,02) e *Chiroxiphia caudata* (0,38; 0,16). O fato destas espécies não terem sido registradas no corredor pode indicar dificuldade de dispersão, embora para *T. cayana* possa, potencialmente, alcançar RD com um vôo direto a partir de RA.

As outras 128 espécies apresentaram ao menos um contato em um dos pontos do corredor (Apêndices 1 e 2). Os valores de I.P.A. nos pontos de amostragem, expressos em porcentagem, ao longo do corredor, permite

avaliar a capacidade de dispersão de cada espécie. Por exemplo, *Pteroglossus aracari* só foi registrada no ponto 1, *Micrastur ruficollis* e *Automolus leucophthalmus* nos pontos 1 e 2 e *Chamaeza campanisoma* nos pontos 1, 2 e 3 (Fig. 6). Estas espécies apresentariam um potencial menor de dispersão pelo corredor do que aquelas que foram registradas nos quatro pontos e em semelhante número de contatos como *Crypturellus obsoletus* ($\chi^2 = 1,78$; gl = 3; $P > 0,05$), *Sittasomus griseicapillus* ($\chi^2 = 5,6$; gl = 3; $P > 0,05$) e *Philydor rufus* ($\chi^2 = 2,0$; gl = 3; $P > 0,05$). Em situação intermediária quanto à potencialidade de dispersão pelo corredor estão espécies que diminuíram significativamente o número de contatos do ponto 1 para o 4 como *Dendrocolaptes platyrostris* ($\chi^2 = 12,0$; gl = 3; $P < 0,05$) e *Lepidocolaptes angustirostris* ($\chi^2 = 9,0$; gl = 3; $P < 0,05$).

Algumas espécies apresentaram valores de I.P.A. muito irregulares ao longo do corredor, como *Synallaxis ruficapilla* ($\chi^2 = 8,76$; gl = 3; $P > 0,05$), *Pitangus sulphuratus* ($\chi^2 = 17,0$; gl = 3; $P > 0,05$), *Empidonax euleri* ($\chi^2 = 11,0$; gl = 3; $P > 0,05$), *Capsiempis flaveola* ($\chi^2 = 12,7$; gl = 3; $P > 0,05$). Estas variações na abundância ao longo do corredor (número de contatos significativamente diferentes entre os pontos) podem indicar características ambientais diferentes nos pontos de amostragem que estariam influenciando estas espécies (mas não se pode dizer que elas não teriam capacidade de dispersão pelo corredor). Aliás, devido à ocorrência exclusiva de 13 espécies no corredor parece evidente que este apresente condições ambientais diferentes em relação a RA e RD (Apêndice 1). *Lochmias nematura* e *Hemitriccus obsoletus*, por exemplo, devem ter ocorrido somente no corredor em função do pequeno curso de água, enquanto que a maior área de borda do corredor propiciou os contatos com *Nystalus chacuru*, *Myiarchus ferox*, *Elaenia flavogaster* e *Cyanocompsa cyanea* entre outros. Algumas espécies de borda ocorreram também em RD, como *Buteo magnirostris*, *Columbina talpacoti* e *Empidonomus varius* (Apêndice 2).

Embora presentes no corredor, várias

espécies diminuíram significativamente em número de contatos de RA para RD (χ^2 , $a < 0,05$; $gl = 1$; Apêndice 2). Entre estas, há cinco espécies de aves escaladoras de tronco e galho: *Melanerpes flavifrons*, *Veniliornis spilogaster*, *Sittasomus griseicapillus*, *Xiphocolaptes albicollis* e *Lepidocolaptes fuscus*. Soares e Anjos (1999) já haviam considerado aves escaladoras de tronco e galho sensíveis à fragmentação florestal na região.

As espécies de Psittacidae não foram incluídas nos resultados relacionados ao corredor estudado. A razão para a não inclusão está na alta capacidade de dispersão das espécies, como *Pyrhura frontalis* e *Pionus maximiliani*, que freqüentemente eram observadas voando diretamente entre os fragmentos, tanto entre manchas como entre remanescentes; a ocorrência delas nos fragmentos estudados não estaria ligada tão diretamente à presença do corredor. Na verdade, os frugívoros dependem de frutos de diferentes espécies frutificando em todas as épocas do ano (Willis 1979) o que poderia ser conseguindo voando de um fragmento (tanto mancha como remanescente) para outro, desde que não estejam muito distantes. A manutenção de metapopulações neste grupo dependeria mais da conservação de vários fragmentos do que da ocorrência de corredores. Analisando aves frugívoras em 149 fragmentos florestais do norte da Austrália, Price e colaboradores (1999) conseguiram estabelecer um modelo para antecipar a perda de espécies com uma progressiva destruição dos fragmentos, não relacionando a ocorrência delas à presença de corredores.

Os Trochilidae foram altamente irregulares quanto aos registros no corredor, provavelmente em função da ocorrência deles estar mais vinculada à floração. A dependência deles do corredor para dispersão, como no caso dos Psittacidae, parece ser menor do que para outros grupos. Nectarívoros não foram considerados vulneráveis à fragmentação na Amazônia porque a taxa de captura em redes foi igual ou inclusive aumentou após a fragmentação (Stouffer e Bierregaard 1995).

A análise quantitativa no corredor foi em

parte direcionada para se avaliar se o isolamento de RC estaria diminuindo a similaridade na estrutura trófica em relação RA. Ao menos em relação a duas espécies (*Sittasomus griseicapillus* e *Habia rubica*) isto parece ter sido confirmado. Tanto *S. griseicapillus* como *H. rubica* apresentaram valores de I.P.A. (Anjos 2001) estatisticamente semelhantes entre RA e RD (respectivamente, $\chi^2 = 3,46$; $gl = 1$; $P < 0,05$ e $\chi^2 = 2,9$; $gl = 2$; $P < 0,05$) e diferentes entre RA e RC ($\chi^2 = 21,7$; $gl = 1$; $P > 0,05$ e $\chi^2 = 8,53$; $gl = 1$; $P > 0,05$). E ambas apresentaram valores de I.P.A. estatisticamente semelhantes entre os pontos de amostragem no corredor, sugerindo alto potencial de dispersão (Apêndice 2).

Assim, a análise da abundância das espécies nos pontos 1, 2, 3 e 4 sugere que a movimentação de indivíduos entre os fragmentos é possível, através do corredor, para várias espécies. A semelhança na estrutura trófica iria aumentar entre RA e RC, supostamente, se um corredor fosse implantado entre estes remanescentes. Mas estes estudos foram realizados em número reduzido de remanescentes e em apenas um corredor o que não torna recomendável grandes generalizações dos resultados apresentados aqui.

Bornschein e Reinert (2000) fizeram um inventário de aves em três remanescentes florestais isolados (832,5 ha, 218 ha e 9,7 ha) no norte do Paraná durante três meses (total de 105 horas de observação em fevereiro, julho e outubro de 1998) e, utilizando uma mistura de metodologias (definidas pelos autores como técnicas ornitológicas usuais, mas não citando, por exemplo, o quanto de cada fragmento foi realmente amostrado), consideraram baixo o número de espécies encontrado no maior remanescente (180 espécies no de 832,5 ha); entretanto estes autores não apresentaram análises que sugerissem que este número encontrado não seria aumentado com a continuidade dos trabalhos de campo. Bornschein e Reinert (2000) propuseram, surpreendentemente, seis conjuntos de propostas de manejo, dentre as quais a implantação de corredores florestais, mas sem apresentar nenhum dado que comprove a

eficiência destas estratégias, devido à metodologia inadequada e desenvolvida durante curto espaço de tempo.

A movimentação de organismos entre fragmentos florestais através de corredores e a implantação destes em programas que visam a conservação da diversidade em paisagens fragmentadas são tópicos altamente polêmicos na literatura. Embora posições otimistas em relação aos corredores como ferramentas importantes na dispersão de organismos sejam as mais frequentes, há fortes posições pessimistas a este respeito (Simberloff e Cox 1987, Simberloff *et. al.* 1992, Hess 1994). Beier e Noss (1998) revisaram estudos sobre corredores de 1980 a 1997 com o objetivo de avaliar se corredores proporcionam conectividade ou não; metade dos estudos analisados por estes pesquisadores apresentaram falhas metodológicas ou foram considerados apenas descritivos. Somente 32 estudos experimentais foram selecionados por Beier e Noss (1998), sendo que os corredores se mostraram realmente eficientes na conectividade entre fragmentos em pouquíssimos deles. Beier e Noss (1998) concluem que corredores são eficientes em situações particulares de determinadas paisagens, e ainda que são altamente específicos para cada espécie de organismo em questão. Haddad *et. al.* (2000) discordam de Beier e Noss (1998) em relação à não utilização de dados de estudos descritivos; consideram que estudos descritivos combinados a estudos com bom desenho experimental seria o cenário de pesquisa ideal.

O que fica evidente na bibliografia disponível sobre fragmentação florestal é o caráter multidisciplinar da questão; não se deve sugerir estratégias de manejo apenas selecionando aves como o grupo-chave. Análises desenvolvidas com vários organismos são altamente recomendáveis.

Perspectivas de estudo

O interesse em estudos sobre os efeitos da fragmentação florestal tem aumentado no

Brasil, se considerarmos o número de artigos publicados nos últimos anos, como já brevemente apresentado neste capítulo. Outro indicador deste aumento no interesse é o razoável número de resumos apresentados no VIII Congresso Brasileiro de Ornitologia (realizado em Florianópolis, 2000). Embora a maioria das investigações não envolva manipulação do ambiente (estudos experimentais), através destes estudos está se compondo um razoável banco de dados sobre espécies de aves em paisagens fragmentadas, o que será sem dúvida muito importante em um futuro próximo.

Entretanto, problemas surgem quando são utilizadas metodologias inadequadas no estudo dos efeitos da fragmentação florestal, e com indicação de propostas de manejo. Trabalhos de inventariamento faunístico (exceto quando são executados de modo exaustivo) contribuem pouco em estudos sobre fragmentos, pela falta de padronização na coleta de dados, tornando a proposição de estratégias deles derivados simples especulações. Em veículos de divulgação popular ou em relatórios de impacto ambiental talvez tais proposições generalistas possam ser consideradas. Mas no meio científico tais propostas gerais são inadequadas. Há diferença entre inventariar aves em um fragmento florestal, simplesmente, e analisar os efeitos da fragmentação florestal, eventualmente propondo estratégias de conservação. Deve-se procurar contribuir significativamente elaborando propostas de conservação baseadas em dados obtidos através de metodologias eficientes e dentro de um desenho experimental adequado. A enorme bibliografia produzida neste tema certamente contribuirá na elaboração de uma boa proposta de estudo.

Debinski e Holt (2000) indicaram como prioridades no estudos sobre fragmentação a eficiência dos corredores na conectividade entre fragmentos, as interações inter-específicas (polinização e competição, por exemplo), a influência do habitat matriz e variações genéticas de populações. Uma das formas de análise da eficiência dos corredores na dispersão de aves em paisagens

fragmentadas é o anilhamento que proporciona real informação sobre a dispersão de indivíduos. Andrade e Marini (2000) demonstraram a eficiência deste método em uma paisagem fragmentada no Parque Estadual da Serra da Canastra (Minas Gerais).

As possibilidades de estudos em paisagens florestais fragmentadas é enorme e com uma importante aplicação em termos de conservação, desde que conduzidos de maneira criteriosa.

Agradecimentos

Agradeço, sinceramente, a R. Boçon, E. S. Soares, A. R. J. Ferreira, V. F. Nassaro, M. R. Gimenes, R. A. Depieri, E. R. Barbosa, R. J. da Silva e E. V. Lopes que me acompanharam em várias amostragens

quantitativas de aves na bacia do rio Tibagi. Agradeço também a J. Albuquerque que fez o gentil convite e me concedeu o apoio necessário para ministrar a conferência (VIII Congresso Brasileiro de Ornitologia) que deu origem a este capítulo. CNPq, FINEP e o convênio Universidade Estadual de Londrina/Klabin Fabricadora de Papel e Celulose/Consórcio de municípios do rio Tibagi apoiaram financeiramente, em períodos diferentes, o estudo apresentado. O CNPq tem apoiado também na forma de Bolsa Produtividade em Pesquisa (processo 350054/95-9), concedida desde 1995 para estudos sobre a avifauna em remanescentes florestais no norte do Paraná. Bolsa de aperfeiçoamento (CNPq, uma) e bolsas de iniciação científica (CNPq/PIBIC, duas; CNPq/RHAE, três) também foram concedidas a alguns estudantes mencionados acima.

Bibliografia

- Aleixo, A. e J. M. E. Vielliard (1995) Composição e dinâmica da avifauna da mata de Santa Genebra, Campinas, São Paulo, Brasil. *Rev. bras. Zool.* 12:493-511.
- Andrade, R. D. e M. A. Marini (2000) Deslocamento de aves entre “ilhas naturais” de mata (capões) do Parque Nacional da Serra da Canastra, Minas Gerais, p. 284-285. Em: F. C. Straube, M. M. Argel-de-Oliveira e J. F. Cândido-Jr (eds.) *Ornitologia Brasileira no século XX*. Florianópolis: Univ. do Sul de Santa Catarina e Sociedade Brasileira de Ornitologia.
- Anjos, L. dos (1992) *Riqueza e abundância de aves em “ilhas” de floresta de araucária*. Tese de doutorado. Curitiba, Univ. Federal do Paraná.
- _____ (2001) Bird communities in five Atlantic forest fragments in southern Brazil. *Orn. Neotrop.* 12 (prelo).
- _____ e S. Laroca (1989) Abundância relativa e diversidade em duas comunidades urbanas de aves de Curitiba (sul do Brasil). *Arq. Biol. Tecnol.* 32:637-643.
- _____, K.-L. Schuchmann e R. Berndt (1997) Avifaunal composition, species richness, and status in the Tibagi river basin, Paraná State, southern Brazil. *Ecotropica* 8:145-173.
- _____ e R. Boçon. (1999) Bird communities in natural forest patches in southern Brazil. *Wilson Bull.* 111:397-414.
- Beier, P e R. F. Noss (1998) Do habitat corridors provide connectivity? *Conserv. Biol.* 12:1241-1252.

Bellamy, P. E., P. Rothery e S. A. Hinsley (2000) Variation in the relationship between numbers of breeding pairs and woodland area for passerines in fragmented habitat. *Ecography* 23:130-138.

Bibby, C. J., D. A. Hill e N. D. Burgess (1992) *Bird census techniques*. Oxford: British Trust for Ornithology e Royal Society for Protection of Birds.

Bierregaard-Jr., R. O. (1990) Avian communities in the understory of Amazonian forest fragments, p. 333-343. Em: A. Keast (ed.) *Biogeography and ecology of forest bird communities*, The Hague: Ed. SPB.

_____ e T. E. Lovejoy (1986) Birds of Amazonian forest fragments: effects of insularization. *Proc. XIX Intern. Ornithol. Cong.* 19:1564-1579

_____ e _____ (1989) Effects of forest fragmentation on Amazonian understory bird communities. *Acta Amazonica* 19:215-241.

_____ e P. C. Stouffer (1997) Understory birds and dynamic habitat mosaics in Amazonian rainforests, p. 138-155. Em: W. F. Laurance e R. O. Bierregaard-Jr. (eds.) *Tropical forest remnants: ecology, management, and conservation of fragmented communities*. Chicago: Univ. of Chicago Press.

Blondel, J. (1990) Long term studies on bird communities and populations in mainland and island mediterranean forest, p. 167-182. Em: A. Keast (ed.) *Biogeography and ecology of forest bird communities*. The Hague: Ed. SPB.

_____ (1991) Birds in biological isolates, p. 45-72. Em: C. M. Perrins, J-D Lebreton e G. J. M. Hirons (eds.) *Bird populations studies*. Oxford: Oxford Univ. Press.

_____, C. Ferry e B. Frochot (1970) La méthode des indices ponctuels d'abondance (I.P.A.) ou des relevés d'avifaune par "stations d'écoute". *Alauda* 38:55-71.

Borges, S. H. e E. Guilherme (2000) Comunidades de aves em um fragmento florestal urbano em Manaus, Amazonas, Brasil. *Ararajuba* 8:17-23.

Bornschein, M. R. e B. L. Reinert (2000) Aves de três remanescentes florestais do norte do Estado do Paraná, sul do Brasil, com sugestões para a conservação e manejo. *Rev. bras. Zool.* 17:615-636.

Cândido-Jr., J. F. (2000) The edge effect in a forest bird community in Rio Claro, São Paulo State, Brazil. *Ararajuba* 8:9-16.

Debinski, D. M. e R. D. Holt (2000) A survey and overview of habitat fragmentation experiments. *Conserv. Biol.* 14:342-355.

Drechsler, M. e C. Wissel (1998) Trade-offs between local and regional scale management of metapopulations. *Biol. Conserv.* 83:31-41.

Haddad, N. M., D. K. Rosenberg e B. R. Noon (2000) On experimentation and the study of corridors: response to Beier and Noss. *Conserv. Biol.* 14:1543-1545.

- Haffer, J. (1985) Avian zoogeography of neotropical lowlands, p. 113-146. Em: P. A. Buckley, M. S. Foster, E. S. Morton, R. S. Ridgely e F. G. Buckley (eds.) *Neotropical Ornithology. Ornith. Monogr.* 36.
- Hagan, J. M., W. M. V. Haegen e P. S. McKinley (1996) The early development of forest fragmentation effects on birds. *Conserv. Biol.* 10:188-202.
- Haila, Y. e O. Järvinen (1990) Northern conifer forests and their bird species assemblages, p. 61-85. Em: A. Keast (ed.) *Biogeography and ecology of forest bird communities*. The Hague: Ed. SPB.
- Hess, G. (1994) Conservation corridors and contagious disease: a cautionary note. *Conserv. Biol.* 8:256-262.
- Holmes, R. T. (1990) The structure of a temperate deciduous forest bird community: variability in time and space, p. 121-139. Em: A. Keast (ed.) *Biogeography and ecology of forest bird communities*. The Hague: Ed. SPB.
- Laurance, W. F. e R. O. Bierregaard-Jr. (eds.) (1997) *Tropical forest remnants: Ecology, management, and conservation of fragmented communities*. Chicago: Univ. of Chicago Press.
- _____, _____, C. Gascon, R. K. Didham, A. P. Smith, A. J. Lynam, V. M. Viana, T. E. Lovejoy, K. E. Sieving, J. W. Sites, Jr., M. Andersen, M. D. Tocher, E. A. Kramer, C. Restrepo e C. Moritz (1997) Tropical forest fragmentation: synthesis of a diverse and dynamic discipline, p. 502-514. Em: W. F. Laurance e R. O. Bierregaard-Jr. (eds.) *Tropical forest remnants: ecology, management, and conservation of fragmented communities*. Chicago: Univ. of Chicago Press.
- Maack, R. (1981) *Geografia física do Estado do Paraná*. Rio de Janeiro: Ed. Livraria José Olympio.
- MacArthur, R. e E. O. Wilson (1967) *The theory of island biogeography*. New Princeton: Princeton Univ. Press.
- _____, J. R. Kaar e J. M. Diamond (1972) Density compensation in island faunas. *Ecology* 53:330-342.
- Marantz, C. A. e D. C. Oren (2000) A técnica do Area Search: uma avaliação crítica aos métodos tradicionais de censo de avifauna em ambientes florestais, p. 416-417. Em: F. C. Straube, M. M. Argel-de-Oliveira e J. F. Cândido-Jr (eds.) *Ornitologia Brasileira no século XX*. Florianópolis: Univ. do Sul de Santa Catarina e Sociedade Brasileira de Ornitologia.
- Marini, M. A. (2000) Efeitos da fragmentação florestal sobre as aves em Minas Gerais, p. 41-54. Em: M. A. dos S. Alves, J. M. C. da Silva, M. V. Sluys, H. de G. Bergallo e C. F. D. da Rocha (eds.) *A Ornitologia no Brasil: pesquisa atual e perspectivas*. Rio de Janeiro: Ed. Univ. Est. do Rio de Janeiro.
- Melo, C. e M. A. Marini (1997) Predação de ninhos artificiais em fragmentos de matas do Brasil central. *Orn. Neotrop.* 8:7-14.

Meyer de Schauensee, R. (1982) *A guide to the birds of South America*. Philadelphia: Ed. Academy of Natural Science.

Norton, M. R., S. J. Hannon e F. K. A. Schmiegelow (2000) Fragments are not islands: patch vs landscape perspectives on songbird presence and abundance in a harvested boreal forest. *Ecography* 23:209-223.

Price, O. F., J. C. Z. Woinarski e D. Robinson (1999) Very large area requirements for frugivorous birds in monsoon rainforest of the Northern Territory, Australia. *Biol. Conserv.* 91:169-180.

Sick, H. (1997) *Ornitologia brasileira*. Rio de Janeiro: Ed. Nova Fronteira.

Silva, J. M. C. da, C. Uhl e G. Murray (1996) Plant succession, landscape management, and the ecology of frugivorous birds in abandoned Amazonian pastures. *Conserv. Biol.* 10:491-503.

Simberloff, D. e J. Cox (1987) Consequences and costs of conservation corridors. *Conserv. Biol.* 1:63-71.

_____, J. A. Farr, J. Cox e D. W. Mehlman (1992) Movement corridors: conservation bargains or poor investments? *Conserv. Biol.* 6:493-504.

Soares, E. S. e L. dos Anjos (1999) Efeitos da fragmentação florestal sobre aves escaladoras de tronco e galho na região de Londrina, norte do Estado do Paraná, Brasil. *Om. Neotrop.* 10:61-68.

Stouffer, P. C. e R. O. Bierregaard-Jr. (1995) Effects of forest fragmentation on understory hummingbirds in Amazonian Brazil. *Conserv. Biol.* 9:1085-1094.

Tomialojc, L e T. Wesolowski (1990) Bird communities of the primaevael temperate forest of Bialowieza, Poland, p. 141-165. Em: A. Keast (ed.) *Biogeography and ecology of forest bird communities*. The Hague: Ed. SPB.

Tubellis, D. P e W. M. Tomás (1999) Distribution of birds in a naturally patchy forest environment in the Pantanal wetland, Brazil. *Ararajuba* 7:81-89

Vielliard, J. E. M. e W. R. Silva (1990) Nova metodologia de levantamento quantitativo de avifauna e primeiros resultados no interior do Estado de São Paulo, Brasil, p. 117-151. Em: S. Mendes (ed.) *Anais do IV Encontro de Anilhadores de Aves*. Recife: Ed. Univ. Federal Rural de Pernambuco.

Wiens, J. A. (1989) *The Ecology of bird communities, vol. 1*. Cambridge: Cambridge Univ. Press.

Willis, E. O. (1979) The composition of avian communities in remanescent woodlots in southern Brazil. *Papéis Avulsos Zool.* 33:1-25.

Yahner, R. H. (1988) Changes in wildlife communities near edge. *Conserv. Biol.* 2:333-339.

Apêndice 1. Espécies registradas somente em RA ou no corredor; entre parênteses está o valor do I.P.A.

Somente em RA: *Tinamus solitarius* (0,14); *Crypturellus undulatus* (0,03); *Ictinia plumbea* (0,01); *Micrastur semitorquatus* (0,13); *Columba plumbea* (0,01); *Notharcus macrorhynchus* (0,01); *Nonnula rubecula* (0,01); *Bailloni bailloni* (0,04); *Phloeocastes robustus* ((0,04); *Piculus aurulentus* (0,05); *Campyloramphus trochilirostris* (0,01); *Dysithamnus stictothorax* (0,01); *Drymophila rubricollis* (0,02); *Drymophila malura* (0,07); *Grallaria varia* (0,42); *Manacus manacus* (0,03); *Idioptilon nidipendulum* (0,06); *Elaenia mesoleuca* (0,01); *Myiobagis viridicata* (0,01); *Oxyruncus cristatus* (0,05); *Euphonia musica* (0,01); *Euphonia pectoralis* (0,01).

Somente no corredor: *Columbina picui* (0,58); *Nystalus chacuru* (0,03); *Anabacerthia amaurotis* (0,17); *Lochmias nematura* (0,93); *Mackenziaena leachii* (0,20); *Myiarchus ferox* (0,07); *Myiarchus tyrannulus* (0,03); *Todirostrum cinereum* (0,07); *Hemitriccus obsoletus* (0,08); *Elaenia flavogaster* (0,03); *Pyrrochoma ruficeps* (0,69); *Cyanocompsa cyanea* (0,20); *Coryphospingus cucullatus* (0,03).

Apêndice 2. Abundância das espécies registradas nos pontos 1, 2, 3 e 4 do corredor estudado e nos remanescentes RA e RD; ¹ indica diferença no número de contatos entre os quatro pontos de amostragem no corredor (χ^2 , $a < 0,05$, $gl = 3$) e ² indica menor número de contatos em RD do que em RA (χ^2 , $a < 0,05$; $gl = 1$).

Espécies	RA	Corredor				RD
		1	2	3	4	
<i>Crypturellus obsoletus</i>	0,52	0,44	0,23	0,23	0,38	0,48
<i>Crypturellus parvirostris</i>	0,03	0,00	0,03	0,00	0,03	0,03
<i>Crypturellus atropus</i>	0,06	0,32	0,57	0,39	0,24	0,28
<i>Asio sagittarius</i>	0,00	0,00	0,07	0,26	0,24	0,09
<i>Megascops asio</i> ²	0,26	0,00	0,00	0,03	0,00	0,12
<i>Myiastur agilis</i>	0,06	0,04	0,03	0,00	0,00	0,04
<i>Buteo swainsoni</i>	0,08	0,04	0,03	0,03	0,00	0,15
<i>Buteo swainsoni</i>	0,00	0,12	0,13	0,06	0,03	0,03
<i>Columba picazuro</i>	1,78	1,48	1,57	1,55	1,17	1,67
<i>Columba squamatus</i>	0,40	0,40	0,27	0,26	0,38	0,51
<i>Zenaidura macroura</i>	0,00	0,04	0,10	0,13	0,00	0,01
<i>Columba squamatus</i>	0,00	0,00	0,07	0,16	0,03	0,03
<i>Lepidoptila verticillata</i>	0,53	0,84	1,17	1,10	1,34	0,62
<i>Lepidoptila ruficeps</i>	0,20	0,08	0,27	0,03	0,10	0,29
<i>Geotrygon montana</i>	0,30	0,08	0,10	0,19	0,24	0,33
<i>Falco sparverius</i>	0,52	0,20	0,20	0,13	0,31	0,71
<i>Falco sparverius</i> ¹	0,25	0,04	0,00	0,00	0,03	0,06
<i>Falco sparverius</i>	0,53	0,24	0,33	0,26	0,35	0,62
<i>Aeryphobus ruficeps</i> ¹	0,56	0,36	0,70	0,26	0,03	0,76
<i>Paraglidera americana</i>	0,04	0,04	0,00	0,00	0,00	0,04
<i>Sialia mexicana</i>	0,70	0,04	0,03	0,06	0,07	0,99
<i>Picusus nassirochii</i> ¹	0,21	0,12	0,13	0,16	0,41	0,31
<i>Colaptes auratus</i>	0,26	0,08	0,07	0,06	0,07	0,30
<i>Ceryle alcyon</i>	0,11	0,12	0,23	0,26	0,17	0,13

Espécies	RA	Corredor				RD
		1	2	3	4	
<i>Dryocopus lineatus</i>	0,14	0,08	0,03	0,00	0,03	0,08
<i>Melanerpes flavifrons</i> ²	0,60	0,01	0,13	0,23	0,21	0,10
<i>Leucanerpes candidus</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,03	0,01
<i>Veniliornis spilogaster</i> ²	0,41	0,20	0,30	0,29	0,21	0,19
<i>Dendrocicla turdina</i>	0,15	0,04	0,00	0,00	0,00	0,12
<i>Sittasomus griseicapillus</i> ²	1,26	0,21	0,33	0,26	0,55	0,76
<i>Xiphocolaptes albicollis</i> ¹	0,38	0,01	0,33	0,06	0,00	0,23
<i>Dendrocolaptes platyrostris</i> ¹	0,84	0,32	0,47	0,13	0,07	0,88
<i>Lepidocolaptes angustirostris</i> ¹	0,19	0,20	0,33	0,06	0,07	0,28
<i>Lepidocolaptes fuscus</i> ²	0,35	0,01	0,07	0,00	0,03	0,07
<i>Clibanornis dendrocolaptoides</i>	0,01	0,00	0,00	0,00	0,03	0,00
<i>Synallaxis ruficapilla</i> ¹	0,26	0,20	0,37	0,03	0,28	0,57
<i>Synallaxis frontalis</i>	0,03	0,00	0,10	0,06	0,03	0,00
<i>Synallaxis spizi</i>	0,05	0,04	0,13	0,06	0,28	0,01
<i>Synallaxis cinerascens</i>	0,02	0,00	0,00	0,00	0,07	0,02
<i>Cranioleuca obsoleta</i> ¹	0,12	0,60	0,87	0,39	0,31	0,00
<i>Syndactyla rufosuperciliata</i>	0,05	0,40	0,70	0,48	0,55	0,01
<i>Philydor lichtensteini</i> ¹	0,28	0,01	0,00	0,06	0,10	0,09
<i>Philydor rufus</i>	0,10	0,36	0,30	0,19	0,41	0,06
<i>Automolus leucophthalmus</i>	0,04	0,12	0,03	0,00	0,00	0,00
<i>Heliobletus contaminatus</i>	0,13	0,00	0,13	0,03	0,00	0,16
<i>Nanops rutilans</i>	0,13	0,12	0,30	0,10	0,28	0,10
<i>Soleriurus scansor</i>	0,02	0,08	0,13	0,00	0,07	0,00
<i>Hypodaleus guttatus</i>	0,88	0,36	0,20	0,23	0,48	1,27
<i>Mackenziaena severa</i>	0,23	0,32	0,37	0,23	0,34	0,48
<i>Thamnophylus delatatus</i>	0,02	0,00	0,53	0,29	0,17	0,02
<i>Thamnophylus caerulescens</i>	0,13	0,88	1,00	0,18	0,59	0,25
<i>Dysithamnus mentalis</i>	0,59	0,28	0,33	0,19	0,21	0,90
<i>Pyriglena leucoptera</i>	0,61	0,08	1,17	0,84	0,79	1,02
<i>Chamaeza campanulata</i>	0,13	0,20	0,27	0,16	0,00	0,00
<i>Conopophaga lineata</i>	0,09	0,32	0,13	0,06	0,31	0,14
<i>Psilorhamphus guttatus</i>	0,10	0,00	0,00	0,00	0,07	0,03
<i>Seyalopus indigoticus</i>	0,04	0,04	0,00	0,03	0,00	0,01
<i>Pachyramphus viridis</i>	0,01	0,00	0,00	0,03	0,00	0,00
<i>Pachyramphus castaneus</i>	0,10	0,10	0,20	0,26	0,18	0,09
<i>Pachyramphus polychopterus</i>	0,01	0,08	0,07	0,03	0,07	0,00
<i>Pachyramphus validus</i>	0,08	0,28	0,20	0,16	0,34	0,16
<i>Tityra cayana</i>	0,28	0,00	0,03	0,06	0,03	0,23
<i>Piprites chloris</i> ²	0,35	0,00	0,00	0,00	0,03	0,16
<i>Schiffornis virescens</i>	0,01	0,00	0,00	0,10	0,03	0,01
<i>Colonia colinus</i>	0,09	0,04	0,03	0,00	0,03	0,03
<i>Sayornis subulata</i> ²	0,16	0,00	0,03	0,00	0,00	0,08
<i>Tyrannus melancholicus</i>	0,01	0,01	0,23	0,39	0,11	0,04
<i>Empidonax varius</i>	0,00	0,12	0,10	0,10	0,10	0,02

Espécies	RA	Corredor				RD
		1	2	3	4	
<i>Megarhynchus pitangus</i>	0,40	0,28	0,20	0,29	0,14	0,80
<i>Myiodynastes maculatus</i>	0,13	0,32	0,50	0,12	0,41	0,28
<i>Myiozetetes similis</i>	0,03	0,00	0,13	0,03	0,07	0,01
<i>Pitangus sulphuratus</i> ¹	0,04	0,80	0,67	0,74	0,07	0,66
<i>Myiarchus swainsoni</i>	0,00	0,12	0,13	0,19	0,17	0,01
<i>Empidonax euleri</i> ¹	0,09	1,08	0,60	0,23	0,55	0,10
<i>Cinamotriccus fuscatus</i>	0,01	0,01	0,03	0,00	0,00	0,00
<i>Myiophobus fasciatus</i>	0,03	0,00	0,07	0,16	0,03	0,01
<i>Platyrinchus mystaceus</i>	0,01	0,08	0,03	0,03	0,00	0,02
<i>Tolmomyias sulphureus</i>	0,13	0,12	0,10	0,16	0,07	0,14
<i>Todirostrum plumbeiceps</i> ¹	0,04	0,21	0,10	0,13	0,72	0,00
<i>Myiornis auricularis</i>	0,19	0,00	0,00	0,00	0,07	0,38
<i>Hemirhynchus diops</i>	0,01	0,04	0,00	0,00	0,00	0,01
<i>Phylloscartes ventralis</i>	0,21	0,00	0,13	0,06	0,03	0,21
<i>Capsiempis flavicollis</i> ¹	0,11	0,20	0,53	0,23	0,10	0,06
<i>Myiopygia caniceps</i> ²	0,65	0,32	0,27	0,10	0,45	0,13
<i>Campyostoma obscurum</i>	0,09	0,00	0,07	0,23	0,17	0,13
<i>Phylloscopus burmeisteri</i>	0,02	0,04	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Leptopogon amaurocephalus</i>	0,36	0,24	0,43	0,26	0,31	0,65
<i>Pipromorpha rufiventris</i> ²	0,35	0,01	0,00	0,00	0,00	0,02
<i>Cyanocorax chrysops</i>	0,13	0,36	0,30	0,26	0,28	0,47
<i>Troglodytes aedon</i> ¹	0,00	0,08	0,40	0,16	0,21	0,02
<i>Turdus nigriceps</i>	0,00	0,00	0,03	0,00	0,03	0,06
<i>Turdus rufiventris</i>	0,07	0,18	0,53	0,29	0,38	0,55
<i>Turdus leucometas</i>	0,17	0,64	0,93	0,52	0,45	0,55
<i>Turdus amaurochalinus</i>	0,03	0,28	0,60	0,32	0,00	0,18
<i>Turdus albicollis</i> ²	0,09	0,04	0,00	0,06	0,34	0,02
<i>Potoptila lactea</i>	0,02	0,00	0,00	0,03	0,00	0,00
<i>Cyclarhis gujanensis</i>	0,60	1,20	1,00	1,32	1,07	1,05
<i>Cacicus haemorrhous</i>	0,25	0,12	0,00	0,06	0,00	0,25
<i>Parula pitiayumi</i> ²	0,26	0,24	0,33	0,39	0,34	0,08
<i>Basileuterus culicivorus</i>	0,96	1,12	0,93	0,68	0,86	1,42
<i>Basileuterus leucoblepharus</i>	0,10	1,01	0,90	0,97	1,11	0,14
<i>Controstrum speciosum</i> ²	0,34	0,08	0,17	0,13	0,10	0,14
<i>Tersina viridis</i>	0,03	0,04	0,13	0,06	0,03	0,00
<i>Euphonia chlorotica</i>	0,04	0,04	0,10	0,10	0,00	0,04
<i>Euphonia violacea</i>	0,04	0,00	0,00	0,00	0,03	0,06
<i>Pipraeidea melanonota</i>	0,02	0,00	0,03	0,00	0,03	0,04
<i>Thraupis sayaca</i>	0,06	0,16	0,30	0,29	0,14	0,20
<i>Iabia rubica</i>	0,29	0,24	0,07	0,16	0,10	0,27
<i>Tachyphonus coronatus</i> ²	0,17	0,08	0,07	0,16	0,21	0,06
<i>Trichothraupis melanops</i>	0,36	0,11	0,30	0,23	0,07	0,55
<i>Hemithraupis guira</i> ²	0,51	0,32	0,27	0,10	0,28	0,18
<i>Cissopis leveriana</i>	0,02	0,00	0,00	0,00	0,03	0,16
<i>Saltator similis</i>	0,06	0,18	0,60	0,71	0,76	0,25
<i>Ptylus fuliginosus</i>	0,12	0,20	0,10	0,03	0,00	0,17
<i>Zonotrichia capensis</i>	0,00	0,00	0,30	0,16	0,03	0,01

Os bandos mistos de aves nas florestas neotropicais

Pedro Ferreira Develey⁵

Percorrendo-se uma trilha no meio da floresta, pode-se andar um longo trecho sem ver ou mesmo ouvir nenhuma espécie de ave, chegando até mesmo a questionar a enorme diversidade desses animais no neotrópico. No entanto, repentinamente começa-se a ouvir diferentes vocalizações, seguidas de uma intensa movimentação nas folhas e galhos. Chegando mais perto é possível identificar diferentes espécies, de tamanho, coloração e forma variadas, realizando diferentes manobras e utilizando diferentes substratos de forrageio, do dossel até o sub-bosque. Diante de tantas espécies de aves se locomovendo rapidamente na densa folhagem, a primeira reação do observador é a de confusão, sem saber exatamente em qual espécie ele deve mirar o binóculos para a identificação. Aos poucos as aves vão se distanciando e o silêncio volta a dominar a floresta. O observador já pode voltar para o alojamento ou base de campo com várias anotações na sua caderneta, e com a certeza de ter presenciado um dos fenômenos mais interessantes entre as aves: os bandos mistos.

Neste capítulo é apresentada uma revisão geral sobre bandos mistos de aves, enfocando principalmente bandos florestais na região Amazônica e na Mata Atlântica.

Definições e significado adaptativo

Associações formadas por diferentes espécies são um fenômeno comumente observado em diferentes grupos de vertebrados,

incluindo peixes de coral (Alevizon 1976), ungulados (Leuthold 1977), primatas (Struhsaker 1981, Peres 1992) e aves (Munn e Terborgh 1979), grupo no qual essas associações multi-específicas se apresentam muito mais desenvolvidas. No caso das aves, tais associações podem ser caracterizadas como agregações ou bandos mistos. Consideram-se agregações quando diferentes espécies convergem numa mesma fonte de alimento (Wilson 1975). Geralmente essas fontes são concentrações de recursos fixos como frutos (Diamond e Terborgh 1967), mas também podem ser recursos móveis como artrópodos, deslocados por formigas de correição (Willis e Oniki 1978). Segundo Terborgh (1990), essas agregações ao redor de recursos alimentares ocorrem nos mais diversos ambientes, independente do tipo de clima ou vegetação. Em contraste às agregações, são bandos mistos, grupos de aves cuja coesão depende de respostas de comportamento mútuas entre os integrantes do grupo. Ou seja, as espécies permanecem associadas por longos períodos, devido a benefícios derivados do comportamento de outra ave presente no bando, mais do que devido a uma fonte de recurso (Greenberg 2000).

Hipóteses a respeito da função adaptativa de bandos mistos foram levantadas por diversos autores na tentativa de explicar a evolução deste comportamento. A maximização do forrageio e a diminuição do risco de predação são as mais citadas (Moynihan 1962, Morse 1970, Powell 1979, 1985, Munn 1985), sendo que estas não são mutuamente exclusivas. A hipótese da predação sugere que um maior

número de indivíduos detectaria a aproximação de um predador de maneira mais eficiente, reduzindo os custos de vigilância individual dos membros do bando (Elgar 1989), além da habilidade dos participantes do bando se beneficiarem do grito de alarme emitido por algumas espécies quando percebem a aproximação de um predador (Powell 1985). Já os benefícios no forrageio advêm do levante de insetos causado pela passagem do bando, facilitando o encontro e a captura das presas. O menor tempo gasto pelas aves na procura de predadores permitiria que um maior tempo seja destinado à busca de alimento. No entanto, para algumas espécies, a participação em bandos mistos pode representar custos no forrageio, já que estas modificam suas táticas e velocidade de procura de alimento afim de permanecerem mais tempo associadas com as demais espécies do bando (Hutto 1988, Latta e Wunderle 1996). Machado e Rodrigues (2000) verificaram que algumas espécies modificaram de maneira significativa a altura de forrageio quando associadas a bandos mistos. A competição entre as espécies também pode ser vista como um custo para a participação em bandos mistos. Porém, uma vez que diferentes espécies tendem a forragear em diferentes substratos, os bandos mistos permitem às aves obterem os benefícios da participação no bando com uma menor competição a que estariam sujeitas num bando monoespecífico (Greenberg 2000).

Espécie nuclear

Espécies integrantes de um mesmo bando misto apresentam diferentes padrões de interações sociais, sendo classificadas de acordo com a propensão à associação com o bando e a importância que representam na manutenção deste (Powell 1985). Segundo Moynihan (1962), as chamadas espécies nucleares contribuem significativamente na formação e manutenção da coesão do bando. Winterbottom (1943) define espécie nuclear como aquela que é gregária e em torno da qual os bandos mistos se formam e se mantêm. Essas

espécies parecem apresentar padrão conspícuo de movimentos ou vocalizações e apresentam as mais altas frequências de associação nos bandos. Devido a essas características, estas são facilmente seguidas pelos outros membros do bando. As espécies nucleares também podem apresentar comportamento de sentinelas, sendo as primeiras a emitir uma forte vocalização de alarme na aproximação de um predador (Munn 1986). Alguns exemplos de espécies nucleares incluem *Thamnomanes spp.* para bandos de sub-bosque na Amazônia (Munn e Terborgh 1979, Jullien e Thiollay 1998), *Habia rubica* para bandos de sub-bosque na Mata Atlântica de baixada na região da Juréia (SP) (Develey 1997) e *Neothraupis fasciata* para bandos no cerrado do Brasil Central (Alves e Cavalcanti 1996). Outros trabalhos verificaram a presença de mais de uma espécie agindo com nuclear nos bandos, é o caso de *Basileuterus hypoleucus*, *Hemithraupis ruficapilla*, *Trichothraupis melanops* e *Philydor rufus* em fragmentos de Mata Atlântica de altitude em Minas Gerais (Maldonado-Coelho e Marini 2000) e *Basileuterus culicivorus*, *Philydor rufus*, *Hylophyllos poicilotis*, *Orthogonyx chloricterus* e *Phylloscartes oustaleti* em uma área de Mata Atlântica de altitude em São Paulo (Machado 1991). No entanto, mesmo com a existência de bandos formados ao redor de mais de uma espécie nuclear, aparentemente os bandos mais estáveis e coesos são aqueles formados ao redor de uma única espécie. Nos bandos de sub-bosque na Amazônia os formicarídeos do gênero *Thamnomanes* parecem ser as espécies que melhor desenvolveram as características de espécie nuclear. Essas aves (*T. caesioides*, *T. ardesiacus* e *T. schistogynus*) são especializadas em capturar insetos no ar, se beneficiando do levante de insetos ocasionado pela passagem do bando (Munn 1985). Além disso, Munn (1986) sugere que estes formicarídeos emitem falsos gritos de alarme, fazendo com que as demais aves associadas, na reação de fuga contra o suposto predador, larguem a presa recém capturada que acaba sendo pega pelo *Thamnomanes*, num típico comportamento de cleptoparasitismo.

As demais espécies participantes do bando são classificadas conforme a frequência de participação no bando, podendo ser regulares ou ocasionais. No entanto, a determinação da frequência de participação nos bandos que torna uma espécie seguidora regular ou ocasional é subjetiva, e acaba dependendo da experiência do pesquisador.

Tamanho, composição e estrutura dos bandos

A estrutura e a composição dos bandos são geralmente estáveis, sendo compostos, principalmente, por um casal de cada espécie (Powell 1985), de forma que geralmente o tamanho do bando é proporcional ao número de espécies presentes. Os estudos realizados na Mata Atlântica mostraram que os bandos possuem em média 6 espécies (Machado 1999, Develey e Peres 2000), enquanto na Amazônia os bandos são maiores, com cerca de 10 espécies (Munn e Terborgh 1979, Jullien e Thiollay 1998). Apesar do número médio de espécies nos bandos não ser alto, o número total de espécies registradas acompanhando bandos mistos varia em torno de 100, tanto na Amazônia, como na Mata Atlântica. Isto demonstra que muitas espécies são apenas seguidoras ocasionais de bandos.

O maior tamanho dos bandos que ocorrem na Amazônia, pode ser explicado pela própria diversidade de espécies na região, em comparação com áreas de Mata Atlântica. No entanto, no trabalho de Stotz (1993) em uma área de Mata Atlântica (Reserva Florestal Rio Doce, Espírito Santo) o tamanho dos bandos estudados foi o mesmo encontrado em outras localidades amazônicas. Este resultado pode ser explicado uma vez que nessa região ocorrem uma série de espécies características da avifauna amazônica, juntamente com espécies características das florestas situadas mais ao sul. Essa situação leva a um aumento da diversidade de espécies na área o que acaba sendo refletido no tamanho dos bandos.

Os bandos mistos neotropicais podem ser

caracterizados de acordo com a distribuição vertical de seus integrantes nos diferentes níveis da vegetação. Assim, pode-se reconhecer os bandos de dossel e os bandos de sub-bosque (Munn 1985). Bandos mistos de dossel são constituídos principalmente por espécies pertencentes às famílias e/ou sub-famílias Tyrannidae, Thraupinae, Vireonidae e Emberizidae que se alimentam tanto de frutos como de insetos; enquanto que os bandos de sub-bosque são formados principalmente por representantes das famílias Formicariidae, Dendrocolaptidae e Furnariidae, com dieta constituída basicamente de insetos (Munn, 1985). Esta separação nítida entre bandos de dossel e de sub-bosque é comum na Floresta Amazônica. Nas áreas de Mata Atlântica de baixada estudadas por Stotz (1993) e Develey (1997) esta separação também existe, porém não de forma tão evidente. Em algumas ocasiões os bandos de dossel podem se juntar com bandos de sub-bosque formando bandos com uma grande diversidade de espécies. É importante ressaltar que apesar dessa separação entre as aves pertencentes a bandos de dossel ou sub-bosque, entre as espécies seguidoras ocasionais, muitas seguem os bandos se movimentando entre os diferentes estratos da floresta.

Territorialidade

Segundo Powell (1979), a territorialidade das diferentes espécies é o principal fator que influencia a composição de bandos mistos de sub-bosque. Conforme o bando entra ou sai do território de uma espécie, esta participa ou abandona este bando. Algumas espécies minimizam o problema do limite territorial demarcando seu território de acordo com a área de vida das demais espécies participantes do bando, de forma a permanecerem mais tempo associadas (Powell 1985, 1989). Na ilha de Barro Colorado, Panamá, duas espécies de Formicariidae (*Myrmotherula fulviventris* e *Microrhopias quixensis*) consideradas nucleares possuem territórios completamente sobrepostos,

permanecendo juntas a maior parte do tempo (Gradwohl e Greenberg 1980). Mais de dez espécies pertencentes a um mesmo bando foram encontradas em Cocha Cashu, no Parque Nacional de Manu, Peru, dividindo e defendendo um território comum contra bandos vizinhos de composição similar (Munn e Terborgh 1979). Apesar dessas aves dividirem os mesmos limites, cada espécie defende seu território de forma independente através de vocalizações e “displays” agonísticos. Membros do bando que não são confrontados por indivíduos de sua própria espécie, pertencentes ao bando vizinho, ignoram o conflito e continuam forrageando. Outros estudos, realizados na Guiana e na Amazônia oriental também verificaram a existência de um território comum para as espécies regulares nos bandos mistos (Jullien e Thiollay 1998, Valente 2000). Nesses casos em que a área de vida da espécie nuclear apresenta exata sobreposição com a área ocupada pelas demais espécies, denomina-se área de vida do bando.

Ao contrário do observado na Amazônia, Develey (1997), numa área de Mata Atlântica, observou que esta sobreposição total dos territórios das espécies mais frequentemente associadas aos bandos não ocorria, existindo apenas uma sobreposição parcial entre as áreas de vida das espécies integrantes de um mesmo bando. Dessa forma, esses bandos apresentam uma estrutura mais fluida, com indivíduos entrando e saindo do bando conforme este passa através da área de vida de cada espécie.

No caso das aves seguidoras obrigatórias de bandos, com sobreposição total de territórios, a área de dormitório é comum e sempre localizada no mesmo ponto, geralmente numa posição central do território. Esses locais de chegada do bando no final do dia e partida no início da manhã foram denominados de “gatherings” por Jullien e Thiollay (1998) na Guiana e também verificados por Develey e Stouffer (no prelo) na Amazônia central. A identificação desses “gatherings” é fácil, já que logo no início da manhã, antes do nascer do sol, a espécie nuclear começa a vocalizar com frequência e, posteriormente, as demais espécies respondem. As aves permanecem

vocalizando paradas, por cerca de 30 minutos antes de iniciar a movimentação dentro do território. Devido a essa facilidade de identificação e localização os “gatherings” podem ser usados para se determinar rapidamente o número de bandos mistos existentes em uma determinada área.

Sazonalidade dos bandos mistos

Aves agrupadas na forma de bandos mistos existem praticamente no mundo inteiro. Na região temperada, onde esse fenômeno tem sido estudado extensivamente, os bandos se formam apenas fora da época reprodutiva (Morse 1970) sendo chamados bandos de inverno. Na região neotropical a formação de bandos mistos é um fenômeno que ocorre ao longo de todo o ano (Davis 1946, Moynihan 1962, Person 1977, Munn 1985, Powell 1985, Machado 1999). Em regiões onde não existe uma sazonalidade climática bem demarcada, como na Amazônia, os bandos mistos são altamente estáveis quanto a riqueza, tamanho e composição (Jullien e Thiollay, 1998). Já em áreas situadas em maiores latitudes, com sazonalidade mais definida (Mata Atlântica e América Central) ocorrem variações sazonais na composição e estrutura dos bandos (Davis 1946, Moynihan 1962, Powell 1979, Machado 1999). A distribuição espacial e temporal dos recursos alimentares e o período reprodutivo são apontados para explicar tais variações. Se as aves realmente apresentam vantagens no forrageio quando associadas em bandos, seria de se esperar um aumento no número e riqueza de espécies nos bandos em épocas de escassez de recursos alimentares. Develey e Peres (2000) verificaram uma correlação inversa entre riqueza de espécies de aves associadas a bandos e a abundância de artrópodos. De acordo com os mesmos autores a abundância de artrópodos deve influenciar o início das atividades reprodutivas das aves, que por sua vez, causa variações sazonais na composição e tamanho dos bandos. Ao contrário, em fragmentos de Mata Atlântica (50, 200 e 330 ha) não foi verificada alterações na riqueza e

tamanho dos bandos entre o período seco e chuvoso (Maldonado-Coelho e Marini 2000). A presença de espécies migratórias associadas aos bandos mistos é outro fator, que mesmo menos significativo e sazonal, também contribui para o aumento de espécies nos bandos.

No caso das espécies que permanecem associadas, mesmo durante o período reprodutivo, a sobreposição de territórios permite que os locais de nidificação das diferentes espécies sejam próximos. Provavelmente os machos e as fêmeas se revezam nos cuidados com os ovos e filhotes, se movimentando constantemente entre o ninho e o local onde está o bando. A proximidade entre os ninhos das diferentes espécies facilitaria essa movimentação.

Bandos mistos e conservação

Segundo Rappole e Morton (1985), áreas fragmentadas com pequenos remanescentes florestais impossibilitam a formação de bandos mistos. Em áreas fragmentadas na Amazônia, Stotz (1993) verificou que os bandos de sub-bosque desapareceram dos fragmentos num período de até cinco anos após o isolamento. Stouffer e Bierregaard (1995) também verificaram que os bandos mistos não persistem em áreas fragmentadas, mesmo em florestas com tamanho superior a área de vida do bando. Os autores sugerem que os bandos evitam áreas de borda. Devido a importância de algumas espécies, principalmente a nuclear, na manutenção da coesão entre as espécies para formação de bandos, a sua perda leva a desintegração do resto do bando. Em áreas onde ocorreram corte seletivo de madeira, aves participantes de bandos mistos sofrem reduções populacionais de até 50% (Thiollay 1992). Em áreas fragmentadas da Mata Atlântica os bandos mistos são menos estáveis, e a composição dos bandos pode ser prevista pela abundância das espécies na área (Aleixo 1997). Assim, as espécies mais frequentes nos bandos também são as mais comuns na área. Já em uma área de floresta contínua e preservada o

mesmo não ocorre, de modo que as espécies mais frequentes nos bandos não são as mais abundantes na área (Develey 1997). Em áreas fragmentadas ocorre uma simplificação dos bandos, com ausência ou menor eficiência de uma espécie nuclear. Talvez nos fragmentos os fatores que determinam a formação de bandos sejam mais casuais, sendo menos dependentes de características de comportamento das espécies, como em áreas contínuas. Porém é preciso um maior número de estudos para se comprovar essas idéias.

Outra alteração verificada na estrutura de bandos mistos em áreas alteradas está relacionada a posição vertical das aves na floresta. Enquanto nas matas primárias existe uma separação entre bandos mistos de sub-bosque e dossel, em matas secundárias essa separação é bem menos evidente. Em matas secundárias as árvores são menores, formando um dossel mais baixo e descontínuo, levando a uma separação espacial entre aves de dossel e sub-bosque menos acentuada. Poulsen (1996a) estudou bandos mistos em uma área no Equador com predomínio de vegetação secundária e não encontrou distinção entre bandos de dossel e sub-bosque. Por outro lado, em matas primárias, também no Equador, algumas espécies estavam restritas a bandos de dossel e outras a bandos de sub-bosque (Poulsen 1996b).

Para a Mata Atlântica, pequenos fragmentos de mata podem funcionar como “pontos de ligação” (stepping stones) entre áreas maiores ou servirem como habitats temporários para as espécies de bandos em períodos de baixa disponibilidade de alimento (Maldonado-Coelho e Marini 2000). Já no caso da Amazônia, as espécies florestais seguidoras de bandos, dificilmente penetram em áreas abertas, mesmo que por curtas distâncias. Mesmo estradas sem pavimentação (~ 10 m de largura), cortando a mata primária, podem funcionar como barreira para bandos mistos de sub-bosque (Develey e Stouffer no prelo).

Na Mata Atlântica as espécies *Lepidocolaptes fuscus*, *Philydor atricapillus*, *Automolus leucophthalmus*, *Myrmotherula*

unicolor e *M. minor* apresentam alta frequência de associação em bandos mistos (Develey 1997). Todas estas aves são endêmicas da Mata Atlântica, dependentes de áreas florestadas, possuem dieta restrita a insetos e outros pequenos invertebrados e são especializadas em determinados substratos de forrageio. Tais características tornam estas espécies bastante vulneráveis a perturbações no ambiente (Goerck 1995). Estas aves passam a maior parte da vida associadas a bandos mistos, de forma que estas associações multi-específicas parecem ser de grande importância para a sobrevivência destas espécies. No entanto, o real grau de dependência e a sobrevivência na ausência dos bandos só poderia ser testado experimentalmente, o que é extremamente complicado, principalmente no caso de florestas tropicais.

Estudos futuros

Muitos estudos já foram realizados com bandos mistos de aves, no entanto ainda existe uma série de questões importantes a serem esclarecidas. De acordo com Greenberg (2000) alguns pontos para futuros estudos com bandos mistos são: 1) modo de uso, exploração e padrão de movimentação dentro do território. 2) experimentos com remoção de espécies para se entender a importâncias destas na formação do bando. 3) determinar quais as vocalizações mais eficientes para formação dos bandos. 4) verificar se ocorrem alterações na função de

liderança das espécies, conforme estas mudam de posição dentro do bando (na frente, centro ou final de bando), 5) verificar se existe uma complementação nas funções de procura de alimento, detecção de predadores e coesão do bando entre as espécies regulares ou apenas uma espécie é responsável por estas funções. 6) no caso em que existe essa complementação os benefícios são similares quando comparados a bandos em que existe apenas uma espécie cumprindo essas funções? Todas estas questões não são de fácil solução, exigindo trabalho de campo árduo e planejamentos experimentais cuidadosos. Além disso, para cada resposta encontrada, uma série de novas perguntas surge. É justamente essa dinâmica de perguntas, respostas e elaboração de novas hipóteses a serem testadas, um dos aspectos mais fascinantes em qualquer projeto de pesquisa. Assim, mais estudos enfocando questões teóricas e práticas a respeito de bandos mistos de aves trarão uma grande contribuição não só para a compreensão do fenômeno de formação de bandos em si, mas também para o conhecimento da estrutura da comunidade de aves, principalmente em áreas ainda pouco estudadas e ameaçadas como as florestas neotropicais.

Agradecimentos

Gostaria de agradecer ao colega Luís Fábio Silveira pela leitura, comentários e sugestões à este capítulo.

Bibliografia

- Aleixo, A (1997) Composition of mixed-species bird flocks and abundance of flocking species in a semideciduous forest of southeastern Brazil. *Ararajuba* 5(1): 11-18.
- Alevizon, W. S. (1976) Mixed schooling and its possible significance in a tropical western Atlantic parrotfish and sturgeon fish. *Copeia* 796 - 798.
- Buskirk, W. H., G. V. N. Powell, J. F. Wittenberger, R. E. Buskirk, T. U. Powell (1972) Interspecific bird flocks in tropical highland Panama. *The Auk* 89: 612-624.

- Davis, D. E. (1946) A seasonal analysis of mixed flocks of birds in Brazil. *Ecology*. 27: 168-181.
- Develey, P. F. (1997) *Ecologia de bandos mistos de aves de Mata Atlântica na Estação Ecológica Juréia-Itatins*. São Paulo, Brasil. Tese de Mestrado. São Paulo: IB-Universidade de São Paulo.
- _____ e C. A. Perez (2000) Resource seasonality and the structure of mixed species bird flocks in a coastal Atlantic forest of southeastern Brazil. *Journal of Tropical Ecology* 16: 33-53.
- _____ e P. C. Stouffer (no prelo) Effect of roads on movements by understory birds in mixed species flocks in Central Amazonian, Brazil. *Conservation Biology*.
- Diamond, J.M. e J. W. Terborgh (1967) Observation on bird distribution and feeding assemblages along the Rio Callaria, Department of Loreto, Peru. *Wilson Bull.* 79: 273-282.
- Goerck, J. M. (1995). *Birds of the Atlantic Forest of Brazil: Patterns of rarity and species distributions along an elevational gradient*. Tese de mestrado, Universidade de Missouri-St Louis. 99p.
- Gradwohl, J. e R. Greenberg (1980) The formation of antwren flocks on Barro Colorado Island, Panama. *The Auk*. 97 : 385-395.
- Greenberg, R. (2000) Birds of many feathers: the formation and structure of mixed species flocks of forest birds, p. 521-558. Em: S. Boinski e P. A. Garber (eds.) *On the Move*. Chicago: The University of Chicago Press.
- Hutto, R.L. (1994) The composition and social organization of mixed-species flocks in a tropical deciduous forests in western Mexico. *The Condor* 96: 105-118.
- Latta, S. C. e J. M. Wunderle (1996) The composition and foraging ecology of mixed- species flocks in pine forests of Hispaniola. *The Condor* 98: 595-607.
- Leuthold, W. (1977) *African ungulates: a comparative review of their ethology and behavioral ecology*. Springer- Verlag, New York.
- Machado, C. G. (1991) *Estrutura, composição e dinâmica de bandos mistos de aves na Mata Atlântica do alto da Serra do Paranapiacaba, S.P.* Dissertação de Mestrado, Instituto de Biologia, Unicamp. 68p.
- _____ (1999) A composição de bandos mistos de aves de Mata Atlântica da Serra de Paranapiacaba, no sudeste brasileiro. *Ver. Bras. Biol.* 59(1):75-85.
- _____ e N. M. R. Rodrigues (2000) Alteração na altura de forrageamento de espécies de aves quando associadas a bandos mistos, p. 231-239. Em: M. A. S. Alves et al. (org.) *A Ornitologia no Brasil-Pesquisa atual e perspectivas*. Rio de Janeiro: Editora Universidade Estadual do Rio de Janeiro.
- Maldonado-Coelho, M. e M. A. Marini (2000) Effects of forest fragment size and successional stage on mixed-species bird flocks in Southeastern Brazil. *The Condor* 102: 585-594.
- Morse, D.H. (1970) Ecological aspects of some mixed-species foraging flocks of birds. *Ecol. Monogr.* 40 : 119-168.

_____ (1977) Feeding behavior and predator avoidance in heterospecific groups. *BioScience* 27: 332-339.

Moynihan, M. (1962) The organization and probable evolution of some mixed - species flocks of neotropical birds. *Smithson. Misc. Coll.* 143.: 1-140.

Munn, C. A. (1985) Permanent canopy and understory flocks in Amazonia: species composition and population density. *Em: Burckley, P A. et al. (eds). Neotropical Ornithology . Ornithological Monographs.* 36: 683-712.

_____ (1986) Birds that “cry wolf”. *Nature.* 319: 143-145.

_____ e Terborgh, J.W. 1979. Multi-species territoriality in neotropical foraging flocks. *Condor.* 81: 338-344.

Pearson, D.L. (1977) Ecological relationship of small antbirds in Amazonian bird communities. *Auk.* 94: 283-292.

Peres, C. A. (1992) Prey- capture benefits in a mixed- species group of Amazonian tamarins, *Saguinus fuscicollis* and *S. mystax*. *Behav. Ecol. Sociobiol.* 31: 339-347.

Poulsen, B. O. (1996a) Structure, dynamics, home range and activity pattern of mixed-species bird flocks in a montane alder-dominated secondary forest in Ecuador . *Journal of Tropical Ecology* 12(3): 333-343.

_____ (1996b) Species composition, function and home-range of mixed-species bird flocks in a primary cloud forest in Ecuador. *Bull. B. O. C.* 116 (2): 67-74.

Powell, G.V.N. (1979) Structure and dynamics of interspecific flocks in a neotropical mid-elevation forest. *Auk.* 96: 375-390.

_____ (1985) Sociobiology and adaptative significance of heterospecific foraging flocks in the neotropics. *Em: Burckley, P A. et al. (eds). Neotropical Ornithology . Ornithological Monographs.* 36: 713-732.

_____ (1989) On the possible contribution of mixed species flocks to species richness in neotropical avifaunas. *Behav.Ecol. Sociobiol.* 24: 387-393.

Rappole, J.H. e E. S. Morton (1985) Effects of habitat alteration on a tropical avian forest community. *Em: Burckley, P A. et al. (eds). Neotropical Ornithology . Ornithological Monographs.* 36: 1013-1021.

Robinson, S. K., J. W. Terborgh e C. A. Munn (1990) Lowland tropical forest bird communities of a site in Western Amazonia. *Em: Keast. A (ed.) Biogeography and ecology of forest bird communities.:* 229-258.

Stotz, D.F. (1993) Geographic variation in species composition of mixed species flocks in lowland humid forest in Brazil. *Papéis Avulsos de Zool.* 38 (4) : 61-75.

Stouffer, P. C. e R. O. Bierregaard (1995) Use of Amazonian forest fragments by understory insectivorous birds. *Ecology* 76(8): 2429-2445.

Struhsaker, T. T. (1981) Polyspecific associations among tropical rain - forest primates. *Z. Tierpsychol.* 57: 268-304.

Terborgh, J. W. (1990) Mixed flocks and polyspecific associations: costs and benefits of mixed groups to birds and monkeys. *American Journal of Primatology* 21: 87-100.

Thiollay, J. M. (1992) The influence of selective logging on birds species diversity in Guianian rain forest. *Conserv. Biol.* 6(1): 47-63.

Valente, R. M. (2000) Ecologia de bandos mistos do sub-bosque da floresta de terra firme em Caxiuanã, Pará. *Res. VIII Cong. Bras. Ornitol.*, 80.

Willis, E.O. e Y. Oniki (1978) Birds and army ants. *Ann. Rev. Ecol. Syst.* 9:243-263.

Wilson, E.O. (1975) *Sociobiology: the new synthesis*. Harvard University Press, Cambridge, Massachusetts.

Winterbottom, J. M. (1943) On woodland bird parties in northern Rhodesia. *Ibis.* 85: 437-442.

Wittenberger, J.F. (1981) *Animal Social Behaviour* . Duxbury Press, Boston.

A conservação das aves frugívoras

Marco A. Pizo⁶

Introdução

Aves frugívoras de médio e grande porte (i.e. aquelas que incluem regularmente frutos e/ou sementes na dieta e que possuem peso superior a 50 g, tratadas genericamente neste capítulo como aves frugívoras, *sensu lato*) despertam nossa admiração devido à sua coloração (e.g. surucuás), formas excêntricas (e.g. tucanos) e tamanho (e.g. calaus, Bucerotidae). Por isso, não raramente são escolhidas como símbolos dos países onde habitam (e.g. o quetzal, *Pharomachrus mocinno*, Trogonidae, na Costa Rica).

Aparte a beleza estética, as aves frugívoras são importantes na estrutura das comunidades de aves tropicais. No Parque Nacional de Manu, na Amazônia peruana, as aves frugívoras são responsáveis por mais de 50% da biomassa de toda a comunidade de aves, embora representem menos de 10% das espécies (Terborgh *et al.* 1990). Ao interagirem com as plantas, as aves frugívoras desempenham importantes funções ecológicas. As espécies granívoras agem como predadoras de sementes e podem ter um impacto considerável no sucesso reprodutivo das plantas (Janzen 1969, Galetti e Rodrigues 1992, Figueiredo 1996). Por outro lado, aquelas interessadas mais na polpa que nas sementes são as principais (ou, às vezes, exclusivas) dispersoras de sementes das várias espécies de plantas ornitocóricas que produzem frutos com diâmetro acima de 1,5 cm (Silva e Tabarelli 2000). E não são poucas as plantas com esta característica. Em recente artigo, Silva e Tabarelli (2000) calcularam que 31.6% da flora arbórea que ocorre nos fragmentos de Mata Atlântica do nordeste do Brasil estão supostamente ameaçadas devido ao desaparecimento dos dispersores de suas

sementes, aves frugívoras de médio e grande porte. A extinção local destas aves pode levar à extinção das plantas cujas sementes dispersam ou, no mínimo, a alterações no recrutamento das populações das plantas e na estrutura das comunidades vegetais (Howe 1984, Chapman e Chapman 1995).

Não é apenas na altamente fragmentada Mata Atlântica nordestina (Ranta *et al.* 1998) que as interações envolvendo aves frugívoras e plantas correm o risco de serem alteradas. Por todo o país ocorrem a destruição e alteração dos ambientes naturais (Nepstad *et al.* 1997) e as aves frugívoras são particularmente sensíveis a estas práticas (Terborgh 1974, Willis 1979). Além disso, estas aves figuram entre os alvos prediletos dos caçadores, o quê pode reduzir drasticamente suas populações (Redford 1992, Galetti *et al.* 1997, Peres 2000). Não é por acaso, portanto, que as aves brasileiras extintas em tempos históricos (e.g. arara-azul-pequena *Anodorhynchus glaucus*), ou em vias de extinção (e.g. mutum-do-nordeste *Mitu mitu*, ararinha-azul *Cyanopsitta spixi*), são frugívoras. Segundo Goerck (1997), na Mata Atlântica brasileira as aves frugívoras (*sensu strictu*) formam atualmente a guilda mais ameaçada de extinção. Das 69 espécies incluídas nesta guilda, 26 (38%) são altamente vulneráveis à extinção a curto prazo.

Infelizmente as aves frugívoras apresentam características que dificultam sua conservação: baixa densidade, baixa taxa de natalidade, realizam deslocamentos periódicos e possuem grandes áreas de vida (Strahl e Grajal 1991, Strahl *et al.* 1997). Este capítulo tem como objetivo analisar tais características e apontar estratégias para a conservação das aves frugívoras e de suas interações mutualísticas com as plantas. São enfocados

principalmente trabalhos feitos na região Neotropical, com especial ênfase no Brasil. Características das aves frugívoras importantes para a conservação.

Demografia

Aspectos demográficos das aves frugívoras importantes para sua conservação são a baixa densidade populacional e igualmente baixa taxa de reprodução. A densidade populacional mantém, a grosso modo, uma relação inversa com o tamanho corporal da ave (Wiens 1992, Thiollay 1994). Assim, boa parte das aves frugívoras ocorre em densidades muito baixas. Novamente em Manu, no Peru, Terborgh *et al.* (1990) calcularam que 26 de 49 espécies de aves frugívoras ocorriam em densidades iguais ou inferiores a um par/100 ha (veja também Thiollay 1994). Em um dos parques de Mata Atlântica mais bem preservados, o Parque Estadual Intervales no sul do estado de São Paulo, Guix *et al.* (1997) estimaram em 1,4 e 1,7 indivíduos/km² as densidades da jacutinga (*Pipile jacutinga*) e do jacu (*Penelope obscura*), respectivamente. Densidades tão baixas naturalmente implicam em grandes unidades de conservação para a preservação destas espécies.

Em relação à taxa reprodutiva, eventos reprodutivos espaçados por 2-3 anos não são incomuns para as aves frugívoras. Além disso, como ocorre com os psitacídeos, apenas uma pequena parte da população (15-30% para a arara-azul *Anodorhynchus hyacinthinus*; Munn *et al.* 1989) reproduz anualmente (veja também Munn 1988). Estas características, somadas à maturidade sexual tardia e à mortalidade natural dos indivíduos jovens, resultam em um recrutamento muito baixo. Assim, para a arara-azul, calcula-se que 100 pares produzem anualmente de sete a 25 filhotes (Thomsen e Brautigam 1991). Para os cracídeos Silva e Strahl (1991) calcularam que em média um adulto necessita de seis anos para produzir um outro indivíduo reprodutivo. Portanto, a morte ou captura de indivíduos adultos destas aves

pode representar um considerável impacto negativo sobre suas populações.

Deslocamentos

Duas características importantes dos frutos como fonte de alimento são a distribuição agregada (i.e. nas copas das plantas) e a variação espacial e temporal em sua disponibilidade (Fleming 1992). A maioria das formações vegetais passa por um ou mais períodos de relativa escassez de frutos ao longo do ano (van Schaik *et al.* 1993) que obrigam as aves frugívoras a alterar a dieta (Galetti 1993) ou realizar deslocamentos em busca de novas áreas de alimentação (Leighton e Leighton 1983, Wheelwright 1983, Loiselle e Blake 1991, Kinnaird *et al.* 1996, Galetti *et al.* 2000). Tais deslocamentos podem envolver movimentos regionais, migrações altitudinais ou latitudinais (Fleming 1992).

Os deslocamentos regionais frequentemente envolvem movimentos entre ambientes em diferentes estágios sucessionais. Levey (1988), por exemplo, verificou que algumas aves frugívoras da Reserva Biológica de La Selva, na Costa Rica, deslocavam-se da floresta primária para áreas com vegetação secundária quando a quantidade de frutos do primeiro ambiente diminuía em relação ao segundo. De fato, não é raro que a vegetação secundária produza maior quantidade de frutos que a vegetação primária, particularmente frutos pequenos característicos de plantas pioneiras, constituindo-se assim em importantes áreas para aves migrantes (Martin 1985, Loiselle e Blake 1991). Por outro lado, aves estreitamente relacionadas a um determinado grupo de frutos percorrem o ambiente buscando-os independentemente do estágio sucessional da vegetação. É o que ocorre com os calaus que se deslocam pelas florestas do sudeste asiático à procura dos frutos das figueiras (Moraceae; Leighton e Leighton 1983, Kinnaird *et al.* 1996). Os deslocamentos regionais podem ser regulares, geralmente seguindo uma periodicidade anual relacionada ao ciclo reprodutivo, ou não. Assim, o hábito

nômade de algumas espécies de aves classificadas como “vagantes” ou “ocasionais” em levantamentos de avifauna (veja, por exemplo, Aleixo e Vielliard 1995, Aleixo e Galetti 1997), pode estar relacionado a deslocamentos irregulares ditados pela busca de frutos (e.g. o sabiá-una *Platycichla flavipes*, Aleixo e Vielliard 1995; pombas na Austrália, Crome 1975, Innis 1989).

Exemplo bem conhecido de migração altitudinal é dado pelas populações de quetzal na Costa Rica. Esta ave florestal se reproduz em áreas montanhosas com altitudes entre 1500 a 1800 m, deslocando-se em seguida para cotas situadas entre 700 a 1100 m (Young e McDonald 2000). Tal deslocamento está supostamente relacionado à disponibilidade de frutos da família Lauraceae que perfazem boa parte da dieta do quetzal (Wheelwright 1983). No Brasil a migração altitudinal de aves frugívoras ainda não foi adequadamente estudada, apesar de várias observações que indicam sua ocorrência, particularmente na Mata Atlântica do sul e sudeste (Pizo *et al.* 1995, Sick 1997, Bencke e Kindel 1999). Nesta formação florestal, os movimentos de aves como a jacutinga (Sick 1997, Collar *et al.* 1992) e o pavó (*Pyroderus scutatus*; obs. pes.) podem estar relacionados à frutificação do palmitreiro (*Euterpe edulis*, Arecaceae) que se inicia mais cedo nas áreas mais baixas. Para a jacutinga, no entanto, grandes e conspícuas migrações não mais ocorrem devido à drástica redução de suas populações (Galetti *et al.* 1997). Padrões mais complexos de deslocamentos que envolvem não apenas migrações altitudinais, mas também deslocamentos entre áreas localizadas na mesma altitude, também ocorrem entre as aves frugívoras, como verificado para a araponga *Procnias tricarunculata* (Cotingidae) na Costa Rica (Young e McDonald 2000).

Várias são as espécies de aves frugívoras que realizam migrações de grande amplitude latitudinal (Hagan e Johnston 1992). Levey e Stiles (1992) desenvolveram a hipótese de que a necessidade de se deslocar em busca de frutos teria historicamente predisposto as aves frugívoras a realizarem migrações latitudinais.

Assim, estas aves estariam mais bem representadas entre os migrantes atuais do que seria esperado (mas veja Chesser e Levey 1998). Ao longo de sua rota migratória, os migrantes latitudinais podem localmente assumir importante papel como dispersores de sementes (Howe e de Steven 1979, Blake e Loiselle 1992, Galetti e Pizo 1996). Em áreas temperadas do hemisfério norte, a maciça presença de aves frugívoras em rota de migração durante certa época do ano foi sugerida como importante pressão seletiva sobre a fenologia reprodutiva das plantas ornitocóricas e a composição química de seus frutos (Thompson e Willson 1979, Herrera 1995).

Conseqüência direta dos movimentos realizados pelas aves frugívoras é a variabilidade temporal que caracteriza muitas de suas populações (Loiselle e Blake 1992). Tal variabilidade pode ser agravada por eventos climáticos e alterações de habitat que ocorrem ao longo de suas rotas de deslocamento, o que tornam estas espécies particularmente sensíveis à extinção ou reduções populacionais significativas (Terborgh e Winter 1980, Karr 1982).

Ameaças às aves frugívoras

Perda e alteração do habitat

De maneira geral, a perda de habitat devido à supressão total da vegetação ou à sua descaracterização em conseqüência da fragmentação, extração de madeira ou fogo, constitui-se na principal ameaça às aves frugívoras. Estas estão entre as primeiras a desaparecerem de áreas fragmentadas (Willis 1979). Tal desaparecimento pode ocorrer devido a vários fatores não mutuamente exclusivos que, direta ou indiretamente, tornam os fragmentos ambientes impróprios para as aves frugívoras.

O fragmento pode simplesmente ser pequeno demais para conter a área que estas aves necessitam para viver ao longo do ano,

ou para manter uma população que seja, a longo prazo, geneticamente estável (Franklin 1980, Lynch e Lande 1998). Além disso, o isolamento do fragmento pode impedir os deslocamentos das aves para outras áreas em épocas de escassez de frutos. Efeitos indiretos estão relacionados a modificações na estrutura e composição da vegetação e a alterações nas relações tróficas no interior do fragmento. As modificações na estrutura e composição da vegetação advêm de alterações microclimáticas (e.g., diminuição da umidade e aumento na ação dos ventos próximo às bordas do fragmento) e de perturbações antrópicas (e.g., retirada de madeira, incêndios). Tais perturbações podem não somente alterar a abundância relativa das espécies de plantas como também diminuir a disponibilidade de locais de nidificação para as aves frugívoras, especialmente aquelas que constroem seus ninhos em ocos de árvores (Guix *et al.* 1999). Assim, ao diminuir a complexidade da vegetação, a fragmentação pode provocar a perda de certas aves frugívoras e a conseqüente simplificação na comunidade de dispersores de sementes que, por sua vez, pode levar a novas alterações na composição e estrutura da vegetação (Howe 1984, Pizo 1997, Restrepo *et al.* 1997). Por outro lado, alguns predadores de ovos (e.g., gambás *Didelphis* spp., macacos-prego *Cebus apella*) têm suas densidades aumentadas em fragmentos florestais (Fonseca e Robinson 1990) e podem constituir-se em um fator adicional de declínio para as populações de aves frugívoras que vivem em fragmentos (Willis 1979).

A Mata de Santa Genebra no município de Campinas, São Paulo, constitui-se em exemplo didático a respeito dos efeitos da fragmentação sobre as aves frugívoras. Composta por mata mesófila semidecídua e há décadas isolada por vários quilômetros de qualquer outra porção de mata, este fragmento de 250 ha sofreu ao longo dos anos a perda de várias espécies de aves frugívoras, documentada por Willis (1979) e Aleixo e Vielliard (1995). Trogonídeos e cotingídeos não ocorrem mais na reserva, enquanto cracídeos e ranfastídeos são muito raros ou representados

apenas por indivíduos esporádicos, respectivamente.

Porções de floresta maiores que a Mata de Santa Genebra, porém com um longo histórico de perturbação também não escaparam à extinção local de aves frugívoras. É o caso, por exemplo, das Ilhas de São Sebastião no litoral paulista (Olmos 1996) e de Santa Catarina (Rodrigues 1997). Ambas perderam espécies de tinamídeos, cracídeos, ranfastídeos e cotingídeos.

A extração de madeira, mesmo que conduzida de maneira seletiva, afeta a estrutura e composição da vegetação e pode influenciar negativamente algumas aves frugívoras (Thiollay 1992, Aleixo 1999). A retirada de palmito (*Euterpe edulis*, Arecaceae) na Mata Atlântica, por exemplo, afeta as aves frugívoras não somente pela ausência de seus frutos, importante alimento para algumas delas (Galetti *et al.* 1999), como também pela modificação do sub-bosque da floresta causada pelo processo de retirada. Assim, Galetti e Aleixo (1998) verificaram que a retirada do palmito aparentemente impossibilita a permanência na área de certas aves frugívoras (e.g., tucano-do-bico-preto *Ramphastos vitellinus* e sabiá-pimenta *Carpornis melanocephalus*), embora não afete outras espécies.

Caça

As aves frugívoras estão entre os alvos prediletos dos caçadores habitantes das chamadas “comunidades tradicionais”, que englobam indígenas e colonizadores mais recentes (Redford e Robinson 1987). Na região Neotropical, figuram entre estas aves representantes das famílias Cracidae, Tinamidae, Psophiidae, Ramphastidae e Psittacidae (Redford 1992, Silva e Strahl 1991, Peres 2000). A caça, seja ela de subsistência ou comercial, reduz drasticamente as populações destas aves e, associada à baixa taxa de natalidade, impede a recuperação numérica de suas populações (Silva e Strahl 1991).

Para algumas espécies (e.g. macuco

Tinamus solitarius, jacutinga) a caça é o principal fator de declínio (Sick e Teixeira 1979, Collar *et al.* 1992). A jacutinga é um exemplo típico. Espécie inicialmente abundante na Serra do Mar, foi avidamente caçada no final do século 19 e início do 20 (Sick [1997] cita fotografias tiradas entre 1930 e 1940 que mostram “pirâmides” de jacutingas abatidas na região de Londrina) e atualmente ocorre em pequenos números em pontos isolados de sua outrora ampla distribuição (Galetti *et al.* 1997).

Na Amazônia brasileira, Peres (2000) calculou que de 22 a 55 milhões de aves são consumidos anualmente pela população rural e indígena, mais de 99% delas frugívoras. Deve-se lembrar que muitas aves, apesar de mortalmente atingidas durante as caçadas, não são recuperadas pelos caçadores e, portanto, não fazem parte deste cálculo, o que eleva ainda mais o número de aves abatidas anualmente.

Comércio ilegal

O comércio ilegal afeta principalmente as espécies de psitacídeos e há longo tempo é reconhecido como uma das principais causas para o declínio destas espécies (Collar e Juniper 1992). Baseado na captura de filhotes na natureza, este comércio abastece o mercado nacional e internacional de animais de estimação (Pinho e Nogueira 2000). Das 95 espécies de psitacídeos atualmente em risco de extinção no mundo, calcula-se que 36 (37,9%) o estejam devido ao comércio ilegal (Snyder *et al.* 2000). Para termos uma idéia da magnitude deste comércio, estima-se que cerca de 1,4 milhões de psitacídeos foram exportados a partir de países sul-americanos no período de 1982 a 1986 (Thomsen e Brautigan 1991). Mais uma vez as estatísticas são imprecisas, pois muitos animais morrem durante o processo de captura e confinamento, antes mesmo de serem comercializados. Segundo Iñigo-Elias e Ramos (1991), a mortalidade pré-comercialização pode chegar a 60% para psitacídeos mexicanos.

Estratégias para conservação

A principal e mais eficiente estratégia para a conservação a curto prazo das aves frugívoras não difere daquela indicada para qualquer outro grupo de ave, ou seja, a implantação e efetiva proteção de unidades de conservação de uso restrito suficientemente grandes para manter populações geneticamente viáveis destas aves. Tendo em vista que muitas aves frugívoras realizam deslocamentos periódicos, tais áreas devem idealmente abranger todos os locais por elas freqüentados ao longo do ano. Na Mata Atlântica do sul e sudeste do Brasil, isto significa conservar também áreas situadas abaixo da cota dos 100 m de altitude importantes para aves endêmicas e migrantes altitudinais (Goerck 1999). Infelizmente estas são exatamente as áreas mais exploradas pelo mercado imobiliário e para a agricultura; daí a importância de reservas como a Reserva Biológica de Sooretama no Espírito Santo, a Estação Ecológica da Juréia-Itatins e o Parque Estadual Intervales em São Paulo, que conservam porções de Mata Atlântica em terras baixas.

Ao preservar ambientes naturais, pequenos fragmentos de vegetação nativa e áreas cobertas por vegetação secundária não podem ser negligenciados. Tais áreas são importantes para as aves em deslocamento (Martim 1985, Levey 1988) e contribuem para a manutenção da diversidade regional (Johns 1991, Marsden *et al.* 2000). Deve por isso ser incentivada a implantação e manutenção das Reservas Particulares de Patrimônio Natural (RPPNs) instituídas pelo Instituto Brasileiro do Meio Ambiente (IBAMA) e em boa parte compostas por pequenas áreas onde predomina a vegetação secundária.

Para resultados a longo prazo, outras estratégias podem ser adotadas. Como muitas aves frugívoras são chamativas devido ao seu colorido e porte, é possível despertar em populações humanas locais interesse pela sua preservação. Desta forma, programas de educação bem conduzidos ajudaram a recuperar as populações de algumas espécies

de psitacídeos endêmicos das ilhas caribenhas (e.g. papagaio de Porto Rico *Amazona vittata*; Snyder *et al.* 1987).

Para determinados grupos de aves frugívoras, há ainda estratégias específicas de conservação. No caso dos psitacídeos, por exemplo, além do óbvio e urgente controle da degradação ambiental e do comércio ilegal, uma série de práticas pode ser implementada para aumentar o recrutamento das populações naturais. Tais práticas envolvem o fornecimento de ninhos artificiais (Beissinger e Bucher 1991, Guedes 1996), a proteção dos ninhos contra predadores (Snyder *et al.* 1987) e o manejo das posturas pela retirada dos últimos ovos postos (geralmente fadados ao insucesso) e transferência para outros ninhos ou para incubadoras artificiais (Beissinger e Bucher 1991). A criação em cativeiro também vem sendo adotada para psitacídeos (Sanz e Grajal 1998) e outros grupos de aves (e.g. cracídeos; Pereira e Wajntal 1999). Entretanto, devido às inúmeras dificuldades no processo de criação, os resultados vêm sendo bastante variados e, às vezes, desanimadores (Snyder *et al.* 1987, 2000). Por isso, a criação em cativeiro com objetivo conservacionista deve ser empregada apenas quando associada a um cuidadoso programa de reintrodução na natureza, e apenas para espécies cujas

populações naturais estão extintas ou em vias de extinção (e.g. *Mitu mitu*, *Cyanopsitta spixii*), para as quais não há estratégia alternativa (Wajntal e Silveira 2000).

Em conclusão, o sucesso das estratégias acima citadas e outras desenvolvidas para a conservação de outros grupos animais, mas que eventualmente podem ser aplicados às aves frugívoras (e.g. ecoturismo; Snyder *et al.* 2000), depende em grande parte de estudos de campo inexistentes para a maioria delas. Prioritariamente estes estudos devem ter como objetivo identificar as causas que levam ao declínio das populações naturais de aves frugívoras e investigar aspectos relacionados à demografia destas aves (e.g. taxa de natalidade, sobrevivência, produtividade, densidade; Silva e Strahl 1991). Realizar ou promover a realização destes é contribuir para a conservação das aves frugívoras e, indiretamente, das plantas com as quais elas mantêm relações mutualísticas.

Agradecimentos

Sou grato a Mauro Galetti pelas sugestões ao manuscrito e empréstimo de importante literatura. Este trabalho foi redigido enquanto o autor recebia bolsa da FAPESP (proc. no. 98/11185-0).

Bibliografia

- Aleixo, A. (1999) Effects of selective logging on a bird community in the Brazilian Atlantic Forest. *Condor* 101:537-548.
- _____ e J. M. E. Vielliard (1995) Composição e dinâmica da avifauna da mata de Santa Genebra, Campinas, São Paulo, Brasil. *Rev. Bras. Zool.* 12:493-511.
- _____ e M. Galetti (1997) The conservation of the avifauna in a lowland Atlantic Forest in south-east Brazil. *Bird. Cons. Int.* 7:235-261.
- Beissinger, S. R e E. H. Bucher (1992) Sustainable harvesting of parrots for conservation. p. 73-115. Em: S. R. Beissinger e N. F. R. Snyder (eds.) *New World parrots in crisis: solutions from conservation biology*. Whashington: Smithsonian Inst. Press.
- Bencke, G. A. e A. Kindel (1999) Bird counts along an elevational gradient of Atlantic forest in northeastern Rio Grande do Sul, Brazil. *Ararajuba* 7:91-107.

- Blake, J. G. e B. A. Loiselle (1992) Fruits in the diets of neotropical migrating birds in Costa Rica. *Biotropica* 24:200-210.
- Chapman, C. A e L. J. Chapman (1995) Survival without dispersers: seedling recruitment under parents. *Cons. Biol.* 9:675-678.
- Chesser, R. T e D. J. Levey (1998) Austral migrants and the evolution of migration in New World birds: diet, habitat, and migration revisited. *Am. Nat.* 152:311-319.
- Collar, N. J. e A. T. Juniper (1992) Dimension and causes of the parrot conservation crisis. p. 1-24. Em: S. R. Beissinger e N. F. Snyder (eds.) *New World parrots in crisis: solutions from conservation biology*. Washington: Smithsonian Institution Press.
- _____, L. P. Gonzaga, N. Krabbe, A. Madroño-Nieto, L. G. Naranjo, T. A. Parker e D. C. Wege (1992) *Threatened birds of the Americas*. Cambridge: ICBP.
- Crome, F. H. J. (1975) The ecology of fruit pigeons in tropical northern Queensland. *Aust. Wildl. Res.* 2:155-185.
- Figueiredo, R. A. (1996) Complex interactions in nature: parrotlet feeding on fig fruits lessens seed dispersal and pollen flow. *Ciência e Cultura* 48:282-283.
- Fleming, T. H. (1992) How do fruit- and nectar-feeding birds and mammals track their food resources? p. 355-391. Em: M. D. Hunter, T. Ongushi e P. W. Price (eds.). *Effects of resource distribution on animal-plant interactions*. San Diego: Academic Press.
- Fonseca, G. A. B. e J. G. Robinson (1990) Forest size and structure: competitive and predatory effects on small mammal communities. *Biol. Cons.* 53:265-294.
- Franklin, I. R. (1980) Evolutionary change in small populations. p. 135-150. Em: M. E. Soulé e B. A. Wilcox (eds.). *Conservation biology: an evolutionary-ecological perspective*. Sunderland: Sinauer.
- Galetti, M. (1993) Diet of the Scaly-headed Parrot (*Pionus maximiliani*) in a semideciduous forest in southeastern Brazil. *Biotropica* 25:419-425.
- _____, e A. Aleixo (1998) Effects of palm heart harvesting on avian frugivores in the Atlantic rain Forest of Brazil. *J. Appl. Ecol.* 35:286-293.
- _____, e M. A. Pizo (1996) Fruit eating by birds in a forest fragment in southeastern Brazil. *Ararajuba* 4:71-79.
- _____, e M. Rodrigues (1992) Comparative seed predation on pods by parrots in Brazil. *Biotropica* 24:222-224.
- _____, P. Martuscelli, F. Olmos e A. Aleixo (1997) Ecology and conservation of the jacutinga *Pipile jacutinga* in the Atlantic forest of Brazil. *Biol. Cons.* 82:31-39.
- _____, V. B. Zipparro e P. C. Morellato (1999) Fruiting phenology and frugivory on the palm *Euterpe edulis* in a lowland Atlantic Forest of Brasil. *Ecotropica* 5:115-122.

_____, R. Laps e M. A. Pizo (2000) Frugivory by toucans (Ramphastidae) in two altitudes in the Atlantic forest of Brazil. *Biotropica* (no prelo).

Goerck, J. M. (1997) Patterns of rarity in the birds of the Atlantic Forest of Brazil. *Cons. Biol.* 11:112-118.

_____ (1999) Distribution of birds along an elevational gradient in the Atlantic forest of Brazil: implications for the conservation of endemic and endangered species. *Bird Cons. Int.* 9:235-253.

Guedes, N. M. R. (1996) Biologia e conservação da arara-azul *Anodorhynchus hyacinthinus* no Pantanal. p. 97-100. Em: J. M. E. Vielliard, M. L. Silva e W. R. Silva (eds.) *Anais V Cong. Bras. Ornit.* Campinas: UNICAMP.

Guix, J. C., S. Mañosa, V. Pedrocchi, M. J. Vargas e F. L. Souza (1997) Census of three frugivorous birds in an Atlantic rainforest area of southeastern Brazil. *Ardeola* 44:229-233.

_____, M. Martín e S. Mañosa (1999) Conservation status of parrot populations in an Atlantic rainforest area of southeast Brazil. *Biodiv. Cons.* 8:1079-1088.

Hagan, J. M. E D. W. Johnston (eds.) (1992) *Ecology and conservation of neotropical migrant landbirds*. Washington: Smithsonian Inst. Press.

Herrera, C. M. (1995) Plant-vertebrate seed-dispersal systems in the Mediterranean: ecological, evolutionary and historical determinants. *Ann. Rev. Ecol. Syst.* 26:705-727.

Howe, H. F. (1984) Implications of seed dispersal by animals for tropical reserve management. *Biol. Cons.* 30:264-281.

_____ e D. de Steven (1979) Fruit production, migrant bird visitation and seed dispersal of *Guarea glabra* in Panama. *Oecologia* 59:1-12.

Iñigo-Elias, E. E. e M. A. Ramos (1991) The psittacine trade in Mexico. p. 380-392. Em: J. G. Robinson e K. H. Redford (eds.). *Neotropical wildlife use and conservation*. Chicago: The University of Chicago Press.

Innis, G. J. (1989) Feeding ecology of fruit pigeons in subtropical rainforests of southeastern Queensland. *Aust. Wildl. Res.* 16:365-394.

Janzen, D. H. (1969) Seed eaters versus seed size, number, toxicity, and dispersal. *Evolution* 23:1-27.

Johns, A. D. (1991) Responses of Amazonian rain forest birds to habitat modification. *J. Trop. Ecol.* 7:417-437.

Karr, J. R. (1982) Population variability and extinction in the avifauna of a tropical land bridge island. *Ecology* 63:1975-1978.

Kinnaird, M. F., T. G. O'Brien e S. Suryardi (1996) Population fluctuation in Sulawesi Red-knobbed Hornbills: tracking figs in space and time. *Auk* 113:431-440.

- Leighton, M. e D. Leighton. (1983) Vertebrate responses to fruiting seasonality within a Bornean rain forest, p. 197-209. Em: S. L. Sutton, Whitmore, T. C. e A. C. Chadwick (eds.) *Tropical rain forest: ecology and management*. Oxford: Blackwell Scientific Publications.
- Levey, D. J. (1988) Spatial and temporal variation in Costa Rican fruit and fruit-eating bird abundance. *Ecol. Monogr.* 58:251-269.
- _____ e F. G. Stiles (1992) Evolutionary precursors of long-distance migration: resource availability and movement patterns in Neotropical landbirds. *Am. Nat.* 140:447-476.
- Loiselle, B. A. e J. G. Blake. (1991) Temporal variation in birds and fruits along an elevational gradient in Costa Rica. *Ecology* 72:180-193.
- _____ e J. G. Blake. (1992) Population variation in a tropical bird community. *Bioscience* 42:838-845,
- Lynch, M. e M. Lande (1998) The critical effective size for a genetically secure population. *Anim. Cons.* 1:70-72.
- Marsden, S. J., M. Whiffin, L. Sadgrove e P. Guimarães Jr. (2000) Parrot populations and habitat use in and around two lowland Atlantic forest reserves, Brazil. *Biol. Cons.* 96: 209-217.
- Martin, T. E. (1985) Selection of second-growth woodlands by migrating birds in Panama: an effect of fruit size and plant diversity? *J. Trop. Ecol.* 1:157-170.
- Munn, C. A. (1988) Macaw biology in Manu National Park, Peru. *Parrot Letter* 1:18-21.
- _____, J. B. Thomsen e C. Yamashita (1989) The Hyacinth Macaw. p. 404-419. Em: W. J. Chandler (ed.) *Audubon Wildlife Report* 1989. Nova York: Academic Press.
- Nepstad, D. C., C. A. Klink, C. Uhl, I. C. Vieira, P. Lefebvre, M. Pedlowski, E. Matricardi, G. Negreiros, I. F. Brown, E. Amaral, A. Homma e R. Walker (1997) Land-use in Amazônia and the cerrado of Brazil. *Ciência e Cultura* 49:73-86.
- Olmos, F. (1996) Missing species in São Sebastião Island, southeastern Brazil. *Papéis Avul. Zool.* 39:329-349.
- Pereira, S. L. e A. Wajntal (1999) Reintroduction of guans of the genus *Penelope* (Cracidae, Aves) in reforested areas: assessment by DNA fingerprinting. *Biol. Cons.* 87:31-38.
- Peres, C. A. (2000) Effects of subsistence hunting on vertebrate community structure in Amazonian forests. *Cons. Biol.* 14:240-253.
- Pinho, J. B. e F. M. B. Nogueira (2000) Mostra de retirada de psitacídeos em cativeiro na cidade de Cuiabá e Pantanal de Poconé, Mato Grosso, no período de 1995-1997. *Ararajuba* 8:51-53.
- Pizo, M. A. (1997) Seed dispersal and predation in two populations of *Cabralea canjerana* (Meliaceae) in the Atlantic forest of southeastern Brazil. *J. Trop. Ecol.* 13:559-578.

_____, I. Simão e M. Galetti (1995) Diet and flock size of sympatric parrots in the Atlantic forest of southeastern Brazil. *Omitologia Neotropical* 6:87-95.

Ranta, P., T. Blom, J. Niemelä, E. Joensuu e M. Siitinen (1998) The fragmented Atlantic rain forest of Brazil: size, shape and distribution of forest fragments. *Biod. Cons.* 7:385-403.

Redford, K. H. (1992) The empty forest. *Bioscience* 42:412-422.

_____ e J. G. Robinson (1987) The game of choice: patterns of indian and colonist hunting in the neotropics. *Am. Anthropol.* 89:650-667.

Restrepo, C., L. M. Renjifo e P. Marples (1997) Frugivorous birds in fragmented Neotropical montane forests: landscape pattern and body mass distribution. p. 171-189. Em: W. F. Laurance e R. O. Birregaard Jr. (eds.) *Tropical Forest remnants: ecology, management, and conservation of fragmented communities*. Chicago: University of Chicago Press.

Rodrigues, M. (1997) Extinção de espécies em unidades de conservação: o caso da Ilha de Santa Catarina. p. 441-453. In: *Anais do I Congresso Brasileiro de Unidades de Conservação*. Curitiba: UNILIVRE.

Sanz, V. e A. Grajal (1998) Successful reintroduction of captive-raised Yellow-shouldered Amazon parrots on Margarita Island, Venezuela. *Cons. Biol.* 12:430-441.

Sick, H. (1997) *Omitologia Brasileira*. Rio de Janeiro: Editora Nova Fronteira.

_____ e D. M. Teixeira (1979) Notas sobre espécies brasileiras raras ou ameaçadas de extinção. *Publicações Avulsas do Museu Nacional* no. 62.

Silva, J. L. e (1991) Humam impact on populations of chachalacas, guans and curassows (Galliformes: Cracidae) in Venezuela. p. 37-52. Em: J. G. Robinson e K. H. Redford (eds.). *Neotropical wildlife use and conservation*. Chicago: The University of Chicago Press.

Silva, J. M. C. e Tabarelli, M. (2000) Tree species impoverishment and the future flora of the Atlantic forest of northeast Brazil. *Nature* 404:72-74.

Snyder, N. F. R., J. W. Wiley e C. B. Kepler (1987) *The parrots of Luquillo: natural history and conservation of the Puerto Rican Parrot*. Los Angeles: Western Foundation of Vertebrate Zoology.

_____, P. McGowan, J. Gilardi e A. Grajal (2000) *Parrots: status survey and conservation action plan 2000-2004*. Cambridge: IUCN.

Strahl S. D. e A. Grajal (1991) Conservation of large avian frugivores and the management of Neotropical protected areas. *Oryx* 25:50-55.

_____, S. Beaujon, D. M. Brooks, A. J. Begazo, G. Sedaghatkish e F. Olmos (1997) *The Cracidae: their biology and conservation*. Washington: Hancock House Publishers.

Terborgh, J. (1974) Preservation of natural diversity: the problem of extinction-prone species. *Bioscience* 24:153-169.

_____ e B. Winter (1980) Some causes of extinction. p. 119-133. Em: M. E. Soulé e B. A. Wilcox (eds). *Conservation Biology: an evolutionary-ecological perspective*. Sunderland: Sinauer.

_____, S. K. Robinson, T. A. Parker III, C. A. Munn e N. Pierpont (1990) Structure and organization of an Amazonian forest bird community. *Ecol. Monogr.* 60:213-238.

Thiollay, J. M. (1992) Influence of selective logging on bird species diversity in a Guianan rain forest. *Cons. Biol.* 1:47-63.

_____ (1994) Structure, density and rarity in an Amazonian rainforest bird community. *J. Trop. Ecol.* 10:449-481.

Thompson, J. N. e M. F. Willson. (1979) Evolution of temperate fruit/bird interactions: phenological strategies. *Evolution* 33: 973-982.

Thomsen, J. B. e A. Brautigan (1991) Sustainable use of neotropical parrots. p. 359-379. Em: J. G. Robinson e K. H. Redford (eds.). *Neotropical wildlife use and conservation*. Chicago: The University of Chicago Press.

van Schaik, C. P., J. W. Terborgh e S. J. Wright. 1993. The phenology of tropical forests: adaptive significance and consequences for primary consumers. *Ann. Rev. Ecol. Syst.* 24:353-377.

Wajntal, A. e L. F. Silveira (2000) A soltura de aves contribui para a sua conservação? *Atualidades Ornitológicas* 98:7.

Wheelwright, N. T. (1983) Fruits and the ecology of resplendent quetzals. *Auk* 100:286-301.

Wiens, J. A. (1992) *The ecology of bird communities*, v. 1. Cambridge: Cambridge Univ. Press.

Willis, E. O. (1979) The composition of avian communities in remanescent woodlots in southern Brazil. *Papéis Avulsos de Zoologia* 33:1-25.

Young, B. E. e D. B. McDonald (2000) Birds. p. 179-222. Em: N. M. Nadkarni e N. T. Wheelwright. *Monteverde: ecology and conservation of a tropical cloud forest*. Oxford: Oxford University Press.

Estudos de ecologia de aves na Ilha Grande, Rio de Janeiro

Maria Alice dos Santos Alves⁷

A Floresta Atlântica é um dos ecossistemas com maior biodiversidade do mundo que, se considerada por unidade de área, excede à da Amazônia para alguns grupos. Além disso, possui um nível de endemismo mais elevado que a Amazônia, contando com mais de 6.000 espécies de plantas e 160 espécies de aves endêmicas (Mittermeier *et al.* 1997). Entretanto, com aproximadamente 5% de sua área original (Fonseca, 1985), a Mata Atlântica encontra-se entre os cinco hotspots mais ameaçados do mundo (Myers *et al.* 2000), sendo, portanto, uma das regiões com maior prioridade de conservação do planeta. As áreas menos alteradas possuem 10-20% da cobertura vegetal remanescente, mas são próximas a cidades superpovoadas como Rio de Janeiro e São Paulo (Tanizaki-Fonseca e Moulton 2000, Bergallo *et al.* 2000), o que é um grande desafio em termos conservacionistas.

O Rio de Janeiro originalmente era coberto principalmente por Floresta Atlântica. Hoje a floresta encontra-se bastante fragmentada, correspondendo em 1990 a somente 20% da cobertura original (Tanizaki-Fonseca e Moulton 2000). De um total de 653 espécies de aves analisado por diversos especialistas participantes de um *workshop* sobre “A fauna ameaçada do Estado do Rio de Janeiro”, 12,5% estão ameaçadas de extinção (Alves *et al.* 2000).

Uma das áreas no Estado do Rio de Janeiro com grande interesse para conservação é a Ilha Grande. Localizada ao sul do Estado do Rio de Janeiro, a ilha é parte integrante do corredor biológico da Serra do Mar (Oliveira

1999). Na ilha encontram-se, além do Parque Marinho de Aventureiro, o Parque Estadual da Ilha Grande, a Reserva Biológica da Praia do Sul e, que são áreas protegidas por Legislação específica a nível Estadual (ver Oliveira 1999). Porém, há uma grande pressão turística na área, que pode colocar em risco a conservação efetiva da mesma. A ilha é coberta por Mata Atlântica e ecossistemas associados, tais como restinga e mangue, com diferentes níveis de regeneração, o que faz dela um laboratório natural para estudos ecológicos.

Os estudos da avifauna na ilha restringem-se basicamente à faunística (Buzzetti 2000). Estudos comparativos entre a avifauna da ilha e do continente adjacente são importantes para o entendimento das modificações na avifauna em decorrência do isolamento (Raposos *et al.* em preparação). Devido à carência de estudos ecológicos sobre as aves da região, em 1996 iniciei, junto com alunos de Graduação e de Pós-Graduação, estudos ecológicos com os objetivos de compreender as interações entre espécies de aves e entre estas e plantas e fazer um levantamento das espécies de aves a longo prazo.

O projeto inclui interações entre espécies de aves (partilha de recursos); entre plantas e espécies de aves (frugívoros e visitantes florais), além de interações entre aves e parasitas (ectoparasitas, tais como ácaros e carrapatos). Além disso, as relações entre a abundância de aves e a disponibilidade de alimento (frutos e artrópodos) têm sido estudadas. Estudos sobre a biologia reprodutiva e comportamental de determinadas espécies tem sido realizados

eventualmente (Alves e Freitas 1997, Alves *et al.* 1999), particularmente de espécies endêmicas de Mata Atlântica. Um estudo sobre variabilidade genética e morfológica de populações de *Ramphocelus bresilius* está sendo desenvolvido por Denise Monnerat Nogueira, comparando populações da Ilha com populações do continente adjacente e de áreas de restinga do Rio de Janeiro.

Neste capítulo serão relatados resultados sobre aspectos da dinâmica populacional de *Turdus albicollis*; ectoparasitismo em *Turdus albicollis*; partilha de recursos entre dois forrageadores de chão (*Chamaeza campanisona* e *Sclerurus scansor*), e interações entre *Thalurania glaucopis* e duas espécies simpátricas de plantas, *Psychotria nuda* e *P. brasiliensis*.

Estudos ecológicos como esses são fundamentais para a compreensão dos processos biológicos e o estabelecimento de estratégias de conservação de ecossistemas como a Mata Atlântica.

Área de estudo

A Ilha Grande, localiza-se a 150 km ao sul da cidade do Rio de Janeiro. Esta ilha faz parte de um conjunto de ilhas e ilhotas que caracterizam a baía da Ilha Grande, na região de Angra dos Reis, no litoral sul do Estado do Rio de Janeiro. A Ilha Grande originou-se de um maciço litorâneo, que segundo Amador (1988) foi formado durante o período Pré-Cambriano, mas que apresenta também deposições sedimentares que representam o período Quaternário. A bacia hidrográfica da baía da Ilha Grande é parte integrante do corredor biológico da Serra do Mar (Oliveira 1999). Este corredor foi indicado como uma das áreas com alta prioridade para conservação, no *workshop* realizado em 1997 sobre áreas prioritárias para conservação em Mata Atlântica e Campos Sulinos organizado pela Conservation International e colaboradores (Conservation International do Brasil *et al.* 2000).

A ilha possui uma área total de 19.000 ha e é isolada do continente por um canal de

cerca de 2 km de largura. O relevo é acidentado, sendo a Serra do Bom Retiro (com 1031m) e o bico do Papagaio (959m) seus pontos mais elevados. A ilha é coberta por Mata Atlântica com diferentes níveis de regeneração. Uma descrição da vegetação, incluindo a composição florística em áreas da Reserva Biológica Estadual da Praia do Sul e do Parque Estadual da Ilha Grande pode ser encontrada em Oliveira (1999). Considerando as espécies vegetais exclusivas de áreas com diferentes estágios sucessionais, Oliveira (1999) encontrou 42% (n=26) em áreas de 5 anos, 46% (n=70) em áreas de 25 anos, 55% (n=63) em áreas de 50 anos e 82% (n=134) em áreas climácicas.

A Vila Dois Rios, localizada na vertente Sul da ilha (lado oceânico) foi sede da Colônia Penal Cândido Mendes, construída na década de 40. O lado oceânico, onde se localiza a Vila Dois Rios, é formado por encostas que, por terem sido utilizadas no passado como áreas de plantio no período de funcionamento do presídio, encontram-se hoje, após o abandono das culturas, em fase de regeneração por Mata Atlântica. Algumas porções remanescentes de mata original permaneceram pouco alteradas por localizarem-se em áreas de difícil acesso devido à altitude e à inclinação.

Logo após a implosão do presídio, a Vila Dois Rios passou a ser administrada pela Universidade do Estado do Rio de Janeiro (UERJ), através de um termo de cessão do Estado com duração inicial de 50 anos. Portanto, atualmente a Vila Dois Rios está sob administração da UERJ, que reformou várias dependências do antigo presídio e algumas delas constituem o CEADS (Centro de Estudos Ambientais e Desenvolvimento Sustentável). Em 1998, o ex-quartel do ex-presídio foi totalmente reformado, contando com o auxílio fundamental da CAPES, e lá funciona o CEADS. Situado à beira mar, o CEADS conta com alojamento para 50 pessoas, e laboratórios equipados, onde são desenvolvidas atividades de pesquisa, ensino e extensão. Esta base de pesquisas de longo termo da UERJ veio a fomentar a pesquisa de diferentes áreas de atuação, incluindo os estudos ecológicos.

Áreas amostradas para o estudo de aves

A Vila Dois Rios, bem como as duas áreas de Mata Atlântica de encosta onde estão sendo desenvolvidos os estudos, fazem parte do Parque Estadual da Ilha Grande. Uma das áreas está em regeneração há 30 anos e a outra é uma mata com pouca perturbação antrópica, denominadas Mata da Mãe D'água e Mata da Jararaca, respectivamente.

A Mata da Jararaca localiza-se a 240m de altitude, é de difícil acesso e é considerada bem preservada. Nesta área não são visíveis resquícios de antigas lavouras ou habitações. No entanto, é possível que tenha ocorrido corte seletivo no passado. A mata é densa, as árvores alcançam até 30m de altura com troncos grossos de até 1,20m de diâmetro com diversas epífitas como bromélias. O sub-bosque é pouco denso e a camada de folhíço profunda (até 120mm de profundidade) (Almeida 1997). Nesta área foi marcada uma grade de 5,0 ha. No período de fevereiro de 1996 a setembro de 2000 foram realizadas capturas mensais nesta área utilizando-se 10 redes ornitológicas (12mx2,5m e malha 36mm), abertas por um período de 7 horas a cada amostragem.

A Mata da Mãe D'água, localiza-se a 80 m de altura e está situada próxima à uma represa de captação de água. A área foi desmatada logo que foi implantada a Colônia Penal Cândido Mendes para permitir o acesso a veículos de grande porte para construir a represa. A área foi abandonada há aproximadamente 30 anos, quando teve início o processo de regeneração. Nesta área foi marcada uma grade de 1,8 ha. Esta mata secundária possui altura do dossel entre variando entre 12-25m e camada de folhíço atingindo até 30mm (Almeida 1997). No período de fevereiro de 1996 a julho de 1997 e abril de 1998 a maio de 1999 foram realizadas capturas mensais nesta área utilizando-se 4 redes ornitológicas (12mx2,5m e malha 36mm), abertas por um período de 7 horas a cada amostragem.

Resultados

A Avifauna

De um total de 138 espécies de aves registradas para as áreas estudadas, 22,5% são endêmicas de Mata Atlântica e cinco ameaçadas de extinção (*Timamus solitarius*, *Leucopternis lacernulata*, *Amazona rhodocorytha*, *Lipaugus lanioides* e *Pyroderus scutatus*) (dados não publicados). De um total de 1.111 indivíduos individualmente marcados na Mata da Jararaca e na Mata da Mãe D'água, pertencentes a 49 espécies de aves, as espécies mais frequentes foram: *Turdus albicollis* (19,3%), *Trichothraupis melanops* (9%) *Chiroxiphia caudata* (8,5%), *Thalurania glaucopsis* (5,9%), *Conopophaga melanops* (5,8%), *Lepidocolaptes fuscus* (5,5%) e *Pyriglena leucoptera* (5,1%). Dentre estas espécies capturadas, 21 foram endêmicas de Mata Atlântica (representando 43%) incluindo duas ameaçadas de extinção no Estado do Rio de Janeiro (*Lipaugus lanioides* e *Pyroderus scutatus*) (Alves et al. 2000).

Foram registrados movimentos de alguns indivíduos das espécies *T. albicollis*, *C. caudata* e *C. campanisona* entre as áreas de estudo. Algumas espécies foram registradas exclusivamente em cada área; *P. scutatus*, *L. lanioides*, *Myrmotherula gullaris* e *M. unicolor*, *Platyrinchus mystaceus* foram registrados apenas na Mata da Jararaca. Já *Ramphocelus bresilius* e *Pitangus sulphuratus*, por exemplo, foram registrados na Mata da Mãe D'Água, mas não na Mata da Jararaca.

Aspectos da dinâmica populacional de *Turdus albicollis*

Turdus albicollis, espécie mais frequentemente capturada no sub-bosque nas áreas de mata estudadas na Ilha Grande, aumenta em abundância a partir de junho, sendo mais freqüente entre agosto e dezembro, época em que se reproduz na área estudada, conforme indicado por ninhos encontrados neste período, e pela presença de placa de

incubação, particularmente a partir de setembro. Em maio e junho sua abundância foi baixa em relação ao período reprodutivo.

Não houve relação estatisticamente significativa entre a abundância de frutos e de artrópodos e a abundância total de *T. albicollis* no período de junho de 1998 a maio de 1999 (Ritter 2000). Entretanto, houve relação positiva e estatisticamente significativa entre a abundância de frutos e a abundância de *T. albicollis* em período anterior (agosto de 1996 a abril de 1997 e agosto de 1997 a abril de 1998) (Storni *et al.* dados não publicados) ao estudo de Ritter (2000). A ausência de padrão na relação entre a abundância das aves (que têm frutos como parte importante de sua dieta) e de frutos de um ano para outro também foi encontrada em outros estudos, como por exemplo o de Herrera (1998) e Levey (1988), o que pode ser devido a algumas espécies vegetais possuírem ciclos de floração e frutificação maiores que 12 meses (Levey e Benkman 1999), e outras espécies de plantas possuírem flutuações interanuais na abundância de frutos produzidos (Herrera 1984).

Um tema importante para estudos populacionais e comportamentais é a razão sexual. A determinação do sexo de *T. albicollis* foi feita molecularmente utilizando o gene CHD, com a colaboração das Dras. Cristina Myiaki e Anita Wanjtal da USP. Um total de 66 indivíduos tiveram seu sexo determinado, resultando numa razão sexual desviada para machos de 2:1 (Ritter *et al.* em preparação). Segundo Ricklefs (1997) a razão sexual de *T. albicollis* foi desviada para machos apenas quando indivíduos adultos foram analisados, havendo tendência de um desvio maior para machos durante a estação reprodutiva. As razões para isso podem ser: a) um maior deslocamento dos machos durante a estação reprodutiva (por deslocarem-se ativamente à procura de alimento para os filhotes); b) tendência dos machos permanecerem em seus territórios enquanto as fêmeas tendem a se dispersar (ver Woolfenden e Fitzpatrick 1978) ou c) sistema de acasalamento, que no caso pode ser poliginia (Davies 1992).

Alguns estudos já foram realizados

utilizando medidas morfológicas, tais como a asa, para distinguir machos de fêmeas (Madsen 1997, Lens *et al.* 1998). A medida que melhor diferenciou machos de fêmeas de *T. albicollis* foi o comprimento da asa. Dos indivíduos que tiveram seu sexo determinado molecularmente, 82,7% foi também classificado corretamente como machos e fêmeas por uma regressão logística, tendo os machos asas significativamente maiores que as fêmeas (Ritter 2000).

Ectoparasitismo em *Turdus albicollis*

O ectoparasitismo em aves atua como agente seletivo na aptidão e sucesso reprodutivo, reduzindo, por exemplo, a massa corporal (Moss e Camin 1970, Brown e Brown 1986, Alves 1997) assim como a sobrevivência de ninhegos (Brown e Brown 1986).

Um estudo de Storni (2000) com *T. albicollis* em Mata Atlântica pouco perturbada (Mata da Jararaca), não registrou correlação significativa entre a massa corporal do hospedeiro e a abundância total de ácaros de pena e de carrapatos. Este estudo também mostrou haver separação espacial entre os ectoparasitas encontrados em *T. albicollis*. Uma espécie de ácaro de pena (*Pterodectes* sp.) infestou as rêmiges, uma espécie de carrapato (*Amblyomma longirostres*) ocupou particularmente a região dos olhos, enquanto uma espécie de ácaro da família Trombiculidae foi encontrada no pavilhão auditivo e na cloaca.

Interações entre espécies de aves

Partilha de recursos entre dois forrageadores de chão

Um estudo realizado em Mata Atlântica pouco perturbada (Mata da Jararaca) com os forrageadores de chão, *Chamaeza campanisona* e *Sclerurus scansor*, mostrou sobreposição no uso do espaço e nos horários de atividade, porém houve pouca sobreposição nas táticas de

forrageamento. *Sclerurus scansor* forrageou preferencialmente revirando o folhigo utilizando o bico, enquanto, *C. campanisona* forrageou mais freqüentemente na superfície do folhigo. Foram encontradas diferenças significativas nas medidas morfológicas de bico, sugerindo que essas espécies simpátricas e sintópicas se alimentam de itens diferentes (Vecchi 1999).

As abundâncias de *C. campanisona* e *S. scansor* foram positiva e significativamente correlacionadas com a massa de artrópodos de solo. A largura de nicho, calculada levando-se em conta as táticas de forrageamento e também alguns dados de dieta (conteúdo estomacal e fezes) de ambas as espécies, sugere que *S. scansor* é mais generalista que *C. campanisona*. A sobreposição do período de atividade e na ocupação do espaço e as diferenças nas táticas de forrageamento entre ambas as espécies estudadas sugere que estas se separem ecologicamente, diferenciando seus nichos particularmente na dimensão alimento (Vecchi 1999).

Na Ilha Grande, *C. campanisona* foi registrada em Mata Atlântica de encosta, entre 210-240m, mas não ao nível do mar. Esta espécie é citada por Sick (1997) como uma espécie terrícola, que no Rio de Janeiro ocorre geralmente restrita às montanhas. Em Santa Catarina, só existem registros em encostas com mata contínua e antiga (com aproximadamente mais de 100 anos, não havendo registros dela em fragmentos no continente, ou mesmo na Ilha de Santa Catarina mesmo que ainda exista grandes extensões florestais; Jorge Albuquerque, comun. pess.). Uma espécie terrícola similar, *Formicarius colma*, ocorre em fragmentos em Santa Catarina, juntamente com *Sclerurus scansor* (Jorge Albuquerque, comun. pess.).

Interações entre espécies de aves e plantas

Duas espécies simpátricas do gênero de plantas *Psychotria* foram estudadas quanto a sua fenologia, distribuição espacial e visitantes florais na floresta pouco perturbada. As

espécies de plantas estudadas têm pouca sobreposição espacial e a distribuição de ambas as espécies é agregada. Ambas as espécies de *Psychotria* são polinizadas em maior frequência por beija-flores e suas taxas de visitas estão sendo estudadas, associadas à produção de néctar pelas flores.

Os resultados encontrados indicaram que os machos e as fêmeas do beija-flor *Thalurania glaucopis* visitaram as duas espécies de planta de maneira diferente. Fêmeas visitaram mais freqüentemente flores de *P. brasiliensis*, enquanto machos mostraram preferência por visitar flores de *P. nuda*. Os machos defendem as flores de *P. nuda*, que parecem ser um recurso mais economicamente defensável (ou seja, com flores aglomeradas espacialmente e apresentando grande produção de néctar), excluindo assim as fêmeas deste recurso. As flores das duas espécies de plantas diferem no tamanho de suas corolas: *P. nuda* tem corolas menores que *P. brasiliensis*. Os tamanhos dos bicos dos machos também diferem dos das fêmeas, sendo que os machos que se alimentam mais frequentemente das flores de *P. nuda*, com corolas menores, têm bicos menores que os das fêmeas, que se alimentam das flores com corolas maiores (Almeida 2000, Almeida e Alves 2000).

Quanto aos consumidores de frutos destas espécies, não foram observadas aves (ou quaisquer outros organismos diurnos) se alimentando dos frutos de *P. nuda*. No caso de *P. brasiliensis*, consumidores de frutos incluíram três espécies: *Baryphtengus ruficapilus*, *Saltator similis* e *Lipaugus laniodes*. Esta última espécie foi o consumidor mais freqüente (66% das visitas) e, portanto, seu principal potencial dispersor (Almeida e Alves 2000).

Estudos de dieta da espécie frugívora *Chiroxiphia caudata* e da espécie parcialmente frugívora *T. albicollis* estão sendo realizados por Rafaela D. Antonini. Outro estudo envolveu interações entre espécies de aves e de plantas e de bromélias, mostrando que estas constituem uma fonte de recurso alimentar relevante para beija-flores, apresentando guildas de polinizadores que variaram para cada espécie de bromélia (Alves *et al.* 2000).

Conclusões

Não se sabe se o isolamento da ilha já provocou alguma extinção local. Porém, registramos na ilha cinco espécies de aves regionalmente ameaçadas de extinção, cuja ecologia é ainda praticamente desconhecida. Estudos sobre a variabilidade genética de populações na ilha e em áreas continentais poderão fornecer informações sobre o fluxo gênico destas populações e são, portanto, fundamentais para o entendimento das modificações na avifauna em decorrência do isolamento. Embora a ilha contenha áreas de preservação ambiental, sofre alta pressão do turismo. A continuidade de estudos ecológicos (fundamental para o entendimento do funcionamento dos ecossistemas de maneira integrada) associada à educação ambiental é de fundamental importância para a conservação desta área de Mata Atlântica.

Agradecimentos

Este estudo é parte do Programa de Ecologia, Conservação e Manejo de Ecossistemas do Sudeste do Brasil, ambos do Laboratório de Ecologia de Vertebrados do

Setor de Ecologia, Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes, da Universidade do Estado do Rio de Janeiro. Agradeço à coordenação e ao pessoal do Centro de Estudos Ambientais e Desenvolvimento Sustentável (CEADS), no campus Regional da UERJ na Ilha Grande e à Coordenação de Campi Regionais (CCR). Os estudos realizados até o presente tiveram o apoio do CNPq, CAPES, FAPERJ e particularmente da Sub-Reitoria de Pós-Graduação e Pesquisa da UERJ (SR-2) com bolsas de estudo e auxílio à pesquisa. Agradeço ao CEMAVE/IBAMA pelas anilhas metálicas. Os alunos do laboratório de Ecologia de Aves (Michelle F. Duarte, Cristiani A. Giani, Raquel V. Marques, Maurício B. Vecchi, Paula D. Ritter, Elisângela M. Almeida, Alline L. Storni Rocha, Denise M. Nogueira, Rafaela D, Antonini e Sandro Von Matter) participaram da coleta de dados de projetos individuais e coletivos. Os colegas do Setor de Ecologia (Carlos F. D. Rocha, Monique Van Sluys e Helena G. Bergallo contribuíram com discussões e sugestões ao longo dos trabalhos). José Maria Cardoso da Silva, Regina H.F. Macêdo e Monique Van Sluys contribuíram com sugestões para aperfeiçoar o manuscrito. Agradeço ao CNPq pela bolsa de Produtividade em Pesquisa (processo no. 301524-88-2).

Bibliografia

Almeida, D.R. (1997) *Composição, riqueza e diversidade das comunidades de Bromeliaceas em diferentes ambientes da área de Mata Atlântica da Vila Dois Rios, Ilha Grande, RJ*. Monografia de Bacharelado. Rio de Janeiro: Universidade do Estado do Rio de Janeiro.

Almeida, E.M. (2000) *Fenologia, distribuição espacial e visitantes florais de Psychotria nuda e P. brasiliensis em área de Mata Atlântica da Ilha Grande*. Dissertação de mestrado. Rio de Janeiro: Universidade Federal do Rio de Janeiro.

_____ e M.A.S. Alves (2000) Fenologia e distribuição espacial de *Psychotria nuda* (Cham. et Schaltldl) Wawra e *P. brasiliensis* (Velloso) (Rubiaceae) em uma área de Floresta Atlântica no Sudeste do Brasil. *Acta Botanica Brasilica* 14(3): 335-346.

Alves, M.A.S. (1997) Effects of ectoparasites on the Sand Martin, *Riparia riparia* nestlings. *IBIS* 139: 494-496.

_____ e M.F.Duarte (1996) Táticas de forrageamento de *Conopophaga melanops* (Passeriformes: Formicariidae) na área de Mata Atlântica da Ilha Grande, Estado do Rio de Janeiro. *Ararajuba* 4: 108-111.

_____, P.D.Ritter, M.B. Vecchi, A. Storni e A.. Bernardes (1999) Feeding rates of rufous-capped motmot *Baryphthengus ruficapillus* nestlings in Atlantic Forest of Ilha Grande. *Ararajuba* 7: 31-34.

_____, J.F. Pacheco, L.A.P. Gonzaga, R.B.Cavalcanti, M.A. Raposo, C. Yamashita, N.C. Maciel e M. Castanheira. (2000). Aves. Em: H.G. Bergallo, C.F.D. Rocha, M.A.S. Alves e M.Van Sluys (orgs.). *A fauna ameaçada de extinção do Estado do Rio de Janeiro*. Rio de Janeiro: EdUERJ.

_____, Rocha, C.F.D., Van Sluys, M. e H.G. Bergallo (2000) Guildas de beija-flores polinizadores de quatro espécies de Bromeliaceae de Mata Atlântica da Ilha Grande, RJ, Brasil: composição e taxas de visitação, p. 171-183. Em: M.A.S. Alves, J.M.C. Silva, C.F.D. Rocha, M. Van Sluys e H.G. Bergallo (orgs.). *A Ornitologia no Brasil: pesquisa atual e perspectivas*. Rio de Janeiro: EdUERJ.

Amador, E.S. (1988) *Geologia e geomorfologia da planície costeira da Praia do Sul – Ilha Grande. Uma contribuição à elaboração do Plano Diretor da Reserva Biológica*. Anuário do Instituto de Geociências. Rio de Janeiro: Ed. UFRJ.

Bergallo, H.G., C.F.D. Rocha, M.Van Sluys e M.A.S. Alves (2000) O status da fauna do Estado do Rio de Janeiro: considerações finais. Em: H.G. Bergallo, C.F.D. Rocha, M.A.S. Alves e M.Van Sluys (orgs.). *A fauna ameaçada de extinção do Estado do Rio de Janeiro*. Rio de Janeiro: EdUERJ.

Brown, C.R. e M.D. Brown (1986) Ectoparasitism as a cost of coloniality in cliff swallows (*Hirundo pyrrhonota*). *Ecology* (67): 1206-1218.

Buzzetti, D.R.C. (2000) Distribuição altitudinal de aves em Angra dos Reis e Parati, Sul do Estado do Rio de Janeiro, Brasil. Em: M.A.S. Alves, J.M.C. Silva, C.F.D. Rocha, M. Van Sluys e H.G. Bergallo (orgs.). *A Ornitologia no Brasil: pesquisa atual e perspectivas*. Rio de Janeiro: EdUERJ.

Conservation International do Brasil, Fundação SOS Mata Atlântica, Fundação Biodiversitas, Instituto de Pesquisas Ecológicas, Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo, SEMAD/Instituto Estadual de Florestas-MG (2000) *Avaliação e ações prioritárias para a conservação da biodiversidade da Mata Atlântica e Campos Sulinos*, MMA/SBF. 40p.

Davies, N.B. (1992) Mating systems. Em: J.R. Krebs and N.B. Davies (eds). *Behavioural Ecology, an evolutionary approach*. Blackwell Scientific Publications.

Fonseca, G.A.B. (1985) The vanishing brazilian Atlantic Forest. *Biological Conservation* 34: 17-34.

Herrera, C.M. (1984) A study of avian frugivores, bird-dispersed plants, and their interaction in Mediterranean scrublands. *Ecological Monographs* 54: 1-23.

_____ (1998) Long term dynamics of Mediterranean frugivorous birds and fleshy fruit: a 12 years study. *Ecological Monographs* 68: 511-538.

Lens, L., P. Galbusera, T. Brooks, E. Waiyaki e T. Schenk. (1998) Highly skewed sex ratios in the critically endangered Taita thrush as revealed by CHD genes. *Biodiversity and Conservation* 7: 869-873.

Levey, D.J. (1988). Spatial and temporal variation in Costa Rican fruit and fruit-eating bird abundance. *Ecological Monographs* 58: 251-269.

_____ e C.W. Benkman (1999) Fruit-seed disperser interactions: timely insights from a long term perspective. *TREE* 14: 41-43.

Madsen, V. (1997) Sex-determination of continental European robins *Erithacus r. rubecula*. *Bird Study* 44: 239-244.

Mittermeir, R.A., P.R. Gil e C.G. Mittermeir (1997) *Megadiversity*. CEMEX, S.A.

Meyers, N., R.A. Mittermeier, C.G. Mittermeir, G.A.B. Fonseca e J. Kent (2000) Biodiversity hotspots for conservation priority. *Nature* 403: 853-858.

Moss, W.W. e J.H. Camin (1970) Nests parasitism, productivity and clutch size in Purple Martins. *Science* (168): 1000-1002.

Oliveira, R.R. (1999) O rastro do homem na floresta: sustentabilidade e funcionalidade da Mata Atlântica sob manejo caçara. Tese de doutorado: Rio de Janeiro. Universidade Federal do Rio de Janeiro.

Ricklefs, R.E. (1997) Comparative demography of new world populations of thrushes (*Turdus* spp.). *Ecological Monographs* 67: 23-43.

Ritter, P.D. (2000) Aspectos da dinâmica populacional de *Turdus albicollis* (Passeriformes: Muscicapidae) em duas áreas de Mata Atlântica na Ilha Grande, RJ. Dissertação de mestrado. Rio de Janeiro: Universidade do Estado do Rio de Janeiro.

Sick, H. (1997) *Ornitologia Brasileira, uma introdução*. Rio de Janeiro: Editora Nova Fronteira.

Storni, A. (2000) Ecologia do ectoparasitismo em *Turdus albicollis* (Passeriformes: Muscicapidae) em área de Mata Atlântica da Ilha Grande, RJ. Dissertação de mestrado. Rio de Janeiro: Universidade do Estado do Rio de Janeiro.

Tanizaki-Fonseca, K e T.P Moulton (2000) A fragmentação da Mata Atlântica no Estado do Rio de Janeiro e a perda da biodiversidade. Em: H.G. Bergallo, C.F.D. Rocha, M.A.S. Alves e M.Van Sluys (orgs.). *A fauna ameaçada de extinção do Estado do Rio de Janeiro*. Rio de Janeiro: EdUERJ.

Vecchi, M.B. (1999) *Horário de atividade e forrageamento de Chameza campanisona (Formicariidae) e Sclerurus scensor (Furnariidae) em Mata Atlântica da Ilha Grande, RJ*. Monografia de Bacharelado. Rio de Janeiro: Universidade do Estado do Rio de Janeiro.

Woolfenden, G.E. e J.W. Fitzpatrick (1978) The inheritance of territory in group breeding birds. *Bioscience* 28: 104-108.

Birds of a Central São Paulo Woodlot: 3. banded species

Edwin O. Willis⁸
Yoshika Oniki⁹

In 1982-2000, we studied and banded birds of a 230-ha semideciduous woodlot (see Cândido-Jr. 2000) and nearby sugar-cane fields on the border of the Rio Claro and Araras townships in central São Paulo, southeastern Brazil. Of 263 species, including 67 of open areas and 22 of edge creeks and marshes, several disappeared over the years, and were replaced in part by a few of dryer forests off north and west (Willis and Oniki MS). In a second report, we detailed records of 201 of the species, indicating considerable loss due to regular or casual hunting, plus loss with recent dry years and (perhaps) fires or other types of pollution (Willis and Oniki MS).

Here we report on 62 species banded in a 6-hectare study area, 300 x 200 m at 675 m elevation and 22° 21' S, 47° 29' W, by the southern edge of woods of the Fazenda São José near canefields, just east of the township boundary (and divide of the Mogi-Guaçu and Tietê river basins). For several understory species, areas of use of individuals and pairs could be estimated from banding and observations. This type of information is rarely available in the literature for southeastern Brazilian birds (Duca and Marini 2000). Oniki and Willis (this volume) give body masses over the year, measurements, molt and other studies.

Study area and methods

Willis and Oniki (2000) indicate details of study methods and area. Banding was with

8 nets for 10-12 hours per day, on 24 days from August 1983 to June 1984 and 36 days from March 1987 to August 1988, plus a few later visits. On banding days, we spent 2-3 hours per day looking for banded birds on the trails every 100 m in the 6-ha study plot, or on a "botany trail" (for studies of Pagano and Leitão 1987) near the west end of the plot. Dense spiny vines and treefall areas were thickest in the western two ha of the plot and at the eastern edge. A zone of tall bamboo understory and semi-open understory (denser on the road along the sugar cane field at the south edge of the plot) occupied much of the four eastern hectares. The bamboo flowered and died in 1994. An irregular canopy 5-40 m high formed an upper level. Some 200 m east, there is an electric power line and cat-tail marsh by the east edge. The woodlot borders second growth along the Ribeirão Claro some 2 km west. About 1-1.5 km north, open-understory woods border a side creek going west.

Birds were banded with color bands, and from mid-1987 with aluminum bands of CEMAVE, the Brazilian bird-banding agency. We noted hours of banding, plus measurements and other data (Oniki and Willis 2001).

Results

Micrastur ruficollis - In winter, Aug. 1987, 190 m inside the forest in open Understory. Heard calling Sept. 1986-Oct. 1987, perhaps a species only temporarily present in the

woodlot (it may have been present regularly in the past).

Otus choliba - Two late-day captures at forest edge. A pair roosted in a hole 25 m in a dead tree by the road 100 m west of our plot 6 Aug.-8 Oct. 1983, but White Woodpeckers (*Melanerpes candidus*) attacked one late on 8 Oct. and had taken over the nest by 29 Oct. One or both owls had flown down to stand on the road by the cane every evening. Not recorded recently, but night studies were not extensive in woodlot.

Glaucidium brasilianum - Three late-day captures in March-June 1987 were across the central open-understory part of our plot, not in dense *Celtis* blowdown zones to east and west. Two captures were close to the edge, one at 200 m in. In the hand, one bird raised its forecrown feathers. Not recorded recently, but night studies were not regular.

Nyctidromus albicollis - Once at edge, central open-understory zone, June 1991. Scattered along edge at night.

Phaethornis pretrei - The five captures were at the forest edge on the botany trail in the western dense zone, 1987 on. A nest 1 m up under a road bank at the east electric-line forest edge, 13 July 1998.

Thalurania glaucopis - Two captures, June 1984 and 1987, one on the dense botany trail but one in the interior open understory. In tall *Tabebuia* tree flowers at W woodlot edge on creek, 18 July 1982.

Amazilia lactea - Three captures March-Aug. 1983-84 only, edge or botany trail only (includes recapture of March 1984 bird in June, 100 m along botany trail from first capture at start of trail). West *Tabebuia* flowers, 18 July 1982; *Inga* flowers there, 5 Sept. and 17 Oct. Singing 3 m on dead twigs at SE edge, 30 Aug. 1992.

Amazilia versicolor - Five captures Aug.-Dec., 1983 and 1987-88, four being in the morning; only around open-understory central interior 1-ha block. Nest with 2 young in this block, found by B. Ataguile, 15 Nov. 1988 at 1.7 m up in understory bush. Singing ("teef" 90 times/min) 10 m up in open midlevels by swamp near N edge woodlot, 1 Aug. 1982. At

Croton floribundus flowers with other hummingbirds, 12 Dec. 1982.

Leptotila rufaxilla - Pair in net 6 Aug. 1983, one recaptured 120 m NE on 29 Oct., in open-understory but eastern roadside 1-ha block. Two nests in forest with 2 eggs, 3 and 4.5 m up, 29 Oct. 1983 and 6 March 1988. The former nest, found by R. Morini, was 100 m W of capture site that day and 50 m N of the first capture. The second nest was 120 m N of the first one. Singing at SW corner woodlot once, rather dense zones, but near a creek as in Espírito Santo (Willis in prep.).

Leptotila verreauxi - Three captures only in cluttered west third of study area, but one some 200 m in. Nests along trails or edges were mainly in *Celtis* and other dense vines or bamboos, but at times well within the woodlot: 2 eggs, 20 m from edge and 3 m up 18-20 Apr. 1982, empty 27 Apr.; young out 27 Apr. at other edge; 2 eggs, 21 Sept. by trail; 2 eggs, 2.2 m up by trail on 31 Oct.; 2 eggs 5 Aug. 1983, 1.5 m up at W edge (empty 19 Aug.); 29 Aug. 1986, off nest 2.5 m up by trail; small young 28 June 1987, 2.1 m in bamboos by trail; 2 eggs 2.1 m up by trail on 28 Aug.-4 Sept. 1987; 2 eggs 1 m up 17 Apr. 1991 by trail, near edge; 2 young 1 m up nearby, 16 Feb. 1992; 2 eggs 2 m up, trail near center woods, 4 Oct. 1992; 2 m up by trail well in woods 5 Sept. 1993. Thus, nests were mostly in April-October but none June-July. It was rarely possible to verify the species, but habitats were rather open even inside the woods. The species commonly walks along the forest edge in the early morning, picking up seeds on the road.

Picumnus albosquamatus - None of 13 captures were in morning. One male, captured 4 times Apr. 1987-Aug. 1988, was recorded 30 Sept. drilling a hole 4 m in the S side of a small snag, tail against the trunk, near the road. He stayed in the SE hectare, except once 50 m west of its NW corner, indicating an area of use at least 150 m across. Two other males were banded in 1987 in the square just north, one in the two squares west (two records about 150 m apart) and another in the SW square (two records 100 m apart). In 1983-84, only two males were banded, in the north-central

square. We do not know why no females were captured. A dispute of 3 birds, 3 m up about 100 m in 8 Aug. 1999, involved “e-e-e-e-e” series and some “a-a-a-ah-er.” Usually at edges in this forest, with 14 records here in the edge half versus 4 on the inner edges of the study block.

Veniliornis passerinus - Only 2 of 7 captures were in the morning. A banded male was at diagonal corners of the SE square in 1983-84 (grown young banded there, 22 Jan. 1984), a banded female at corners of the SW one in 1987, and another male and female banded in the eastern half of the study block in 1987. Areas of use are likely 200 m across, but more information is needed. The species seems more common at edges, but occurs throughout the woodlot. Female excavating nest 14 m under the tip of a 15-m snag 3 June 1984. 28 June 1987, unbanded male from hole 9 m up in area of banded male of 1983, 70 m W and 100 m S of where male banded earlier that month. As the woodlot corner is 200 m E, this supports a hypothesis of areas 200 m across. Pair feeding young in hole in snag over edge of SE marsh, 7 March 1993, carrying fecal sac off. Feeding young in nearby snag in marsh 4 m up, 25 April 1999. This species nests in the fall and winter in southeastern Brazil.

Campephilus robustus - One female banded in afternoon, 200 m inside central open forest zone. More common in creek woods east and west. At nest studied 1988 by B. Ataguile, 10 m in W side big snag over SE marsh, the male, the female, and a recently fledged young entered for the night 17 Aug., but only male and female the night before when Willis also present.

Sittasomus griseicapillus - Of 8 birds banded, one occupied the four eastern squares (Fig. 1B, a-h) Sept. 1983-Apr. 1987, first with one other bird (i-l) Aug. 1983-Feb. 1984 and then with a third bird (m-r) March 1984-Dec. 1987. This bird then was netted with a fourth bird (s) Aug. 1987, and the latter was still present in Sept. (t). A fifth bird (2 records) took the eastern edge of the plot from Apr. 1984 to Dec. 1987. A young bird was banded there 1 Jan 1983, plus a seventh bird May 1987.

In Aug. 1988, the eighth bird was in the area of the main pair. Areas of the main pair were at least 250 m across, and the birds at the east edge probably occupied the 250 m to the east corner. Single birds, at times two, were often with forest flocks in open understory to midlevels, rarely in dense or bamboo sites. Only 4 of 25 captures were in the morning, indicating that (like woodpeckers) they descend in the afternoon.

Dendrocolaptes platyrostris - Three birds banded, one May 1984-Oct. 1987. Four of 5 captures were after noon. All observations were 100 m or more from the edge around the two northeastern open-understory squares, although this bird can sing high at edges at dawn or dusk (near the eastern marsh in 2000, for instance). 5 Feb. 1984, a presumed female with head sleeked attacked her ruff-headed mate 30 m up in a tall jequitibá, and he then turned to point his bill at her; similar behavior is recorded for other species in the genus (Willis, 1982, 1992). Small numbers survive here and in the eucalyptus grove at Rio Claro, where we studied a nest in 1982 in the botanic garden.

Lepidocolaptes fuscus - Eight birds banded, one on the far west edge, a second at the far north edge, and a third at the far east edge. A fourth bird (Fig. 1A, a-l) was noted Sept. 1983-Aug. 1988, over the whole study area and once 100 m N of its north edge. The fifth bird (n-p) was recorded over the eastern four blocks of our study area Apr.-June 1984, and a sixth (q-r) May-Nov. 1987, perhaps successive mates of the fourth one. The seventh and eighth birds were twice each near the east edge in 1983-84, near the place where the third bird was captured in 1983. Possibly a pair in our area had a territory 250-300 m across and a 1983-84 pair to the east a similar area (to the woodlot corner). Single birds often with forest flocks, in open understory, disappeared in recent years but survives in a smaller woodlot near Broa Reservoir. Rarely near forest edge or in the blowdown tangled zone. Ten of 27 captures were in the morning (only 2 before 10 am).

Automolus leucophthalmus - Eighteen

birds banded, one Feb. 1984-Aug. 1987 noted only twice at the northwest edge of the area. There were single records of Feb., March, May and June 1984 birds there. Four records of a bird at and beyond the east edge Jan.-May 1984 (once at the NW corner of the SE block), near another bird banded Oct. 1983 at the SE edge, suggest a pair off east of our study area. Two birds were captured more often in 1983-84, one with 5 records (Fig. 1C, a-e) over the eastern four blocks and another with 8 records (f-k), perhaps the resident pair; a brown-eyed young bird 8 Oct. 1983 may have been theirs. Another bird seemed of the same "family," with 3 records (l-m) from the west edge to 200 m SE near the road in Aug.-Dec. 1983. In Nov. 1987-Oct. 1989, we had 3 records of another bird across our entire study area, from northwest to southeast (Fig. 1D, a-c). Six other records of a June-Nov. 1987 bird (d-h) and four of an Aug.-Dec. one (i-l) suggest a pair or trio. Two single records were April and Sept. 1987 at the eastern edge, suggesting (as the Oct. 1983 and Jan.-May 1984 birds) another pair in the 200 m off east to the corner of the woodlot. Two other single records in 1987 and 1988 were at unspecified locations. These birds wander with *Habia rubica* open-understory flocks, as recorded by Bertoni (1926) and recently by us and others. One rarely verifies birds together, but seeming "trios" and scattered wandering birds seemed present. Recording only one young bird suggests little nesting success in our area, though in 1983-84 wet year birds were common (27 captures vs. 16 in 1987-89). Rare recently with droughts, recorded mainly near Ribeirão Claro where nest tunnels must be in banks rather than uprooted trees. Fourteen of 43 captures in the morning, perhaps flies higher when understory cool.

Xenops rutilans - Only one bird, Feb. 1984, 200 m from road in northwest square. Usually high in bird flocks, one of the few upper-level birds banded. Low tangles on the west may have allowed it to descend. Whirring of wings several times, chases in tree by east marsh 7 March 1992.

Synallaxis frontalis - One bird, near nest

11 m up on road Dec. 1987. The only study area pair carried twigs to nest 18 and 25 March 1987. 24 "sipleep" calls per minute, 22 Sept. 1989.

Synallaxis ruficapilla - Fifty-eight birds banded, with 47 of 99 captures before noon. Most were captured in small areas, some 100 m across, for instance a bird Nov. 83-June 84 along the dense botany trail (Fig. 1E, a-c). Two other birds (d-g) of a "central pair" were captured in adjacent nets in Nov. 1983 and again March 1984, barely 50 m northeast of the first bird. Just north of these two, a bird banded 28 Sept. 1983 was still present June 1987, near a bird recorded 4 times 28 Sept. to 3 Dec. 1987 (h-m) in an area 150 m long. In 1986-1987, three other birds with 3-4 records in areas about 150 m long (Fig. 1F, A-C and a-g) were southeast of the two long-lived ones. The trail-entrance bird had been replaced by a 1986-87 bird (h-j) and (10 June 1987) an unbanded one. In May 1989, a bird banded 200 m northeast two years before was at the start of the trail.

A single bird, perhaps young, banded at the botany trail entrance 18 March 1984, moved 200 m east by March-Nov. 1987 (Fig. 1 E, k-o), where recorded 5 times in the east half of the southeast hectare (where another banded bird had been present - Fig. 1E, n-o - Sept.-Oct. 1983, plus a young bird 12 Feb. 1984). Three other young were banded from there north along the east edge 1 Jan. 1984, one still present 12 Feb.; by 3 June two were 250 m SW near the botany trail.

In the northeast square, birds were common near dense *Celtis* tangles to the east. A young bird 1 Jan.-12 Feb. 1983, a 3-record adult April 1984 to Dec. 1987 and another June 1984 to Dec. 1987 (p-u), probably represented at least one pair. Three more birds overlapping this "pair" had 3-4 records each (two Apr.-Dec. 1987, Fig. 1F, p-w; one Apr.-Nov. 1987), perhaps another family somewhat off the study area (but, as noted above, another possible young from this zone moved 200 m SW by 1989; some may have been immatures). Just SW of these birds, there were a "pair" in one area (D-H for March 1987-March 1988 and I-J for March-

July 1988) and one bird nearby (K-L for Aug.-Oct. 1987). There were a few other birds in the SE square (Aug.-Sept. 1983; Fig. 1E, x-y), SW square (v-w, of Sept. 1983-April 1984), N one (Dec. 1983-March 1984, A-B), and NW one (Sept.-Nov. 1987, Fig. 1F, M-N).

There seemed to be 10 or so pairs in our 6-hectare area. Fifteen other birds were banded but not resighted 1983-84, seven others 1987-88, and three more 1990-95. Nine were captured along the east edge of the study area, seven on the north edge, seven along the road (perhaps traveling immatures), and only two in 1995 on the botany trail; hence, only the last two seemed birds resident in the study area, though some may have had territory borders there. One bird 3 June 1987 took a bath 13 m up in a tree knothole visited by many birds, even understory species as this and gnateaters. Usually the species wanders around mixed flocks, even near ant swarms, on the ground or in dense tangles to 5 m up inside the forest, occasionally at edges. 26 Dec. 1987, feeding pale-faced fledgling 4 m in dense vine-topped shrub.

Psiloramphus guttatus - One banded, 1984.

Conopophaga lineata - Seventy-eight birds banded, with 75 of 130 captures before noon and a rather large number (27) after 5 pm (compared to 6 of 96 captures of *Synallaxis ruficapilla*) as the species is active early and late in the day (Willis *et al.* 1983). Pairs occupied small areas, for instance a female Aug. 1983-Dec. 1987 (Fig. 2A, a-c) with a male (d-f) Aug. 1983-March 1987. A young bird wandered there, 22 Jan.-12 Feb. 1984. A young male from 100 m west on 18 March 1987 had settled there June 1991, over 4 years later. Some 80 m north of this area, a young female Feb. 1984 stayed to Nov. 1987 (g-i); a male had been near Aug. 1983 to Jan. 1984 (j-k), another (Fig. 2B, c-d) March-Oct. 1987, the latter near a female (a-b) present March 1984-Oct. 1987. Just west, a male Sept. 1983-June 1987 (Fig. 2A, l-p) was near a female Aug. 1983-April 1984 (q-t). A male just east (u-w) Nov. 1983-March 1984 was near a female Aug. 1983-April 1986 (x-z) as was another male just west (A-B) March-April 1984. May 1984-Sept. 1987

another male (Fig. 2B, e-g) took the place of this last one, and was near a female (h-i) April-June 1987. Her mate may have been a Dec. 1983-June 1987 male just south (Fig. 2A, C-F). Just north of these two, a male June 1984-Sept. 1987 had been at the start of the botany trail well southeast in March 1984 (Fig. 2B, j-m). Earlier, Dec. 1983, another male was on the border (3 records near "m"), and a third male just north on the border Dec. 1983-June 1984; these may have been edge birds on the study area. A female (Fig. 2B, n-q) Dec. 1983-Sept. 1987 may have been the mate of two or more of these males, or of a male just east May 1984 and Aug.-Sept. 1987 (r-t). At the southeast corner of the study area, a female 29 Oct. 1983 was with a 29 Oct. 1983-Feb. 1984 male (Fig. 2A, G-I). Some 100 m north this pair, a Sept. 1983-May 1984 male (J-L) was near two females captured 29 Oct. 1983. 100 m north of him, a Jan.-Apr. 1984 male (M-O) was with a Jan.-June 1984 female (P-Q), and near a 26 Feb.-15 Apr. 1984 young female. A second male seemed in the same area, Feb. 1984 to Oct. 1987 (Fig. 2B, u-v). A young female (D-E) nearby on 11 May had moved 250 m southwest by 29 Nov. In 1987, a May-Dec. male (w-y) had taken the place of male "JKL", but an April 1987-May 1991 male was also near (F-G). A male of Oct. 1983-June 1987 (A-C) and a female of Oct. 1983 were 100 m N of pair "ab.cd."

Thus, 6 or so pairs seemed to have territories on the study area, and five others had edges of their territories there; there would be the equivalent of some 8 territories in the 6-ha area. 48 individuals were captured only once (10 being recognizably young birds, and many others probably older young). Young birds were captured December to March (3-1-6-3 records), and 3 with April recaptures had lost the spotted feathers that would make them recognizable. Of the 38 immature or older birds, 5 were on the east edge, 7 on the west edge, 5 on the north edge, and thus could have been off-area birds; 11 were after March 1988 when our netting was infrequent.

A male fed a female at a *Labidus* swarm 5 Sept. 1982; another male fed a female 12

Sept. On 6 Nov. 83, 2 eggs were in a nest cup 96 cm up in the area of the central (Fig. 3A, h) pair, 100 m from the border. 9 Dec. 1988, 2 eggs were in a nest 0.6 m up far back in the forest. Birds were often seen near mixed flocks, occasionally near ant swarms (Willis 1985). Once a bird went to 13 m up to look at a knothole where other birds often bathed, but did not enter while we watched; normally the species stays near the ground.

Mackenziaena severa - Nineteen birds banded, 14 of 27 captures before noon and only 4 after 5 pm. One pair (Fig. 2C, a-f) were in the two western blocks, the male April 1984 to Dec. 1987 and the female June 1984 to Dec. 1987. A male was captured Nov. 1983 near "e", a female there March 1984, perhaps an earlier pair in the area. Another male (g-h) was recorded April-June 1984 near the female, and a male and female nearby (Fig. 2D, a-b) April 1987; perhaps these were off-area birds from the west. A pair were in the north and northeastern blocks, the male May 1984 to Dec. 1987 (Fig. 2C, i-m) and the female (Fig. 2D, c-f) June-Dec. 1987 (with a young male 13 Aug.). Another female (Fig. 2C, n-p), perhaps the first mate of the "i-m" male, was captured 3 times just south around the south-central block Sept. 1983-Jan. 1984, with a young male on 22 Jan. 1984. In the southeast block, a female was captured Aug.-Sept 1983 (q-r) and a male (s) Sept. 1983, then a second male and young female in adjacent nets near point "r" 1 Jan. 1984. The latter two may have been an off-area family. A young female, captured 6 Oct. 1989 (Fig. 2D, g) at the far southeast edge, perhaps was from the eastern territory. In May 1987, a male (h) and female (i) were captured along the east edge of the northeast block, perhaps a pair of off-area birds. Thus, we think 2-3 territories were in our area, with perhaps some entry of western and eastern pairs, indicating 2-3 ha per pair. Individuals wander separately through the dense understory in most cases, so it is difficult to confirm pairs. The species seems less common on the study plot now, perhaps due to loss of large bamboo "taquaras" (*Merostachys* sp., Gramineae) in 1994, but continues common westward in

thickets, even visiting dense elephant grass at the far west road in the early morning. To some extent, the dry-forest Great Antshrike *Taraba major* has taken its place on the study area recently, even at ant swarms (8 Aug. 1999 and at another swarm with *Mackenziaena* 11 July 2000). *M. severa* follows bird flocks and attacks other birds at *Labidus* swarms (Willis 1984). It grunts "ac" and "ak-ak" at other birds at swarms (13 July 1998). B. Ataguile (pers. comm.) saw it eating nestlings of *Drymophila ferruginea*, and attacked by pairs (23 Oct. and 26 Oct. 1987, plus other days).

Thamnophilus caerulescens - Twelve birds banded, only 3 of the 13 captures before noon (probably descends when sunny) and only 2 after 5 pm. Here mostly 3-10 m up along the road, and over dense blowdown thickets at the botany trail. Not in tall forest interior. Occasionally wanders out in tall sugar cane. Two pairs in 1984, two others in 1987, a new female in 1991 and new male in 1995, indicate considerable turnover. Female fed young female 3 Apr. 1982, and on 4 May a bob-tailed seemingly abandoned pale-spotted young female at the far end of the woodlot, calling "pyint" loudly 38 times per minute (less calls 18:03, when adult female near). A male spread his crest, back feathers, wings and tail and grunted at a female 30 Aug. 1992, but did not attack.

Thamnophilus doliatus - Four birds, one a young male 18 March-8 Apr. 1984 and the others females Oct. 1983 and July 2000 and male Dec. 1987. Here only along the road edge, perhaps part of one territory on our study area. Circling through tall sugar cane with *Basileuterus hypoleucus* pair, near electric line, 10 June 1987. In June 2000, female 200 m in the dense blowdown zone with bird flock. Nest 1 m up along edge, pair building 12 Nov. 1982, empty 19 Nov., and 2 small young 12 Dec. Male fed female in scrub at NW corner woods, 19 Feb. 1987.

Dysithamnus mentalis - Thirty-five banded, 18 of 45 (up to 1988) before noon, and only 3 after 5 pm. One male was recorded Sept. 1983-Nov. 1987, 100 m in along the botany trail (Fig. 2E, a-c) near a male March-

May 1984 (a, j), a third male March 1984 (a), a female (d) Sept. 1986, another (b) June 1987, and a third (e) Nov. 1987. 18 Dec. 1987 a new female was nearby (Fig. 2F, o). On 23 Sept. 1995 we banded a new male, and 14 April 1997, a new male and 2 females (one likely immature), in the same area. Another male (f-h) was Dec. 1983-Nov. 1987 just 50 m west, near the center of the west border, while a male (i) was banded 50 m north 18 Dec. 1983. North 100 m, or 250 m along the botany trail, a female was recorded 4 times with unbanded male(s) 6 May 1984 to 14 Aug. 1994, a longevity record of 10.3 years; one male was banded on her area May 1987, but not seen thereafter. A male (Fig. 2E, k-l) was Nov. 1983-Feb. 1984 near a female "m" (May 1984), at some 80 m east of the long-lived female. Another male (Nov. 1983-Apr. 1984, n-p) was some 50 m east in the north-central square, and male "q-r" (Oct. 1983-Apr. 1984) off southeast near a female "s-u" (Feb. 1984-Oct. 1987). In 1987, a second male (Fig. 2F, a-d, Aug.-Oct.) and female (c-e, May-Dec.) had taken over that territory, and another male (f-h, Dec.-March 1988) had taken over the territory just south (6 March 1988, captured with a young male). Some 80 m S near the road, a male (Fig. 2E, v-y, Aug. 1983-June 1984) was replaced by another 1987 (Fig. 2F, i-j, May-Dec.). At the southeast corner of the study plot, a male (k-l, Sept. 1987) and female (k-m, Sept.-Dec. 1987) had replaced a male (Fig. 2E, z) of May 1984. A wandering male, captured Oct. 1983 and Feb. 1984 near "z", was in April near "c" and June near "y"; this square was relatively unoccupied, or had birds that we never banded. A further male was banded (Fig. 2F, n) at the northeast corner of our area in Sept. 1987, probably from an area to the east. As several territories were at the edges of our study area, some 8 territories were on the 6 hectares (perhaps 9 if there was another pair in the area of the "wandering male"). In 1983-84, we captured a young male 18 Dec., near male "i"; in 1987 two young females (11 May near Fig. 2F, "b", 10 June near "o"), and 6 March 1988 a young male in molt ("h") as noted above. On 23 April 1989, a pair gave "kimp" alarm notes but the female fed

one of two large young well back in the woods.

The species usually follows mixed flocks, 2-10 m in cluttered understory (even vine tangles). When pairs meet (as male "f-h" and pair "a-e" on 11 Nov. 1987) males show white wrists with wings partly out, and chase back and forth.

Pyriglena leucoptera - Some 134 birds banded, 97 of 238 pre-1989 captures being before noon (28 after 5 pm). The central pair (male 14 records Oct. 1983-Aug. 1988, second female, 10 records June 1987-June 1988, with oven-shaped nest on ground and two large young 12 Dec. 1987, at least one young out with male 18 Dec.) mainly used the central two hectares of our study area (Fig. 3A, a-m, Fig. 3B, a-i). The first female (12 records Oct. 1983 on, Fig. 3B, n-w; 15 April 1984 with the first male and a young male; last seen with another young male on 25 March 1987) had wandered over a diagonal 400 x 100 m from the northwest to southeast corner of our study area. Another male off west (j-n; Dec. 1983-Sept. 1987) visited mainly the two western squares, but in June 1987 got to 100 m east of the western squares. He had a female (o-q) from Nov. 1983 to March 1984, another (r-t) May-Dec. 1987. This male and his females stayed mostly under 100 m from the road, another male mostly 100-200 m from the road (Fig. 3C, a-e, 6 records Dec. 1983-June 1988), when in the study area. Both probably wandered west or northwest of the study area. Possibly a female that favored the northwest square (f-k, 7 records Nov. 1983-June 1984, with a young female 1 Jan. 1984) was the mate of the northwest male. However, another male (l-o, 6 records Dec. 1983-June 1988) worked much the same area, although an area also somewhat like the following pair. A male and female netted together Oct. 1983 (male 4 records to June 1988, female 3 records to May 1987) only reached the northwest part of the study area (Fig. 3D, a-f). A male and female captured in adjacent nets Sept. 1983 at the east edge of the study area (g-n, both 4 records to April 1984, including 22 Jan. with a young female), only used the two eastern squares. They probably ranged to the forest corner 200

m east of the study area. Another male, with 7 records Feb. 1984 to Sept. 1987 (with young male 26 Feb. 1984, however), was with a female with 4 records March-Oct. 1987, in the two eastern squares (Fig. 3C, p-w). A female with 6 records (12 March-June 1987) and a young male with 5 (12 March-30 Sept.) wandered widely over the study area (Fig. 3E, a-e, f-i), as did a female that lived 8 years (j-m, Sept. 1987-Sept. 1995). Many other birds were recorded 1-3 times on the area, including a female with 3 records Nov. 1987-May 1991 at the southeast corner, and another with 4 records Jan.-June 1984 at the NE corner (with a young male 1 Jan.). One young female, banded 18 Dec. 1983 at the northwest edge of the study area, was the only banded bird identified over 500 m east at a forest-corner *Labidus* raid on 22 Jan. 1984. Other records of wandering young were varied: a young female banded 18 Dec. 1983 was 170 m east 25 March 1984; another 25 March 1987 was 250 m SW on 10 June and only 60 m NW of the banding site (with eggs) on 3 December; a third one 6 March 1988 was only 100 m SW on 12 May a year later; a fourth banded 12 March 1987 was 100 m NE on 4 Sept., but back near the banding site 23 Oct.; a fifth banded near the fourth was with it on 4 Sept., perhaps the same family; a sixth banded 12 March 1987 was 200 m NW and had red eyes 10 June; a young male banded with her on 12 March was perhaps her brother (two eggs are normal for the species; he was 50 m west on 18 March, 200 m west on 8 April, and 100 m northeast of the first site on 30 Sept.); another banded 18 March 1987 was 150 m NE on 28 May. We netted 20 young males and 21 young females (orange eyes until May or so; later we would not have recognized them), November to May (records by month, 1-14-4-6-11-3-2). In the field, 12 Nov. 1982 a grown young called "chrie" after an adult; a young female peeped after a female on 1 Jan. 1984 (above); also see above for March, April and December young.

One pair on the area and 4 pairs at the borders in 1982-88 indicate a breeding density of 2-3 pairs in 6 hectares, or close to the density of *Mackenziaena severa* (but with much more

overlap of areas of use, and distant birds wandering in). In the dry La Niña year of 2000, there seemed many fewer *Pyriglena*; *Labidus* swarm more during the day in wet years or seasons (Willis 1967), and birds of this genus regularly follow ants (Willis 1981). On 15 April 1984, the first pair above and their peeping young male were catching insects falling from a group of *Drymophila ferruginea*, twice supplanting the latter when they tried to descend after escaping prey. The species often follows under mixed flocks of *Drymophila* and other birds. 16 Aug. 1988, about 9:30 two males and a female hopped on the road, carrying fallen leaflets and pecking prey as if an emergence of insects; on other days birds entered the tall cane, and cane workers reported a banded bird 1 km S on a day cane was burned for harvest (6 Oct. 1989). On 12 Jan. 1992 and 14 Aug. 1994, one or two males followed Willis for over 100 m as he cut vines along a trail, a behavior reported several times by workers that clear the botany trail. On 28 July 2000, a tame male hopped a meter or two from students and us cutting trail. On 7 March 1992 a banded male and several *Trichothraupis* wandered under a band of *Cebus apella* about 150 m in on the botany trail.

Drymophila ferruginea - Twenty-two birds banded, only 7 of 24 pre-1989 captures being before noon (indicating descent in afternoons) and only 3 after 5 pm. One male with 13 records Sept. 1983-Dec. 1987 (Fig. 3B, a-j) occupied the north-central square, with an unbanded female and two young birds 1 Jan., 5 Feb. and 15 Apr. 1984; only once was he off 50 m W as if trespassing. An unbanded pair just south had a nest 4.5 m up between leaf petioles of a bamboo "taquara" (*Merostachys* sp., Gramineae), a thin strand and moss cup, found by Willis on 26 Oct. 1987 (B. Ataguile saw the male carrying material one week earlier) after the male fed his mate twice. Wind knocked out one egg by 11 Nov., when the female went to incubate after sharp "peup" notes at Willis and Ataguile. 18 Nov., the pair fed young in the nest, calling "peu" to each other faintly; the female sat to brood once. 26 Dec. the male was feeding a grown young bird;

it gave faint “a-a-a-a-a-a-uh” and took a caterpillar from his beak as he mandibulated it. On 6 March 1988, the male fed his mate; no young bird was present. 10 April 1987 afternoon, the male and female had sat in several possible nest forks in vines 1 m up just 30 m west, spreading tails and giving faint “i-i-i-i-i-i-i-i” series (Willis and R. Cavalcanti). Another bird of 3 on 22 Aug. 1982 had showed nest sites with the same call. On 7 March 1992, another male, after faint “eu” notes, checked nest sites with the same series, near a female and two juveniles; all called a sharp rattle “di-i-i-i-i-i-it” and “weyou” at Willis, the juveniles approaching within 5 m but not the adults. Off west of Male a-j, the dense tangled zone of the northwest square was occupied Sept. 1983-June 1984 (k-o) by another male and then 6.4 years (Fig. 3G, a-f, Apr. 1987-Sept. 1993) by a male and female (g-i, Apr. 1987-Sept. 1991). In the west half of the same square, another male was present Apr. 1987-March 1992 (3 records), probably a bird with part of its territory off the study area. At the north edge of the same square, a male banded Nov. 1987 was not recaptured, and perhaps had a territory off north. Just south on the botany trail in the southwest square, males “j” (Dec. 1987) and “l-m” (May 1989-Aug. 1994) were present. At the far southwest corner, a male (Fig. 3F, p-r) had been present Dec. 1983-June 1984. In the square to the east, south of the unbanded pair, there was a male (s-z, March 1984-Aug. 1987); another male (banded Dec. 1987 and a third May 1989) occupied a zone at least 100 m across and disputed 14 April 1987 with an unbanded pair in the southeast square. However, a male (A-C, Sept. 1983-Feb. 1987) at the far eastern edge of this square (26 Feb. 1984 an unbanded female was with two “uh, a-a-a-a-a-a” juveniles there) was with an unbanded female at the east edge of the area of male “s-z” on 13 Feb. 1987, suggesting that the unbanded pair was gone. Perhaps he had moved into that territory, however. Two new males were banded Sept. 1987 (Fig. 3G, n-o) at the edge where this male had been in 1983. Off in the northeast square, male “p-s” was present Aug.-Dec. 1987

(with unbanded female in Oct. and Dec.). Just northeast, a female was present Feb. 1984-Sept. 1987 (Fig. 3F, D-F), perhaps of a border pair. Two males were banded in her area Oct. 1987, one perhaps her mate. There were at least 7 pairs on the study area and 6 border pairs, indicating about 10 pairs in 6 hectares of study area, or 0.6 hectare per pair.

Generally with mixed flocks 10 m up in dense bamboo or vine tangles, attacked by *Pyriglena* near the ground (see above). The male spreads crest, white back and tail, waving the latter up and down, in fights. In the southeast square, an unbanded female went 13 m up to bathe in a knothole visited by several birds, 14 April 1987, and had to supplant a *Basileuterus hypoleucus* three times to keep it off. On 29 April, an unbanded male and female antwren went up to bathe. 25 Sept., a female bathed 8:50 in dew atop leaves 3 m up; she was in the green edge earlier, in the bamboo understory later in the morning. Ataguile noted that *Mackenziaena* predated a nestling of the northeast male and his unbanded female 23 Oct. 1987, and was attacked by the pair; the northwest pair also attacked one another day.

Dryophila ochropyga - Thirty-three birds banded, 24 of 47 captures pre-1989 being before noon, and 10 after 5 pm. Pairs wandered through low thickets or bamboos rather separately, so we rarely confirmed who was mated to whom. A female (March 1987-Nov. 1988, Fig. 3H, a-f) had a large area, the central southern square plus 30 m northwest and 30 m east, but the open understory there was not the best habitat. In March 1984, two females had been banded at the southwest corner of her square near the start of the botany trail. A fourth female wandered over dense thickets by the trail to 100 m northwest (May 1984 to June 1988, g-j). A male was in the net near her April 1987, a young male June-Aug. 1988. She had been banded 26 Feb. 1984 at 200 m NE, perhaps as an immature. March-June 1984, there had been a fifth female (l-m) in the south part of her area. On the same dense area, male “n-p” was recorded June 1984-Nov. 1987, the last with an unbanded but perhaps

immature female. A young male was banded nearby 18 March 1987. Over the northwest square just north, in dense zones along the botany trail, a male “q-t” was recorded with an unbanded female Dec. 1983-April 1984. Another male occupied his area Feb. 1984-June 1987 (u-v). Off west at the edge of the study area, a June 1984 female was banded (she may have been the female of male “q-t”) and a Nov. 1987 female also (mate of “u-v”). A male banded Sept. 1986 near “a”, moved 200 m east to the dense southeast corner of the study area in April-Sept. 1987 (w-x), where a female (y-z) had been banded Sept.-Oct. 1983, and two others Feb. and April 1984. At the north edge of this square, Sept. 1983-Feb. 1984, a male (A-B) was near three females. Another female (C-D) was there Sept.-Nov. 1987, perhaps mate of male “w-x”. At the west edge of this square, between territories, three females were banded 22 Jan. 1984, perhaps young birds or the predecessor of female “a-f” and two offspring. In the northeast square, an eastern female “E-F” Jan.-Apr. 1984, perhaps was from a peripheral territory. A male “G-H” was present Apr.-May 1987, “I” Sept. 1987. A male, banded 5 Feb. 1984 near “u”, moved 200 m east and was with an unbanded female at “J” in June 1987. A young male was banded there Oct. 1987. At “K”, just off our area, a female was banded Oct. 1983, the only capture in open understory. The species was absent in rather open understory from there southeast, even though *D. ferruginea* of tangles 5-10 m up had territories there (see above). At 9 am, on 28 June 1987, male “J” and his mate did move high through the understory 90 m west of the northeast corner, but such birds would not be captured by mist nets. Only 3 territories were on the study area and 4 or 5 peripheral ones (including a possible SW territory of male “L,” banded Sept. 1987), or 4-5 territories in some 4 hectares that could be used by the species.

A female bathed in a knothole 5 m up on 19 June 1987. One took a caterpillar to the ground, rattling at us but shaking and eating it. Ataguile saw one attack a *Mackenziaena*, predator of nests, in October 1987.

Capsiempis flaveola - Eight birds banded,

3 before noon and none after 5 pm. Six were along the road edge, where often out into tall sugar cane early in the day. Only two were resighted, one Aug. 1984 at 180 m west of the first capture Oct. 1983 and along the road, the other at 120 m E along the road from the capture June 1984; in May 1987. None were captured in dense tangles at the west edge (where they mostly fly atop the tangles, often in mixed flocks), and only one in the bamboo or open understory 140 m in and one at the denser NE corner 200 m from the road. Perhaps only one group occupied the road edge on our area, or two, with territories some 200 m long. A greenish young was with a pair 18 Dec. 1983 near the west edge. Female building a cup nest, 3 m on pendent frond of palm at west road 8:56 and 9:20 on 28 April 1989; she brought *Bauhinia* petals and dropped them inside the edge, sat and turned, pressed, and looked as the male flew about with “prrrrr” buzzes at 0.3-0.8 m off. He followed her off when she left. Nest empty 7 and 12 May.

Hemitriccus diops - Nineteen birds banded, 11 of 28 pre-1989 ones before noon, only one after 5 pm. Bands in wet late 1987 stuck to legs of two four-banded birds, so recommend use of only one tiny hummingbird band and one color-band on separate legs. Two birds of northeast block (Fig. 4A, a-d, March-Sept. 1987 and “e-g” Sept.-Dec.) were the only possible pair; usually one sees solitary birds. Two other birds were recaptured on areas about 100 m across, one in the northeast block Oct. 1983-Feb. 1984 (h-i) and another (j-l) in the northwest block (Dec. 1983-June 1984). A fifth bird was recaptured Dec. 1987, 200 m east of a capture Apr. 1987 (m-n). A sixth (o-p) was captured only at the start of the botany trail, March and May 1984. Single captures of 10 birds were at localities “q-z”. Occurs both bamboo and in *Celtis* tangles (out into tall elephant grass at west edge in June 2000), not strongly affected by bamboo loss in 1994. Not recorded much in north-central or central area (so only about 6 birds in the 3 hectares occupied), but dense southwest zone also little used. In mixed flocks only occasionally. Purple eyes, closed and feigns death in hand. Lone

bird sallying for spider webs, and carrying them off to unlocated nest 4 Sept. 1987 (Willis and Ataguile).

Elaenia obscura - One, probably migrant, 6 Oct. 1989. Usually in scrub and "soft" bushy edges along streams, west and east ends woodlot.

Cnemotriccus bimaclatus - Seven banded 1987 on, the only recapture being a male of Oct. 1993 at 50 m east in Sept. 1995. Thickets near botany trail and road in southwest road quadrant, only; probably a single peripheral pair in 1-2 ha there, plus young and wandering birds. More common in dense cerrado off northwest of the semideciduous forest zone, has moved southeast at forest edges in recent dry years. Dawn-song alternating "peereej! weer-chuck!" with occasional "chrrrit" series ending in "peereej," low inside border just west study plot, 4 Oct. 1992. This species is easily confused with *L. euleri* in the hand.

Lathrotriccus euleri - Forty-two banded, only 11 of 40 before noon (likely forages high early in day) and 2 after 5 pm. A pair at the SE edge (Fig. 4B, ab, cd) were captured Sept.-Oct. 1983, another (e-g, 20 Aug. 1983-Jan. 1984), near a fourth (h-i, Jan.-8 Apr. 1984), a fifth (j-k, Sept.-Nov. 1983) near the botany trail off northwest, then a sixth (l-m, Oct.-Nov. 1987) and seventh (n-o, Oct. 1993-Sept. 1995) on the same trail, and an eighth one in an area 120 m north to south along the east edge (p-s) Sept. 1987 to Oct. 1989. The 28 birds captured once or twice on a single day were scattered all along the squares (A-Z, *, t); notable was that in 3 cases two birds were captured in the same net, either pairs or territorial opponents. Territories seem somewhat over 100 m across, perhaps 5 or 6 pairs in the study area of 6 hectares. Only one bird was captured in winter, 19 June 1987, a season when only a few occasionally-singing males are present in woods near Rio Claro; 20 Aug. 1983 male "e-g" was back; captures 1983-1988 were high in Sept. (12 birds) and Oct. (8), moderate Nov.-Dec. (6-5 birds), lower Jan.-Apr. (2-2-3-1 birds). Occasionally the species is near a bird flock or next to a swarm of *Labidus* ants, as noted in Willis (1983). In a dispute,

11 Nov. 1987, male "r" fluttered his wings at another bird. While birds are often in open understory, several were captured in dense thickets (as on the botany trail).

Platyrhynchus mystaceus - Two captured, both in open understory at 100 m from the road, Sept. 1983 and Nov. 1984. The species is rare locally, perhaps more in the open-understory and swampy north part of the woodlot.

Tolmomyias sulphurescens - Four captured, 3 in the open-understory north-central square and one near the SE corner where fairly open but near the road. Normally flies over nets at 5-10 m up, often in bird flocks. In crown of paineira (*Chorisia speciosa*, Bombacaceae) 25 March 1984, north-central square, sallying for insects next to old flowers. Oniki saw one sally to get several insects atop a leaf over the road, 8 April 1984.

Knipolegus cyanirostris - A winter species 1-5 m up at forest edges; female 17 June 1984.

Empidonomus varius - A summer species 3-30 m up at edges; one banded 12 December 1987. In fruiting Lauraceae by road, 4 Oct. 1992. Raised crowns in fluttering fight up into air, "seize" notes, 22 Sept. 1991.

Myiarchus swainsoni - An upper-level summer species, female with egg 26 Oct. 1987.

Leptopogon amaurocephalus - Fourteen banded, 13 of 22 pre-1989 captures before noon but none after 4 pm. A female, Aug. 1983-Sept. 1987 (Fig. 4C, a-g; with a white-spotted large Cuckoo (*Dromococcyx pavoninus*) offspring, calling a rapid "chi-i-i-i-if," 22 Jan.-5 Feb. 1984), occupied an area 200 m across. Her probable mate (singing but brood patch small) was recorded Sept.-Nov. 1983 (h-i) in the area. Four others were banded but not recaptured, two in the northeast and two the southwest square, in 1983. In 1987-88, one bird (j-m, April-Sept.) crossed the interior of the area from southwest to northeast, a male and female (n, o) were in the central square near the road, another male and female (p, q) near the far northwest corner, and two birds (r, s) in between the northwest two and the central lone (?) bird. Probably one pair and two peripheral pairs were in the area, or 3 ha

per pair, both in 1983 and 1987. The species follows bird flocks, 1-10 m up in the understory; here it mostly avoided dense tangled zones as along the botany trail, but was at times along the road.

Chiroxiphia caudata - Eleven banded, 15 of 24 pre-1989 captures being before noon and only 3 after 5 pm. Two others died in the net or hand, apparently inhaling air and becoming stiff; puncturing the air sac is said to prevent this. Nonbreeding May-June (3 and 5) and August (7 captures) were the best months, indicating "local migration". The main male (Fig. 4D, a-i, May-Oct., from Aug. 1983-Aug. 1988) was captured all over, except the northeast and northwest squares, and two females (o-p, May 1984, j-n, March 1987-Aug. 1988) over areas 200 m long. A young male (2 records, Jan.-June 1984) also wandered from the road to 200 m in. We recorded four other young males (two Aug. 1983, one dead in net; Oct.; Sept. 1986) and four females (Oct. 1983, Dec. one died, May 1984, June 1987), plus a 3rd-year male in April 1990 and another June 1991. Leks of this species mostly are in open-understory parts of the wood near creeks, 1 km N or 2 km W of the study area, and we never heard displays in the study area despite regular nonbreeding visits of the principal male. As parrots, birds probably wander long distances after fruit. 20 April 1982, a reddish-green backed hybrid male with *Antilophia galeata* was singing in the swamp (where *Antilophia* occurs) 1.5 km north.

Manacus manacus - Six banded, 4 before noon and none after 14:05 pm. All were females, 3 in June and 1 each in May, Sept., Nov.; the leks are in a swamp area some 1.5 km north, September-May, and birds probably wander more or "migrate" in nonbreeding months. 1 July 1991, visiting *Trichilia* fruits repeatedly, at nearby forest edge, supplanted both of a pair of *Dacnis cayana* (M. J. C. Gondim and Willis).

Turdus nigricaps - Two females 29 Oct. 1983, one speckle-crowned young 6 May 1984, (the latter 150 m from the border), of this spring and fall migrant, which breeds in southern Brazil. In Lauraceae in fruit, 4 Oct. 1992.

Turdus rufiventris - Only Sept. 1983 and Aug. 1988, perhaps migrants, both 100 m in at the same location by tangles (fruit tree?).

Turdus albicollis - Only Dec. 1983 and May 1984, 150-200 m from border; seems to have disappeared after the wet El Niño years.

Vireo olivaceus - Two 28 Sept. 1983, one Dec. 1987, all near midday when this canopy bird forages lower. Common summer species, recorded 29 August 1986 on. In Lauraceae in fruit, 4 Oct. 1992. Young calling "if" repeatedly after adult in mixed flock, 22 Jan. 1984.

Arremon flavirostris - Five banded, all at dense east edge except one 200 m in forest at center. Pairs come hopping out at the dense east edge by the electric line in early morning, and perhaps range 200 m west to the study area edge.

Arremon semitorquatus - Once, 18 March 1984, at start of botany trail. Species disappeared in recent dry years.

Haplospiza unicolor - Male and female 17 May 1991, separate nets on dense botany trail. Only in winter here, low at woodland edges or roads in many cases.

Tiaris fuliginosa - Eight banded, all 100-200 m from the road and not along it, 6 of the 8 in morning and none after 3 pm, probably wandering after seeds, fruits, nectar or Homoptera. More likely to nest at "soft" east or west edges woodlot, but records scattered throughout year (Feb.-Oct.).

Sporophila caerulea - One male, 30 m from road Dec. 1987. Scattered pairs nest, and flocks winter at edges with grass seeds. Male fed two young in nest 2 m up, edge, 10 April 1982. On 26 Feb. 1984, female or young "cheup" with wings out and down after a male, then ate grass seeds on its own. 8 April, male fed half-tailed young after got a few grass seeds. 2 April 1986, male building cup nest 3 m in *Croton* brought material from 50 m off in sugar cane, once from 10 m off along woods; he gave "te-e-e-e-e-e-e-e" faint, sitting in the nest, whenever the female approached. 14 April 1987, young called and fluttered to sugar cane after adults, all fleeing from a wood-edge grass tuft. 25 April 1993, large young called after 2 females at a weedy edge.

Passerina glaucocaeerulea - Two males, 6 and 20 Aug. 1983, female or young male 16 April 1990, all wintering at road edge. The first male was still present 20 Aug., eating fruit of *Hybanthus atropurpureum* (Violaceae) low by edge. 1 Sept. 1991 at 7:35, another male at the west edge of woods hovered to get pendent grass seeds, alighting to chew each seed. Flew out over cane from wood edge, 12 Sept. 1982.

Pitylus fuliginosus - Two after 5 pm, Sept. 1983 and 12 Feb. 1984, before became uncommon in recent years. Both 100 m in the woods, between two center squares, rather open understory. Usually higher, 5-15 m up, but below canopy.

Saltator similis - Four wanderers, two before noon and none after 3 pm, some 100 m in from edge, Sept.-Oct. and April. More common on "soft" edges along creeks. Mandibulating white and purple flower (Bignoniaceae) 5 m up, 19 April 1991. Two grown young after adult 18 Dec. 1983.

Thlypopsis sordida - Five banded, two before noon and none after 4 pm, mostly along edge or to 100 m in along botany trail vine tangles. Pairs in dense tangles 2-10 m up, mainly forest edges. Holding dead leaf with one foot as removed tiny insect with beak, 10 June 1982. Netted birds mostly seemed young, with rather brown eyes. At least one pair regular along study area edge, perhaps more. With bird flocks at times.

Trichothraupis melanops - Ninety-two banded, with 53 of 135 pre-1989 birds before noon, and only 10 after 5 pm. A young male in female plumage Aug.- Oct. 1983, was in male plumage May 1984 to April 1988 (Fig. 4E, a-d and e-l) and wandered mostly over the two southeastern squares or in the central northern square. His female (m, n-t) wandered Sept. 1983 and March 1987-April 1990, over much the same area. Another male and female (Fig. 4E, a-d, Aug.-Nov. 1983; e-j Aug. 1983-June 1984) had occupied the center of the same area and could have been the parents of the first male. A second young male in female plumage Aug. 1983 (and perhaps the brother of the first male) was ending molt to male plumage the following March, and occupied

an area overlapping the first male until Nov. 1987 (k-l, m-q), centered more in the western two blocks of the study area, where he seemed to have replaced a Aug. 1983-June 1984 male (Fig. 4E, u-w) and his female (Sept. 1983-June 1984, x-z). A female centered in the southwestern block (A-E) Nov. 1983 to Aug. 1988; but a female in the northwestern block (F-H, April-June 1987) also overlapped male u-w, while a male (I-K, Sept. 1986-June 1988) overlapped the southwestern female. A female "L-M" had been there Oct. 1993-May 1994. A male (Fig. 4F, r-t, Sept. 1983-Feb. 1984) and female (u-v, Sept. 1983-Jan. 1984) were along the north edge of the study area, perhaps a pair; another male was there June 1987-88 and two females (3 records May-June 1987, 3 records May-Aug. 1987). At the east edge of the study area, a male "w-x" Oct. 1983-May 1984 and possible females of his (y-z, Sept. 1983-Feb. 1984; N-O, Fig. 4E, Oct.-Nov. 1983) probably had an area that extended to the woodlot corner 200 m east. Sept.-Nov. 1987, male "A-B" (Fig. 4F) was there. Other females or young males were recorded twice on the area of the first or central pair (Aug. 1983; young bird March 1984; March 1987; two Oct. 1987), while 64 birds were recorded only once on our study area (12 recognizable as young birds, December to February, 2-2-7-1 cases). Male sang alternating "twitter-see, twitter-sit" phrases as to nest sites; followed his female to one site, 17 Oct. 1982. Young out, "wiest" notes after adult, 12 Nov. 1982.

We thus estimate that one main pair and 3-4 peripheral pairs were on our area, or some 2 pairs for 6 ha (3 ha each pair). However, there is clearly much overlap of areas of use, with a given pair using at least an area 250 m in diameter (or 5 ha). A similar situation is recorded for *Pyriglena leucoptera*, another species that frequents army-ant swarms. Here, since *Eciton burchelli* has not survived in this small woodlot, the fire-eyes and tanagers follow only swarms of *Labidus praedator*. 7 March 1992, several were with *Pyriglena leucoptera* following under a group of *Cebus apella*, probably catching flushed insects; one female pointed her beak skyward at a young male changing

plumage. In 1998-2000 the species seemed unusually rare, with only one or two at 4 different ant swarms. 7 June 1992 early morning, a strange dark individual with orange crown stripe and yellowish belly, perhaps a melanistic form or hybrid with *Tachyphonus coronatus*, was sallying to the air with others at the southwest corner of the woodlot.

Tachyphonus coronatus - Thirty banded, 15 of 35 pre-1989 birds before noon and only 2 after 5 pm. Few of this edge species were recaptured, giving the impression that many were wandering nonbreeding individuals, especially seven once-captured birds March-April and Sept.-Oct. 1987 and eight more May-June and Aug. 1988. Young males changing from female plumage were among them, 16 May 1988 and 4 Sept. 1987. However, one 29 April female (Fig. 4G, a-b) was seen with an unbanded male 250 m SW, across an open-understory stretch, on 8 May. A pair at the west end (male c-d, female c-e, Sept.-Dec. 1983) and two males there later (Fig. 4H, a-d at Dec. 1983-April 1984 and e-g, Sept. 1986-Nov. 1987, the latter with unbanded female) gave the impression that the east end of a regular territory was there. Eastward, a male (h-i, Sept.-Oct. 1983) and female (j-l, Oct.-Dec. 1987) may have represented the west end of a territory that went 200 m east to the forest corner, suggesting a territory 300 m long by this "hard" wood edge (and very little use of uncluttered understory between east and west territories). The species is much more common at "soft" or cluttered bushy creek edges east and west. Occasional birds were out in the sugar cane along the edge, for instance 18 April 1982. At the northwest road, 4 Oct. 1992, a female brought several strands to a cup 1 m up in a melastome bush in tall elephant grass; the male, calling "chip," occasionally accompanied her. 22 October there were 3 eggs, the female on 7:23 am. 6 Dec. the nest was gone. One bird followed a *Labidus* ant swarm 10 Oct. 1997, four were at a *Trema micrantha* with fruit 200 m along the botany trail 3 May 1998, in both cases together with other species.

Habia rubica - Thirty-seven banded, 24 of 55 pre-1989 captures being before noon and

11 after 5 pm. It was common to get several birds of an understory flock together in the nets about the same time. The most-recorded male (Fig. 5A, a-g, Sept. 1983-Dec. 1987) occupied an area at least 250 m across in the northwestern half of the area. The most-recorded female (j-q, May-Oct. 1987) was in the same zone, both favoring the open-understory north-central square. An associated male (Fig. 5B, a-d, Aug. 1983-March 1984) occupied only the north-central square and square above it. Another female (Fig. 5A, r-w, Sept. 1983-Oct. 1987) carried nest material 23 Oct. 1987 (giving "e-e-e-e-" series as a copulation invitation), but she occupied the north-central and northeast squares near a male "x-y" (Sept. 1983-March 1984), a male "A-C" (Aug. 1983-Sept. 1984), and a fourth male (Fig. 5B, e-f, Sept.-Oct. 1987) just east, perhaps the second mate of the female "r-w" (he was with both females on 23 Oct. 1987). Sept. 1983-Jan. 1984, another female (D-E, Fig. 5A) had been near the second one. June 1991, two new males and two new females were in the area near "x-y". Overlapping somewhat with the first male, other birds occupied the two western blocks, probably the east half of another territory: three females (Fig. 5B, A-C) and a male (D) Aug.-Sept. 1983, a male and four more females (E, F-I) May-June 1984, two others Nov. 1987 (J-K) and a male in Oct. 1987 (L). Of two young banded in this group 18 Dec. 1984, one disappeared (M) and the other female (N-P) passed to the east edge of our area, 300 m NE, Sept.-Oct. 1987. This territory probably extended to the southeast corner of the woodlot, 200 m east. Jan. 1984 we had banded on the east edge two males, a female, and two young birds (Q-R, S, T-U, the latter recorded again in March at "V"); Sept.-Dec. 1987 a new male and female were there (2 and 3 records); May 1988 he was with two new young (one recaptured Aug., still in female plumage). A new male was banded Oct. 1989 nearby (W). Another female was on the north edge ("X" May 1984) and a male Oct. 1987 ("Y") 100 m in from the road. The species was rarely seen next to the road, staying 30 m or so away. It did use rather dense understory, for

instance, the western botany-trail squares. We estimate that we had about 1.5 territories ($0.75 + 0.5 + 0.25$) on our area, or 4 ha per family (200 x 200 m). *Automolus* (above) follows the families, which often attract other species as well, as in Paraguay (Bertoni 1926), Central America (Willis 1960) and southeastern São Paulo (Develey and Peres 2000). As in most other regions, it was seen near but not following *Labidus* swarms.

Pipraeidea melanonota - One, 6 Aug. 1983 late day, bird with broken but healed leg. This wintering species is more in the sub-canopy, and was most common around Rio Claro in the El Niño of 1983.

Basileuterus flaveolus - Twenty-five banded near road edge, with 36 of 50 pre-1989 captures before noon (moves around more early in day) and only 4 after 5 pm. One male (Fig. 5C, a-h, Aug. 1983-May 1984) occupied the 200 m east from the botany trail, once to 100 m in along the trail; his female (i-l, Aug.-6 Nov. 1983) disappeared and he was singing constantly 5 Dec. Another male was in his area (2 records, m-n, Aug.-Dec.), but only along the road. Another male (Fig. 5D, a-d, April 1986-Aug. 1987), a third male (e-h, Oct. 1987-May 1989), and a fourth male (i-k, Oct. 1989-June 1991) later were in this roadside section. A female (l-p) was with the second and third males from April 1986 to May 1988. From the botany trail west, male «o» was present Dec. 1983 (he had been 120 m east, at «b» in the area of the other pair, in early Aug.), then another «p-w» male Apr. 1984-Dec. 1987 (to 100 m E near «b» twice, once the last day the first male was seen and once when was no longer around, both in winter). An oven nest on the ground, with 2 eggs 21-22 Nov. 1986, had an unbanded female that hop-fluttered off with spread tail on the ground, giving «chahh» hisses; 28 Nov. there were young; 8 Dec. the male fluttered off from the nest, dragging his spread tail and calling buzzes; and 1 April the male was with a young bird. 8 April we netted a seeming young bird, still present 1 Sept. and 18 Dec., the latter date with brood patch vascularized and at the botany trail between territories. In Oct. 1993,

we banded another pair in the area, Sept. 1995 yet another pair (one still present April 1997, but with a new mate). From the east border of our study area to 200 m away at the woodlot corner, a male was present Oct. 1983 to April 1987 (5 records) once out in the sugar cane. For two records (A, B) March 1984 and April 1987, hence nonbreeding, he trespassed west to the west edge of our study area, or 400 m from the woodlot corner. Another male took over his area April 1987 to April 1990 (C, D). Males seem to have areas about 200 m along the road to 100 m in the forest, or areas of 2 ha, as recorded in Minas Gerais (Duca and Marini, 2000). Singly recorded birds reached 200 m in the forest, even in open-understory zones more suitable for *B. leucoblepharus* (which stayed northward and westward near creeks in the woods, and never reached the bamboo and vine zones near the south edge). One, 12 Feb. 1984 by the road in the east area, was a young bird. Follows army ants at times (Willis 1986).

Basileuterus hypoleucus - Fifty-three banded, with 44 of 91 pre-1989 captures before noon and only 4 after 5 pm. Pairs occupied areas of about 1 ha. A female (Fig. 5E, a-f, Nov. 1983-11 Nov. 1987, when carrying food for young as her male sang) occupied the north-central block, with one male (g-j) Aug.-Nov. 1983 and another April 1987-May 1988 (k-o, perhaps the unbanded male with her at «c» on 15 April 1984). In the southeast block, a male was present (p-w) Aug. 1983-June 1984, on 22 Jan. («r») with an unbanded bird and 3 young-one banded that day - plus a possible female (Fig. 5F, a-g) banded with him the August before. This bird survived to April 1990, or 6.6 years from banding, along a strip 50 m wide by 120 m in from the road in the west half of the block, and was not heard singing; it did not associate regularly with other birds, however. A fourth bird, perhaps the unbanded female or one of the three January young, was banded near this bird in May 1984, then recorded (Fig. 5E, A-E) over the square until June (still with the male). Another male was present Aug. 1983-Aug. 1988 (Fig. 5F, A-K) in the same block, at first (to 1 Jan. 1984,

“B” when with unbanded female feeding 2 young) only between the areas of the southeast and north-central birds. Later he also went east along the road, to a bathing tree, and June 1987-March 1988 a banded female (L-O) was usually with him. A pair just east (Fig. 5G, a-c and female d-g) were mostly off the study area (Oct. 1983-Oct. 1984) and ranged from the east edge 100 m east to another botany trail, 100 m from the corner; both, as others, even wandered out in tall sugar cane at times. Just north, another male (h-j, Sept. 1983-Sept. 1987, once with unbanded female) barely reached our area. Another male was on the same area “h-j” Sept.-Oct. 1983 (k-l), but in April 1987 to June 1988 (m-o) was wandering from 100 m north to 100 m southwest of there (records in fall and winter; perhaps his true territory was off northeast). In the south-central block, bird “p-t” (May 1984-Aug. 1987) and later two others (June 1987-April 1992, u-x; Oct. 1987-Aug. 1988, A-C) were present. Just west, from this block to 100 m NW in the western blocks, a male with unbanded female was present Nov. 1983-June 1984 (Fig. 5F, h-k). Male “l-o” with unbanded female then took over March 1984-March 1987, including approach to playback 17 June 1984 at “n,” near the following pair. At this southwest corner, a female was present Sept. 1987-Nov. 1988 (Fig. 5E, F-J) with an unbanded male in 1988 but with a banded one Apr.-Nov. 1987 (K-P). In the area, Sept. 1995-April 1997, a new pair were banded and stayed (2 records each). Near both at the west edge on 1 Sept. 1987 (female still unbanded) to 25 Sept. (Fig. 5F, P-Q) was a possible young male, perhaps from a territory off west, banded with the male at “E” off 200 m E in Apr. 1986. In the west half of the northwest square (male R-T, June 1984-May 1987; female U-W March 1984-with then-unbanded male - to 18 Dec. 1987). Nearby, on the northwest edge, male Q-S (Fig. 5E) was recorded Apr. 1987-June 1988, probably an off-area bird. At the far northeast corner of the study area, a bird “T-U” Sept.-Oct. 1987 may have been an off-area bird. April-June 1984, at the south edge of the study area, a young bird (Fig. 5G, D-E, banded 6 Aug. 1983 with a

second young bird); went 100 m south in the cane field to the edge of a pond on 11 Aug., hence wandering. The second young was recaptured 150 m NW on 28 Sept. (H), 100 m E of there on 8 Oct. (I), and back near the road 50 m W of the banding site on 10 June 1984 (J), hence wandering widely. A male (K-N) banded 28 Sept. 1983, wandered south into the north-central square in Feb. and May 1984, then southwest in June 1984; perhaps he was a wandering young. Another young bird, banded 22 Jan. 1984, was near the first two (V-W, Fig. 5E). Of 15 birds 1983-88 never resighted, 3 were young; in two cases, two birds were in a net together; but 7 captures were on the east edge, 4 on the west, and 1 on the north, likely peripheral birds. Thus, there were 5-6 pairs on the 6-ha area and at least 4 at the borders (probably at least 3 more on the north border). With some 0.7 ha per pair, density was like that for *Synallaxis ruficapilla* and *Drymophila ferruginea*. Dull-colored and brown-eyed young were captured in December (2) and January; later in the year probable young (see above) were like adults. Female carrying nest material pecked off limbs 1 m up, male following and singing, 4 Oct. 1998. The species is often with forest-interior mixed flocks, 1-10 m up in open or cluttered understory, at times wandering around a *Labidus* swarm (Willis 1986). Sallying repeatedly as if for an aerial insect swarm, near the road 16:13 and 16:43, 3 June 1984; 14 April 1987, tried to visit knothole 13 m up near road, but supplanted 3 times by a *D. ferruginea* bathing, and had to wait to take a bath. The female bathed again, 28 June. When one squeaks, the birds come in and yell “chiff” sneezes; playback brings up a singing male and a female that gives a series of “eef” notes.

Basileuterus culicivorus - A southern and eastern relative of *hypoleucus* that occasionally appears in the Rio Claro region (Horto Florestal, Fazenda São José) in winter. One banded, 27 May 1984. A presumably wintering female paired and stayed with a male *hypoleucus* along the botany trail 50-150 m N of the western part of the study area, 12 Jan. to 7 June 1992, and 5 Sept. 1993. Other mixed

pairs have been encountered in other parts of the state, but not locally.

Discussion

Mist-netters often assume that more birds are captured early in the day. Here, we discovered that more birds are captured after noon when the species is a midlevel or upper-level one that forages lower when the sun is high: three species of woodpeckers, three woodcreepers, the antshrike *Thamnophilus caerulescens*, antwren *Drymophila ferruginea*, flycatcher *Lathrotriccus euleri*, tanager *Trichothraupis melanops*, and *Vireo olivaceus*. This new method of checking heights of birds at different hours of the day offers much information that is lost when bird banders do not check capture rates at different hours.

We did not capture birds at dawn in our study, for we set the nets in the first hour of daylight. Only four species, two manakins plus *Conopophaga lineata* and *Basileuterus flaveolus*, were captured more before noon. The gnateater was also captured frequently after 5 pm, and is a species that wanders considerably early and late in the day (Willis et al. 1983). The warbler and manakins wander little after 5 pm, judging by capture rates. Thus, movement patterns of understory species can be detected by checking capture rates at different hours, a technique that seems not to have been used before. Of course, direct studies of each species would give this information, but would take many years for the whole understory avifauna.

The manakins *Chiroxiphia caudata* and *Manacus manacus* appeared regularly in the study area each winter. Both sing close to creeks in more humid and open-understory stretches of the woodlot, 1-3 km off north and west. The former creek area even produced a hybrid with *Antilophia galeata*, as in several other woodlots in the state. Evidently, the manakins are "local migrants" inside the woodlot; return each night to nest areas is less likely, as birds were present early in the day in banding areas. No adult males of the second

species appeared, but one of the former species was present several winters.

There were some species that avoided the forest edge, notably the hummingbird *Amazilia versicolor*, the woodcreepers *Dendrocolaptes* and *Lepidocolaptes*, and the ant-tanager *Habia rubica*. Other species were mainly along the edge, as the warbler *Basileuterus flaveolus*. Here, *B. leucoblepharus* normally takes its place in the forest interior, but only where there are creeks; it is more a species of cool and moist forests southward, especially in recent dry years. Several species were captured and observed more in blowdown vine-tangled areas along the western botany trail, less in the open-understory center of the plot.

Species that disappeared in recent years have been the forest-falcon *Micrastur ruficollis*, two owls (but night studies were not extensive enough to be certain), the woodcreeper *Lepidocolaptes fuscus*, the thrush *Turdus albicollis*, and the moist-forest sparrow *Arremon semitorquatus* (replaced by dry-forest *A. flavirostris*). Migrants from the cool and humid south that have disappeared were *Turdus nigricaps*, *Passerina glaucocaeerulea* and *Pipraeidea melanonota*. These three were more common in the Rio Claro region during wet "El Niño" years of 1982-83. Perhaps recent dry years have lowered populations or forced them to stay or migrate in more humid zones southeastward. Only *L. fuscus* had been captured or observed frequently in the woodlot, however, so losses may have had other causes, as low population size.

Areas of use were larger in species of 20 gms or more, as ant-tanagers, foliage-gleaners, large antshrikes, and the like. Territories of 1 ha or less were mostly small birds, to the size of gnateaters. Some small birds of forest edges, notably *Capsiempis flaveola*, *Thlypopsis sordida*, *Tachyphonus coronatus* and *Basileuterus flaveolus*, had territories of 2-3 ha. It may be that edge birds require larger areas than do interior species because they cannot move in all directions for food, or because the area they actually occupy is narrower than one thinks based on occasional records away from the edge. If so, edges could be worse than one

thinks, causing low densities or large areas of use even for birds that live there (high species counts but low density for each species counted). The subject is worth more careful analysis than in the past, as many ecologists reject the idea that irregular shapes of reserves are not desirable (Wilson and Willis 1975), without checking details of territory space of animals at edges. However, the edge of this study area was abrupt or “hard”, and perhaps a “soft” or bushy edge may have been better for these edge species (Willis and Oniki 2000a).

We note that a piculet, which wanders at upper levels at edges, seemed to occupy a 1-ha small area and was not so affected as understory species. Canopies are equivalent

to edges but are horizontal rather than vertical, providing space. In a later study, Cândido-Júnior (2000) encountered fewer edge birds than interior ones in the same general area, perhaps in part because of the larger territories of edge species.

Acknowledgements

We thank several students, especially B. S. Ataguile and R. Morini, for help with nets and observations. The Universidade Estadual Paulista often provided workers to clear spiny vines from trails. Publication n°. 22 of the Institute for Studies of Nature.

Bibliography

Bertoni, A. W. (1926) Apuntes ornitológicos. *Hornero* 3:396-401.

Cândido-Jr., J. F. (2000) The edge effect in a forest bird community in Rio Claro, São Paulo, Brazil. *Ararajuba* 8 : 9-16.

Duca, C. and M. Â. Marini (2000) Tamanho de território de *Basileuterus flaveolus* (Parulinae, Emberizidae) em um fragmento de mata no estado de Minas Gerais. p. 251- 252. In: F. C. Straube, M. M. Argel-de-Oliveira and J. F. Cândido-Jr. (eds.), . *Ornitologia Brasileira no Século XX e Resumos VIII Congr. Brasil. Ornitol.*, Univ. do Sul de Santa Catarina (UNISUL) e Soc. Brasil Ornitol. (SBO). 428 p.

Develey, P. F. and C. A. Peres (2000) Resource seasonality and the structure of mixed species bird flocks in a coastal Atlantic forest of southeastern Brazil. *Journ. Tropical Ecol.* 16 : 33-53.

Pagano, S. N. and H. F. Leitão-Filho (1987) Composição florística do estrato arbóreo da mata mesófila semidecídua, no município de Rio Claro (Estado de São Paulo). *Rev. Brasil. Bot.* 10 : 37-47.

Willis, E. O. (1960) Red-crowned Ant-Tanagers, Tawny-crowned Greenlets and forest flocks. *Wilson Bull.* 72:105-106.

——— (1967) The behavior of Bicolored Antbirds. *Univ. Calif. Publ. Zool.* 79:1-132.

——— (1981) Diversity in adversity: the behaviors of two subordinate antbirds. *Arq. Zool.* 30 : 1-77.

——— (1982) The behavior of Black-banded Woodcreepers (*Dendrocolaptes picumnus*). *Condor* 84:272-285.

- (1983) Flycatchers, cotingas, and drongos (Tyrannidae, Muscicapidae, Cotingidae, and Dicruridae) as ant followers. *Gerfaut* 73:265-280.
- (1984) Antshrikes (Aves, Formicariidae) as army ant followers. *Pap. Avulsos Zool.* 35:177-182.
- (1985) Antthrushes, antpittas, and gnateaters (Aves, Formicariidae) as army ant followers. *Rev. brasil. Zool.* 2:443-448.
- (1986) Vireos, wood warblers and warblers as ant followers. *Gerfaut* 76 : 177-186.
- (1992) Comportamento e ecologia do arapaçu-barrado *Dendrocolaptes certhia* (Aves, Dendrocolaptidae). *Bol. Mus. Paraense Emilio Goeldi, Zool.* 8 : 151-216.
- and Y. Oniki (2001) Birds of a central São Paulo woodlot: 1. Censuses 1982-2000. *Rev. brasil. Biol.* (in press)
- , and Y. Oniki (2001) Birds of a central São Paulo woodlot: 2. Species analysis.
- , ——— and W. R. Silva (1983) On the behavior of Rufous Gnateaters (*Conopophaga lineata*, Formicariidae). *Naturalia* 8 : 67-83.
- Wilson, E. O. and E. O. Willis (1975) Applied biogeography. p. 522-534, In: M. L. Cody and J. Diamond, (eds.), *Ecology and Evolution of Communities*. Belknap Press of Harvard Univ., Cambridge, Mass.

Figures

Figure 1. Captures and resightings for *Lepidocolaptes fuscus* (A), *Sittasomus griseicapillus* (B), *Automolus leucophthalmus* (C, D) and *Synallaxis ruficapilla* (E, F).

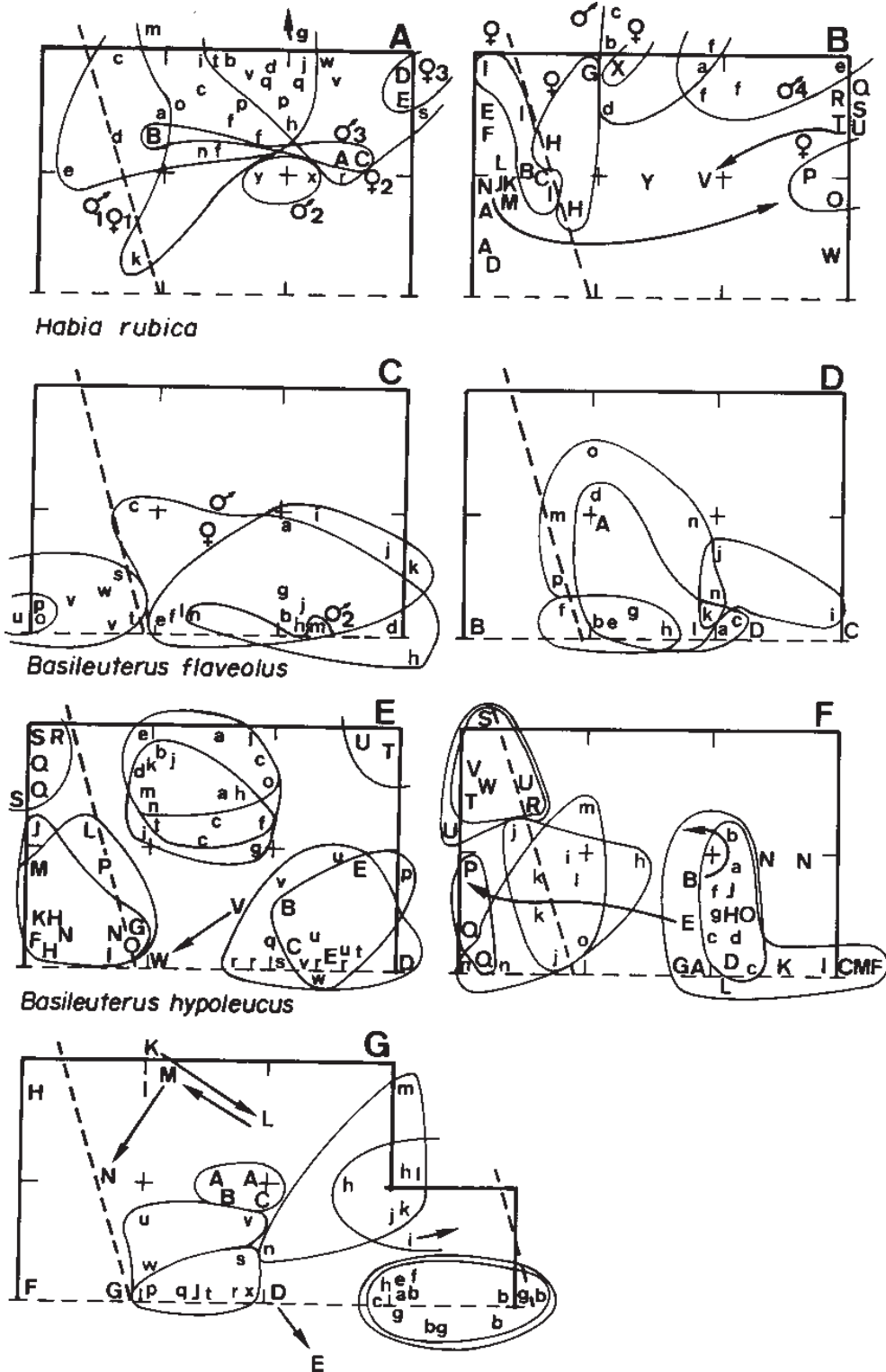


Figure 2. Areas of *Conopophaga lineata* (A, B), *Mackenziaena severa* (C, D) and *Dysithamnus mentalis* (E, F).

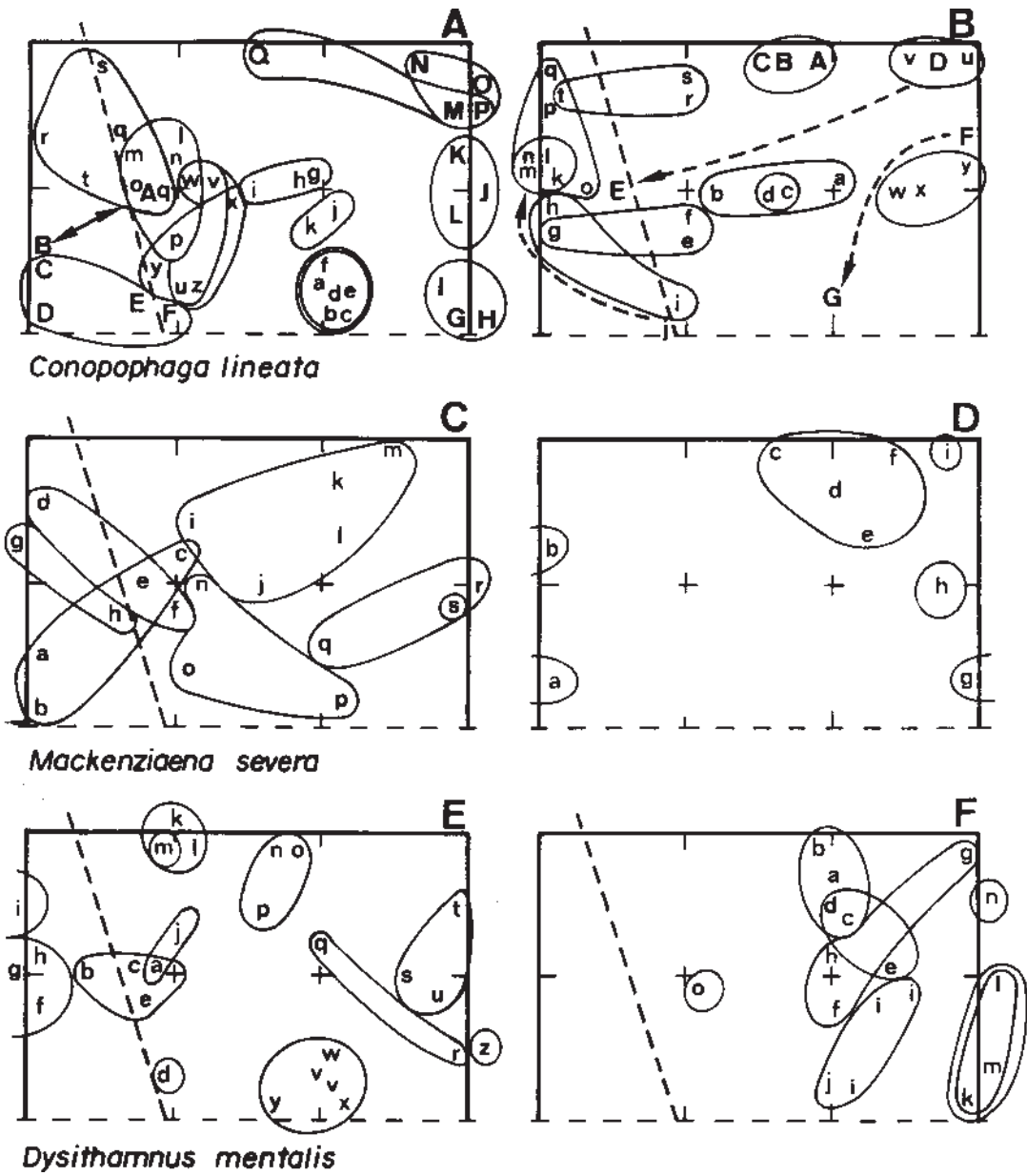


Figure 3. Areas of *Pyriglena leucoptera* (A-E), *Drymophila ferruginea* (F, G) and *D. ochropyga* (H).

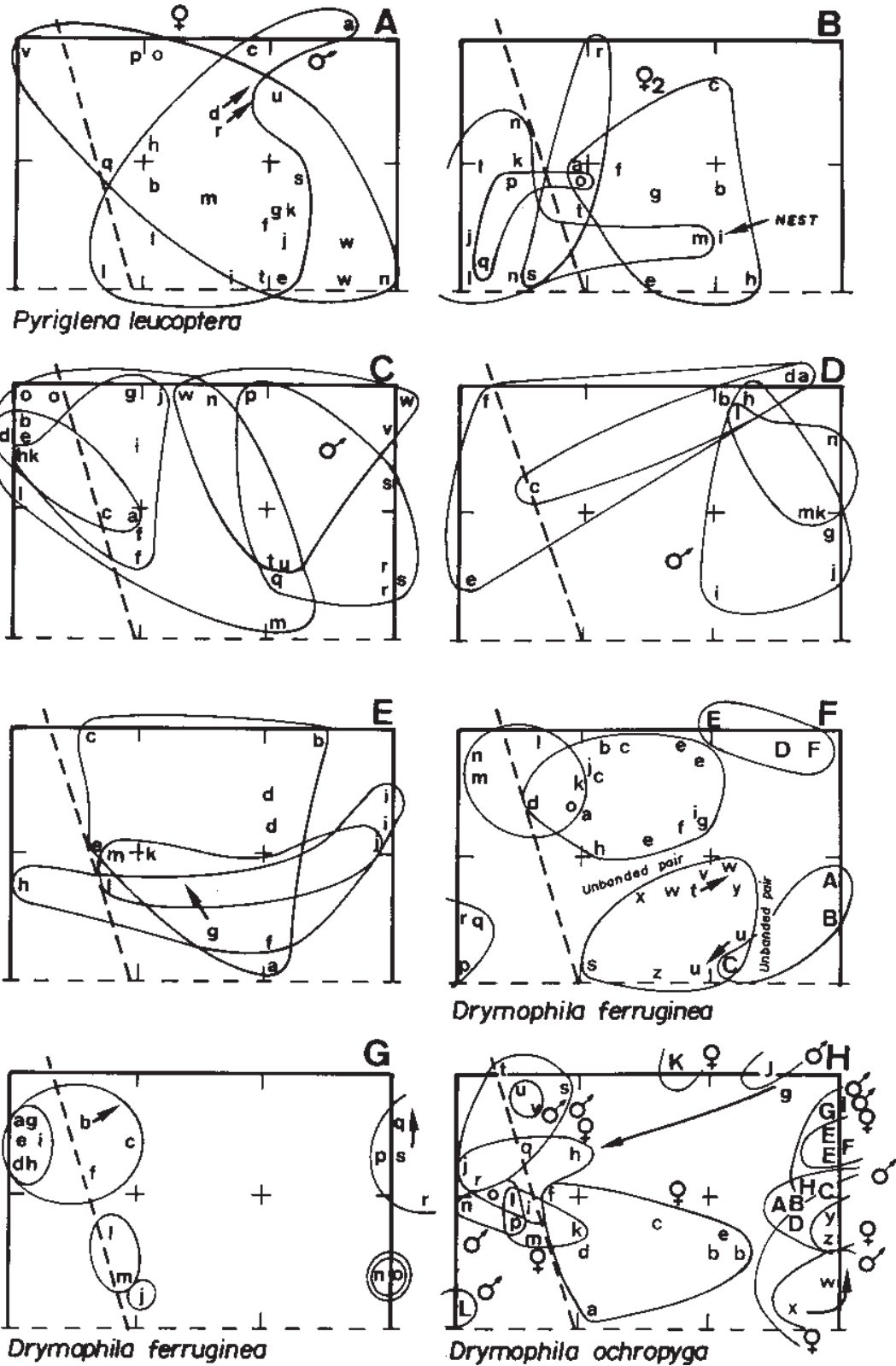


Figure 4. Areas of *Hemitriccus diops* (A), *Lathrotriccus euleri* (B), *Leptopogon amaurocephalus* (C), *Chiroxiphia caudata* (D), *Trichothraupis melanops* (E, F) and *Tachyphonus coronatus* (G, H). Figure 5. Areas of *Habia rubica* (A, B), *Basileuterus flaveolus* (C, D) and *B. hypoleucus* (E-G).

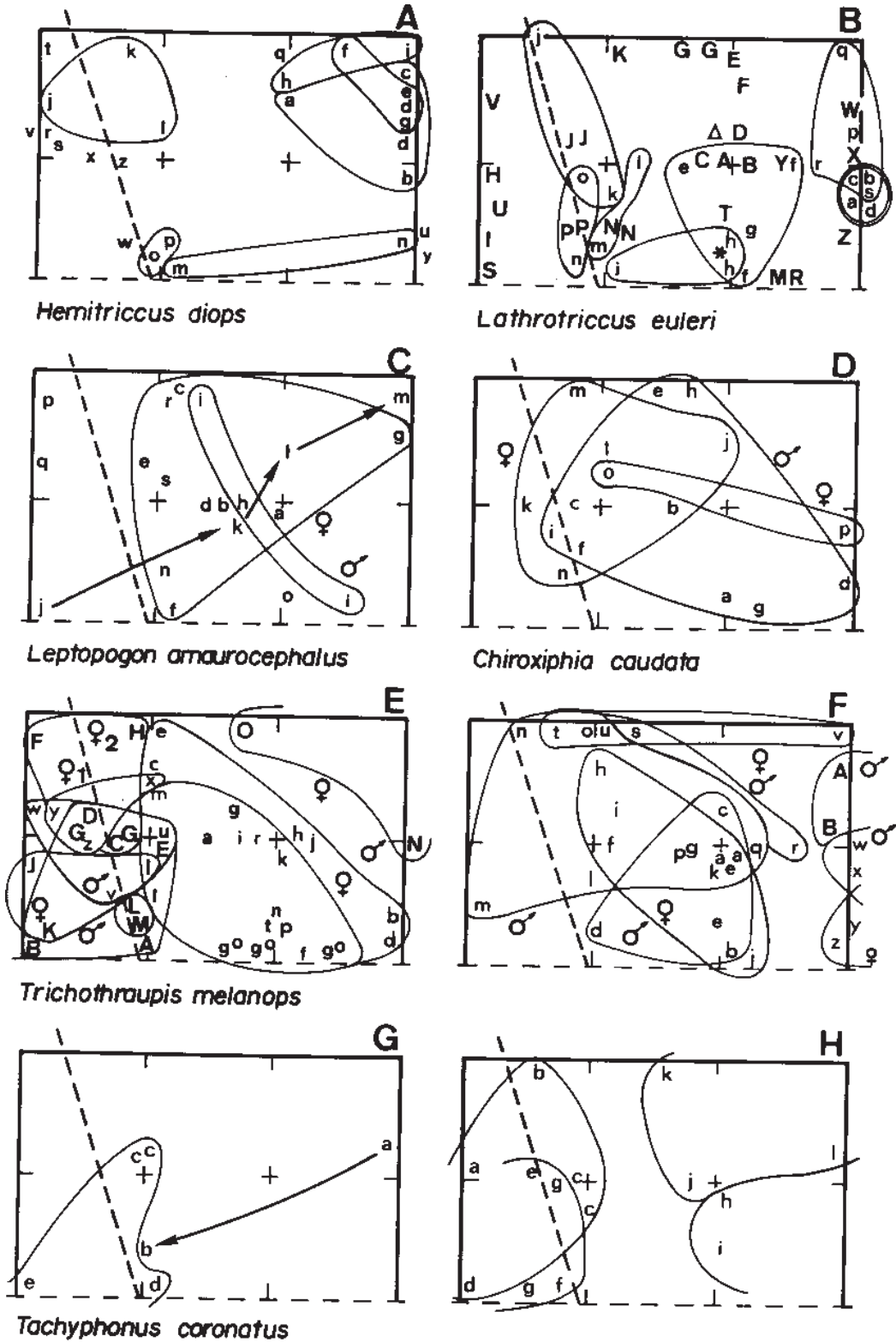
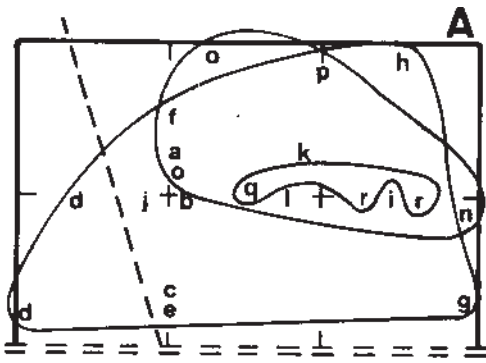
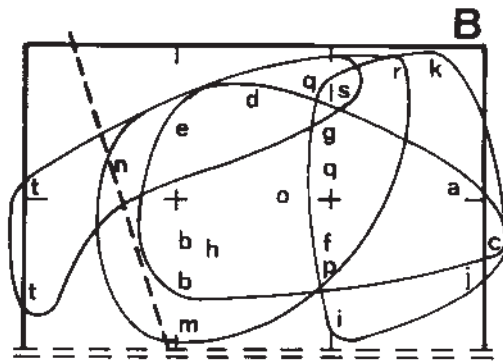


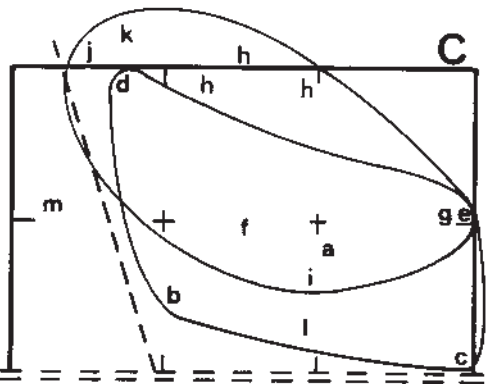
Figure 5. Areas of *Habia rubica* (A, B), *Basileuterus flaveolus* (C, D) and *B. hypoleucus* (E-G).



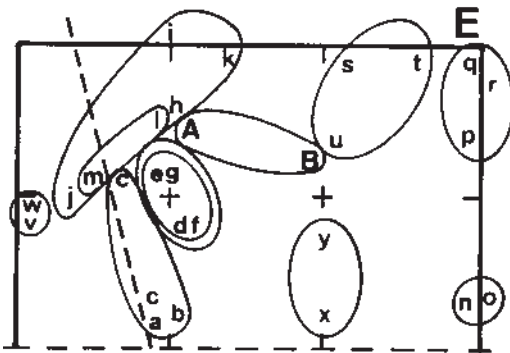
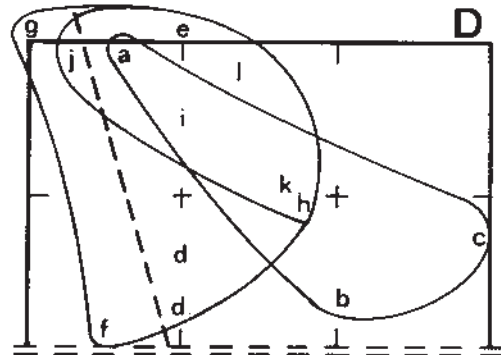
Lepidocolaptes fuscus



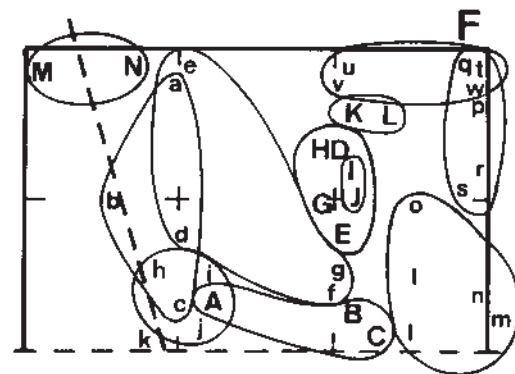
Sittasomus griseicapillus



Automolus leucophthalmus



Synallaxis ruficapilla



Birds of a Central São Paulo Woodlot: 4. morphometrics, cloacal temperatures, molt and incubation patch

Yoshika Oniki⁹
Edwin O. Willis⁸

Karr *et al.* (1978) pointed out the importance of bird body masses for a variety of ecological and evolutionary studies. Dunning (1984) listed recent studies in which body masses have been used in physiology, ecology, morphology, community structure and theoretical modeling. For instance, McNab (1999) notes that energy expenditure rises with body mass, even though expenditure per gram decreases. Unfortunately, data are rarely available for South America, though Dunning (1993) presented many body masses for neotropical birds. Also, body temperature data were collected for northern hemisphere birds (Wetmore 1921, McNab 1966), but for neotropical birds are rarely available. Oniki (1981), Oniki e Willis (1993) and Marini *et al.* (1996, 1997) have reported body masses of birds in southeastern Brazil. Here we add measurements, molt, cloacal temperatures and brood patches for 62 species captured in a woodlot in central São Paulo state.

In 1982-2000 (in press), we studied and banded birds of the 230-ha semideciduous woodlot (Pagano e Leitão-Filho 1987) of Fazenda São José, border of the Rio Claro and Araras townships. Of 263 species, including 67 of surrounding open areas and 22 of edge creeks and marshes, several disappeared over the years and were replaced in part by a few

species of dry forests off north and west. In a second report (submitted), we detail records of 201 species, indicating considerable loss with regular or casual hunting, plus loss with recent dry years and fires or other types of pollution. A third report (submitted) considers areas of use for 62 species banded on a 200 x 300 m forest-edge study area at 675 m and 22° 21' S, 47° 29' W, just east of the township border.

Materials and methods

Banding was with 8 nets (36 mm mesh) for 10-12 hours per day, on 24 days from August 1983 to June 1984 and 36 from March 1987 to August 1988, plus occasional later visits for 5 hours per day. Birds were color-banded, and from mid-1987 on we added aluminum bands of Centro de Pesquisas para Conservação das Aves Silvestres (CEMAVE), the Brazilian bird-banding agency. Body mass was measured with a Pesola scale, bill length from the head feathers to tip (or cranium to tip), wing from the shoulder to the longest tip, tail from the center base to tip, and tarsus (tarsometatarsus) from heel to bend of digits. When birds were captured 2-3 times in one day, the mass sometimes dropped or stayed the same (we removed the later records in these cases).

Cloacal temperatures were taken with a quick-recording Schultheis thermometer. The brood patch was checked, as well as molt of body (including head and neck), tail and wings.

Results

Table 1 shows body mass, cloacal temperatures, and measurements for the birds banded. Reconizably young birds are not included. "Bill" refers to measurements from cranium to tip, generally longer than for measurements from head feathers to tip ("Bill"). Males generally averaged larger than females, except for body mass in *Mackenziaena severa*. At times a female may have had an egg inside, raising the mass, as a 40-gm *Automolus* on 6 Oct. 1989. In many but not all cases, mass was lower early in the day (Table 2).

Table 3 indicates that mass was often slightly higher in the spring, during the first stages of breeding. Some birds continued high in the summer, but others dropped. As young birds were excluded from this table only when recognized, they may have reduced summer mean masses.

Table 4 indicates brood patch and molt for 34 species with few records. *Phaethornis*, *Leptotila verreauxi*, *Campephilus* and *Veniliornis* nest in the winter, others in spring and summer. Only a few species have vascularized brood patches in September or February; most incubation is October-December. Body molt is occasional all year, tail and wing molt more December to April, with a male *Tiaris* in wing molt in June.

For 20 species with more records, information is given below (b- body molt, t- tail, w- wing). Most incubation was Oct.-Dec., wing and tail molt Dec.-April. Body and tail molt were recorded occasionally much of the year, perhaps of lost feathers.

Sittasomus griseicapillus - Monthly captures January-December were 2-1-3-2-2-2-0-9-3-1-2-2. Brood patch only Nov. Molt-btw-1,3,12,12; bt-9; b-2, 3, 8, 8 (numbers refer to month).

Lepidocolaptes fuscus - Captures 0-0-1-4-

4-3-0-3-3-2-4-0. Brood patch Oct., Nov. (3). Molt-bw-3; b-4(2), 11.

Automolus leucophthalmus - Captures 2-3-1-2-4-3-0-7-4-5-5-3. Brood patch Oct., Nov. (4), Dec. Molt-btw 1 (2), 2 (2); t-11; b-4, 5 (2), 8.

Synallaxis ruficapilla - Captures 5-3-10-10-8-12-0-7-16-6-8-12. Brood patch Sept., Oct. (5), Nov. (7), Dec. (9), Jan.

Conopophaga lineata - Captures males 2-5-8-9-9-12-1-4-5-6-5-5. Brood patch Sept., Oct. (5), Nov. (5), Dec. (4), Jan. Molt-btw 1, 2 (2), 3; bw-1, 2 (2), 3 (2), 4; t-11,12; w-12 (2); b-3 (5), 4 (5), 5 (3), 6 (3), 8, 9, 10 (2), 11, 12. Females captured 4-7-3-6-6-9-1-4-3-5-5-6; brood patch Aug. (2), Sept. (2), Oct. (5), Nov. (5), Dec. (5), Jan. (2); molt btw-1(2), 2 (2); bt-4; bw-2, 3; t-11; w-11, 12; b-1, 2 (3), 3 (2), 4 (2), 5 (4), 6, 8, 9 (2), 12.

Mackenziaena severa - Captures males 2-0-0-4-1-1-0-1-1-0-1-0. Brood patch Nov., Jan. Molt-btw 1, 4; bt-5; bw-4, 9; w-4; b-1, 5, 11. Females captured 2-0-1-1-2-2-0-2-2-1-2-1; incubation Sept., Nov. (2), Dec., Jan. Molt-btw 4; bt-3, 12; bw-1, 11; b-1, 5, 6, 8, 9.

Dysithamnus mentalis - Captures males 0-1-3-1-0-5-6-2-4-6. Brood patch Sept. (2), Oct., Nov. (4), Dec. (6), March. Molt btw-2, 3, 12; bw-12 (2); w-12; b-3 (2), 4, 5, 9, 11, 12,(2). Females captured 0-1-0-2-4-2-1-0-2-0-1-1; brood patch Nov.-Dec (2). Molt-btw-2, 12(2); W-5; b-4 (2), 9 (2).

Pyriglena leucoptera - Captures males 3-6-10-18-25-29-1-2-15-8-6-16; brood patch Sept. (4), Oct. (7), Nov. (5), Dec. (8). Molt-btw-1, 2 (2), 3 (4), 4 (3), 5; 4 (2), 6, 10, 12; bw-2(4), 3(4), 4(3), 5, 12(3); tw-12; t-4(4), 5, 6(3), 9 (2); w-4, 5, b-1 (2), 3 (2), 5 (9), 6 (6), 9 (4), 11 (4), 12 (5). Females captured 3-7-12-10-18-17-1-4-11-9-10-15; brood patch Sept. (2), Oct. (8), Nov. (8), Dec. (7), Jan. (2). Molt btw-3 (7), bt-1, 2, 3 (2), 4 (2), 10, 12; bw-1, 2 (3), 3, 4; t-4, 6 (5), 9 (2), 10, 11 (2), 12; w-4; b-1, 2(2), 3, 4(3), 5 (3), 6(2), 5, 9(3), 10(3), 11, 12(8).

Drymophila ferruginea - Captures males 0-0-1-2-1-1-1-1-5-3-2-4; brood patch Sept. (3), Oct., Nov., Dec. (2). Molt-btw-12; bt-9-10; tw-12; w-12; w-12; b-4, 6, 8, 12. Females

captured 0-1-0-1-2-0-0-0-2-0-0-0; brood patch Sept., Nov. Molt-bt-4, t-9, b-11.

Drymophila ochropyga - Captures males 0-2-1-5-1-3-0-3-5-1-0-1; brood patch Sept., Dec. Molt-btw-2, 4; bt-5, 10; b-3, 5 (2). Females captured 4-2-4-3-2-4-0-1-2-3-2-0; brood patch Oct. (2), Nov. (2), Jan. Molt-btw-2; bt-3; t-10, 11; w-6; b-1 (3), 2 (2), 3, 4, 5, 6 (2).

Hemitriccus diops - Captures 0-2-2-5-3-4-0-0-3-3-1-5; brood patch Oct., Dec. Molt-bw-11, 12; w-12 (2); b-2 (2), 3 (2), 4, 12.

Lathrotriccus euleri - Captures 3-2-5-2-0-1-0-1-15-12-7-5; brood patch Sept. (2), Oct. (4), Nov. (4), Dec. (2). Molt-bw-2, 3, 4; bw-1 (2), 2, 3; tw-3; b-12 (3).

Leptopogon amaurocephalus - Captures 0-0-0-3-1-1-0-2-8-1-3-3; brood patch Sept. (5), Oct., Dec. (2). Molt-bw-12 (2); b-4, 5, 10.

Chiroxiphia caudata - Captures males 1-2-0-1-1-3-0-5-2-2-0-0; molt b-1, 4, 5, 8. Females captured 0-0-1-1-4-2-0-2-0-1-1-1; brood patch Nov. Molt-btw-4, 5; bt-10; b-5 (2), 6.

Manacus manacus - Captures females 0-0-0-0-1-3-1-1-1-0-1-0; molt b-6, 9.

Trichothraupis melanops - Captures males 0-1-3-3-8-9-10-5-6-4; molt bw-2, 3; t-4, 9; b-5 (2), 6. Females captured 2-3-11-9-10-7-1-11-9-7-2-6 (some perhaps young males); brood patch Oct. (2), Nov. (2), Dec. (4), Jan. (2), Feb. Molt-btw-3 (3), 4; bt-3 (3), 4 (3), 10, 12; bw-1, 2 (2); tw-8, 12; b-1, 2(4), 3 (2), 4 (6), 5 (4), 6 (2), 8 (2), 9 (2), 10 (3).

Tachyphonus coronatus - Captures males 0-1-3-3-3-2-0-1-5-2-1-1; molt btw-3, 5; bw-9; b-4, 6. Females captured 0-0-0-3-5-0-0-1-2-3-0-4; brood patch Oct., Dec. (3). Molt btw-3; bt-4, 5; bw-2; w-4; b-5 (3), 9, 10 (2), 12.

Habia rubica - Captures males 2-1-2-0-3-4-0-4-7-2-1-1; molt btw-1 (2), 2, 3; b-6. Females captured 6-0-1-0-3-6-0-5-8-3-2 (some perhaps young males); brood patch Oct. (2), Nov., Jan. (2). Molt btw-1; bw-5; t-1, 6; w-9; b-1 (2), 3, 5, 6 (2), 9 (2), 10.

Basileuterus flaveolus - Captures 1-1-4-12-4-4-0-7-10-9-5-5; brood patch Oct. (2), Nov., Dec. Molt bt-4; bw-3; t-5, 6; b-1, 3, 4 (5), 8

(2), 9, 10, 12 (2).

Basileuterus hypoleucus - Captures 3-3-3-15-9-15-1-9-23-12-3-5; brood patch Oct., Nov. (2), Dec. (3). Molt btw-12; bw-12; t-4 (2), 9 (2); b-1 (2), 2 (3), 4, 6, 12.

Discussion

Incubation patches were registered mainly Nov.-Jan., late spring and early summer. Molt followed, Dec.-March in most cases. Some woodpeckers nest in fall and winter, perhaps because nest cavities are less humid or because more insect larvae are in trunks. Winter flowers may explain hummingbird nests in fall and winter. Columbidae often nest in winter, due to more seeds. Lack of nests in July for these species may be due to cold waves or short days. Body masses are low in winter or fall for a number of species, probably indicating unfavorable food supplies and difficult seasons for breeding.

Low body mass early in the day, high mass late in the day, is what one would expect if birds stock up food to pass the night. It may be that some birds manage to feed at dawn, well before 9 am, or that some have high masses even after a night, so as to avoid early-day lack of insects. Detailed studies of individual species are needed.

Although many body masses are cited for species occurring in Brazil (Dunning 1993), they were obtained from the literature from other neotropical localities. Thus, in the future, it will be interesting to compare these body masses with those available for various regions of Brazil, for instance to see how Bergmann's rule or the Dehnel rule of low mass during low winter temperatures (with low food supplies or higher competition, see McNab 1999) apply. *Nyctidromus albicollis* certainly weighs less in equatorial zones, for instance.

Acknowledgements

We thank several students, especially R. Morini and B. S. Ataguile, for help with nets,

CEMAVE and IBAMA for bands and permits to capture and band wild birds and Idea Wild for equipment which made handling of data much easier. UNESP helped by providing research time and trail clearing by workers. Publication no. 23 of the Institute for Studies of Nature.

Bibliography

Dunning Jr., J. B. (1984) *Bird weights of 686 species of North American birds*. Western Bird Banding Assoc., Monog. n°. 1: 38 p.

Dunning Jr., J. B. (1993) *CRC Handbook of avian body masses*. Boca Raton, CRC Press. 371 pp.

Karr, J. R., M. F. Wilson and D. J. Moriarty. (1978) Weights of some Central American birds. *Brenesia* 14/15: 249-257.

Marini, M. Â., J. C. Motta-Junior, L. A. S. Vasconcellos and R. B. Cavalcanti (1997) Avian body masses from the cerrado region of central Brazil. *Ornitol. Neotrop.* 8(1): 93-99.

Marini, M. Â., B. L. Reinert, M. R. Bornschein, J. C. Pinto and M. A. Pichorim (1996) Ecological correlates of ectoparasitism of Atlantic Forest birds, Brazil. *Ararajuba* 4(2): 93-102.

McNab, B. K. (1966) An analysis of the body temperature of birds. *Condor* 68: 47-55.

McNab, B. K. (1999) On the comparative ecological and evolutionary significance of total and mass-specific rates of metabolism. *Physiol. Biochem. Zool.* 72: 642-644.

Oniki, Y. (1981) Weights, cloacal temperatures, plumage and molt condition of birds, in the state of São Paulo. *Rev. Brasil. Biol.* 41(2): 451-460.

Oniki, Y. and E. O. Willis (1993) Pesos, medidas, mudas, temperaturas cloacais e ectoparasitos de aves da Reserva Ecológica do Panga, Minas Gerais, Brasil. *Boletim CEO, SP* (9): 2-10.

Pagano, S. N. and H. F. Leitão-Filho. (1987) Composição florística do estrato arbóreo da mata mesófila semidecídua, no município de Rio Claro (Estado de São Paulo). *Rev. Brasil. Bot.* 10: 37-47.

Wetmore, A. (1921) A study of the body temperature of birds. *Smiths. Misc. Colls.* 72: 1-51.

Table 1. Body mass and measurements – Fazenda São José, SP.

Species	Sex	Mass	Bill	Bill'	Wing	Tail	Tarsus	Temp.
<i>Melanerpes formicivorus</i>		177	19		177	182	65	
<i>Citrus chrysola</i>		124	14		91	66	39	
<i>Geothlypis trichas</i>		73-82(3)75.6	17		106	72	-	
<i>Myiodynastes albus</i>	M	59.5	27		170	171	31	38.6
<i>Phaethon rubricauda</i>		47-62(5)52	31-33(2)32	33-33	59-63(2)61	77(2)	33-35(2)	
<i>Thalassidroma maculosa</i>	F	3.8-4.6(2)4.2		25	50	36	5	
<i>Amazonia bicolor</i>		2.9-4.1(3)4						38.0
<i>Amazonia versicolor</i>		3.2-3.5(5)3.4		23-21	58-57	26-27	6-6.5	40.4-44(3)42.2
<i>Leptocolia pacifica</i>		125-199(3)168						41.5-44
<i>Leptocolia versicolor</i>		151-179(3)168	17	22	142-46	176-113	30-31	41-43(6)42.2
<i>Pipilo maculatus</i>	M	19.9-23(3)21.2		13-14(7)13.4	53-59(7)53.7	32-36(7)33.6	11-13(7)12.3	33.4-41 (3)40.1
<i>Venilimosa passerina</i>	M	30.3-32.3(3)31.5	23		92	50.5	17	
	F	30-30.9(4)30.6	21.5-22.5		90-97	49-52	15-18	
	F	245						42.0
<i>Campylorhynchus nuchalis</i>		19.7-24(2)21.3	12-15(4)12.3	15-16(4)15.5	70-87(10)75.2	65-91(9)72.8	15-19(10)17.5	39.2-43 (5)41.2
<i>Sialia mexicana</i>		15.5-20(2)17.9	22-24(5)23.4	25-27(3)26.3	73-82(7)76.7	67-71(3)65.4	13-19(8)17.6	40-43(1)42.0
<i>Leptococcyx fuscus</i>		60.9-56(5)62.5	32-35	39.2-40	104-126(9)113.3	105-111(5)109.3	25-27(3)25.7	39.8-41 (5)40.7
<i>Zenaidura macroura</i>		28.3-40(4)33.0	19.5-23.5(10)21.6	24-26(8)24.6	81-95(13)87.2	76-98(18)82.3	22-28(16)23.6	39-43(2)41.4
<i>Autotodus leucophaea</i>		12	12		65	49	14	43.0
<i>Xenops rufus</i>		14.5		15	54	73	22	
<i>Synalaxis frontalis</i>		12-16(9)14.2	11-14(4)12.7	15-17(2)15.7	50-67(5)56.3	65-94(5)75.5	14-24(5)21.1	36.4-43 (4)41.4
<i>Synalaxis ruficapilla</i>		19.7	16		53	67	24	39.4
<i>Psaltriparus guttatus</i>		15.3-25.2(8)21.3	11-15(2)13.7	13-19(7)17.5	67-75(2)70.5	42-52(3)45.3	27-33(3)30.1	35.8-43 (1)41.0.3
<i>Conopospiza lineata</i>	M	19.9-25.5(5)20.9	11-15 (5)13.5	15-19(7)17.3	65-73(4)69.2	47-50(4)43.7	25-22(4)23.6	36-42(5)42(4)0.6
	F	49.5-55.5(4)50.9	22-23 (5)22.7	25.5-27(3)26.6	90-93(5)83.4	102-121(6)113.9	32-38(9)34.9	41.4-42 (6)41.9
<i>Mackenziasia sevens</i>	F	45-60(3)53.2	21-25(5)22.6	25.5-28(5)26.9	84-99(6)82.3	102-120(9)113.9	32-40(9)35.7	40-45(2)42.1
<i>Thamnoplius caeruleus</i>	M	23-23.3(6)20.6	15-15(5)16.6		68-74(5)70.3	62-76(5)67.3	21-23(5)24.2	39.8-43(4)41.3
	F	19.7-23.6(8)20.6	16-18(7)17.0		68-77(17)70.7	67-73(7)69.9	22-26(7)24.1	38.4-41 (5)40.6
<i>Thamnoplius etneus</i>	M	28.3-29.5	20	23	74-73	68.5-71	27-29	42.4
	F	25.2-28.6	16-18		77-79	64(2)	29(2)	39.4-42.5
<i>Dryobates major</i>	M	17.3-24.2(3)21.5	12-15(4)13.5	13-18(7)17.0	56-64(2)60.0	42-48(2)43.4	18-22(2)19.6	33.6-44 (9)22(4)1.5
	F	5.1-13.5(7)8.1	13-14 (5)13.4	14-18(5)16.3	54-62(1)56.0	40-45(1)42.6	15-21(1)20.1	39.6-42 (5)41.6
<i>Pyrrhuloxia sula</i>	M	24.5-37(15)26.6	15-18(3)16.6	19-22(4)20.3	74-85(7)79.4	69-94(7)77.7	32-34(7)31.7	37.2-43 (4)35(4)1.5
	F	23-33.7(11)26.7	15-15 (5)13.6.5	13-22(3)19.5	72-80(6)75.4	68-91(6)74.5	25-34(6)30.9	33.8-43 (4)35(4)1.5
<i>Cyanopicus cyanus</i>	M	8.8-12.7(12)11.1	12.5-15(9)13.2	13-18(9)16.9	52-59(17)54.7	56-70(17)63.9	18-22(17)19.6	40.2-42 (9)41.2
	F	13-12(7)10.6	12-14(4)13.0	13-21(3)0	51-53(6)52.3	56-57(6)62.7	18-20(6)19.2	33.4-42 (5)40.6
<i>Cyanopicus cyaneus</i>	M	8.4-12.2(10)10.2	12-13(8)12.6	13-17(9)16.0	52-57(14)54.3	56-52(14)59.9	18-23(15)20.6	37-41(5)39.5
	F	8.5-12.5(28)9.9	12-15(19)13.1	14-16(8)15.4	49-53(21)52.7	53-35(20)58.8	18-22(21)20.5	33.4-42 (2)34(0.7)
<i>Cassidix mexicanus</i>		7-8.6(8)7.5	10(3)10.5	12-14(5)13.2	49-53(8)51.2	53-56(8)57.1	15.6-18(8)17.0	41.6-42 (4)42.0

Table 1. Body mass and measurements – Fazenda São José, SP.

Species	Sex	Mass	Bill	Bill*	Wing	Tail	Tarsus	Temp.
<i>Hemibucco olivaceus</i>		8-11 2(2)7(9.3)	9- 2(1)11(11.1)	12-15.5(6) 3.6	48-57(16) 51.6	40-54(16) 43.9	17-20(16) 18.6	37.6-42.2(15) 40.0
	Y?	8.5-11.2(10) 10.2			51-57(16) 53.9	45-55(16) 50.7		
	?	8.5-8.5(8) 8.6			48-52(16) 50.0	40-46(16) 43.0		
<i>Elaenia obsoleta</i>		19	19		82	68	17	
<i>Chamaea fasciata</i>		8.5-14.5(13) 13.0	12-13(4) 12.5	13.5- 3(3) 7.0	64-70(7) 66.3	61-69(7) 64.5	19-19(4) 19.0	41-42.8(4) 41.8
<i>Lathrocorax euleri</i>		13-13(5) 11.4	11-14(2) 12.5	14-16(1) 15.5	60-70(4) 65.6	52-55(4) 58.2	15-15(3) 15.4	39-43.7(3) 41.5
<i>Pipilo erythrophthalmus</i>		8.6-9.6	10	13	53-57	28-34	15-17	41.4
<i>Troglodytes aedon</i>		15.4- 7.2(4) 16.3	13(2)	13(2)	65.5-68(4) 67.4	59-61(4) 60.2	19-20(4) 19.0	41.2(2)
<i>Empidonax cyanotarsis</i>	F	15.0	12.5		74	60	19	42.2
<i>Empidonax varius</i>		23.9		19.5	94.5	76	19	
<i>Myiarchus swainsoni</i>	F	3- 9		22.5	87	78	22	
<i>Leptopogon amaurocephalus</i>		10.2- 3.5(2) 11.9	12-13(7) 12.6	15-17(7) 5.3	62-73(11) 65.3	54-64(12) 67.9	15-18(14) 16.0	38.4-42.8(12) 40.3
<i>Chrysomitris candida</i>	Y	2- 25.2(14) 23.5	8- 2(5) 9.9	12-13(3) 2.6	72-79(7) 74.9	53-55(7) 57.9	16-20(7) 17.4	38-43.2(7) 40.9
	F	20.3-25.1(7) 22.7	9- 0(4) 9.5	14(2) 14	70-79(16) 73.4	52-58(16) 55.5	19-23(16) 20.7	40.7-42.7(14) 41.7
	F	14.5- 7.1(8) 15.7	10-11(7) 10.4	13(3) 11.0	61-69(15) 65.2	35-41.5(15) 37.9	22-21(16) 23.4	38.4-42.8(14) 40.3
<i>Melanerpes formicivorus</i>		47.3-52(3) 50.4	16-17(3) 16.7		104- 113(10) 107.0	79-83(10) 81.7	25-30(10) 27.3	41.4-43.9(10) 42.6
<i>Turdus rufigenis</i>		69-78	22-22 7		116- 117	99- 102	32-36 7	41.2
<i>Turdus albicollis</i>		65	20-22		111(2)	84.5-86	33-35	43.2
<i>Vireo carolinensis</i>		14-15.8(3) 14.7	14-14 5	19	68-73(3) 68.7	49-57(3) 62.2	19-20(3) 19.0	41.6-42.2
<i>Ampelis cedrorum</i>		23-28(6) 26.0	13-14(3) 13.5	19-18(3) 7.0	70-83(16) 75.7	65-73(16) 69.2	24-27(16) 25.5	40-43.2(16) 41.8
<i>Ampelis garrulus</i>		23.5						42.0
<i>Empidonax hammondi</i>		19.4- 6.5	10-11		63-64	57(2)	16(2)	38.4-39.9
<i>Turdus migratorius</i>	Y	12.2- 3.6(3) 12.9	11	13-14	53-62(10) 57.0	42-43(10) 42.3	13-17(10) 13.7	41.8-42.2
	F	1- 9- 2.6(5) 12.8	9.3- 10.5(3) 10.0	14-15	57-6- 5(5) 59.5	43-51(5) 46.0	14-17.5(5) 16.0	41.6-43.5
	Y	6.5		13.5	38	47	14.5	
<i>Sporophila castaneiventris</i>	Y	15.5- 9.5	11(2)		71-72	64-57	19-19	39.6-40.9(3) 40.2
<i>Passerina glaucopterygia</i>	F	19.2	12	14.5	64	70	13.5	40.9
<i>Piranga fuliginosa</i>		49.5-59.6	22(2)		95-100	100	25(2)	41.6-42.8
<i>Sialia sialis</i>		40-49.2(4) 45.2	16-15	20.5-22	94-130(4) 106.0	88-96(4) 93.0	23-28(4) 25.6	42.1-43.3
<i>Troglodytes aedon</i>	M	14.7- 5.6(5) 14.9	11-12(4) 11.5	15	61-72(5) 65.0	58-58(5) 61.6	23-22.5(5) 21.3	41.6-43.4(4) 42.4
	F	19.3-25.9(5) 22.3	11-15(2) 13.0	13-19(1) 16.9	79-88(2) 82.5	70-75(2) 74.3	19-24(3) 20.7	38.6-44.2(3) 41.3
	F	17.5-25.5(8) 21.7	12-13(2) 13.9	15-20(3) 16.9	73-83(6) 79.8	67-78(6) 73.4	17-23(6) 20.7	37.4-44.2(6) 41.9
<i>Troglodytes aedon</i>	M	23.9-30(2) 25.4	12-17(7) 14.9	17.5-20(6) 18.4	81-89(13) 83.8	71-79(13) 74.5	16-24(13) 21.5	39.7-43.5(12) 42.3
	F	23-30(1) 28.4	14.5-16(1) 15	13.5-20(3) 19.0	75-89(13) 79.8	67-77(13) 72.6	19-24(13) 22.2	39.4-43.9(14) 41.5
<i>Thalita rubra</i>	M	3- 3-41.5(26) 35.7	17-18(12) 17.3	19.5-21.5(9) 20.7	92-99(17) 96.2	83-82(16) 90.1	25-28.5(18) 26.5	38.2-43.8(18) 42.1
	F	27.5-37.2(33) 32.5	15-19(17) 17.0	19-21(7) 19.9	85-95(20) 86.8	79-95(19) 83.5	24-30(19) 28.3	33.8-43.9(22) 42.2
<i>Pipilo maculatus</i>		19.3	9		80	56	15	36.0
<i>Basileuterus melanotis</i>		12-15.5(6) 13.4	10-13(19) 11.6	12-17(1) 15.2	59-69(27) 64.8	58-57(27) 62.9	21-25(27) 22.5	35-43.6(35) 42.3
<i>Basileuterus ruficeps</i>		7.7-11(10) 9.2	9- 2(3) 10.2	12-14(22) 13.3	51-60(56) 56.2	49-58(54) 53.5	17-21(57) 19.4	37-43.4(59) 41.1
<i>Basileuterus culicivorus</i>		8.5	11		52	52	17	42.4

Table 2. Mean bird masses (g) during the day.

Species	Sex	6:00 — 9:00	9:01 — 12:00	— 15:00	— 18:00	n
<i>Sittasomus griseicapillus</i>	-	(11.8)	12.6	12.1	12.5	1-3-7-12
<i>Lepidocolaptes fuscus</i>	-	(18.9)	17.3	18.3	18.0	1-9-10-7
<i>Automolus leucophthalmus</i>	-	33.1	33.2	33.1	32.9	3-12-6-20
<i>Synallaxis ruficapilla</i>	-	14.1	14.0	14.5	14.6	8-38-31-17
<i>Conopophaga lineata</i>	-	20.7	21.1	21.3	21.7	33-46-22-32
<i>Mackenziaena severa</i>	-	49.9	51.6	51.5	53.7	3-11-4-9
<i>Thamnophilus caerulescens</i>	-	20.1	20.0	21.4	20.6	2-3-6-3
<i>Dysithamnus mentalis</i>	-	11.8	11.9	12.3	12.7	4-18-14-11
<i>Pyriglena leucoptera</i>	F	25.8	26.6	27.3	26.7	20-35-29-31
	M	28.6	28.1	28.9	29.1	24-34-42-35
<i>Drymophila ochropyga</i>	-	9.5	10.0	9.8	10.2	5-24-5-15
<i>Drymophila ferruginea</i>	-	10.4	11.0	10.9	11.3	2-7-9-10
<i>Hemitriccus diops</i>	-	10.9	9.8	9.5	10.3	2-10-12-3
<i>Lathrotriccus euleri</i>	-	(11.5)	11.1	11.4	11.8	1-15-23-13
<i>Leptopogon amaurocephalus</i>	-	11.2	12.0	12.1	12.0	4-10-7-2
<i>Chiroxiphia caudata</i>	-	23.2	23.2	22.7	23.3	2-13-7-5
<i>Trichothraupis melanops</i>	-	22.3	21.8	22.0	22.4	17-52-44-34
<i>Tachyphonus coronatus</i>	-	(25.4)	26.0	26.2	27.5	1-17-12-9
<i>Habia rubica</i>	-	34.0	32.9	33.1	35.6	10-21-15-14
<i>Basileuterus flaveolus</i>	-	13.1	13.2	13.5	14.5	14-32-7-7
<i>Basileuterus hypoleucus</i>	-	9.0	9.4	9.5	9.6	14-42-26-19

Table 3. Mean bird masses (g) during the year.

Species	Sex	Winter	Spring	Summer	Fall	n
<i>Sittasomus griseicapillus</i>	-	11.8	13.0	12.4	12.5	6-5-4-7
<i>Lepidocolaptes fuscus</i>	-	18.2	18.9	(17.4)	17.1	5-7-1-11
<i>Automolus leucophthalmus</i>	-	32.6	33.5	33.6	32.8	10-15-4-9
<i>Synallaxis ruficapilla</i>	-	14.4	14.4	14.2	14.1	16-29-16-27
<i>Conopophaga lineata</i>	F	20.9	21.6	20.5	20.4	6-16-5-17
	M	20.9	21.7	21.6	21.2	6-18-8-27
<i>Mackenziaena severa</i>	F	52.9	54.9	48.4	49.3	3-5-3-4
	M	(52.5)	(49.5)	(52.3)	53.2	1-1-1-7
<i>Thamnophilus caerulescens</i>	-	20.6	20.9	20.6	20.1	4-3-3-2
<i>Dysithamnus mentalis</i>	F	(11.4)	12.0	12.2	11.5	1-3-2-8
	M	13.2	12.4	12.7	12.1	4-15-5-7
<i>Pyriglena leucoptera</i>	F	27.5	27.8	27.8	26.2	9-30-7-46
	M	28.2	28.9	28.3	28.7	9-29-7-63
<i>Drymophila ochropyga</i>	F	10.2	10.9	9.6	9.6	2-5-5-9
	M	10.4	9.9	(10.3)	10.0	4-3-1-6
<i>Drymophila ferruginea</i>	M	11.7	11.2	(9.8)	11.2	4-11-1-4
<i>Hemitriccus diops</i>	-	(9.4)	9.9	9.6	9.7	1-9-4-12
<i>Lathrotriccus euleri</i>	-	(11.3)	11.3	10.8	11.6	1-15-2-3
<i>Leptopogon amaurocephalus</i>	-	12.1	11.7	-	12.0	3-13-0-4
<i>Chiroxiphia caudata</i>	F	22.7	22.9	-	22.4	2-3-0-7
	M	24.0	23.1	(21)	23.9	5-4-1-5
<i>Trichothraupis melanops</i>	F	22.0	22.6	21.8	22.1	15-17-8-30
	M	22.5	22.6	22.8	22.6	18-16-2-20
<i>Tachyphonus coronatus</i>	F	-	26.9	(25.4)	26.0	0-7-1-6
	M	25.2	26.0	27.4	26.6	4-4-4-6
<i>Habia rubica</i>	F	32.8	33.2	31.8	32.0	12-7-3-8
	M	35.5	37.0	37.2	35.3	6-6-4-8
<i>Basileuterus flaveolus</i>	-	13.1	13.7	13.6	13.1	8-26-5-19
<i>Basileuterus hypoleucus</i>	-	9.3	9.5	9.3	9.2	21-33-6-35

Table 4. Months (1-12) of molt (Body, Tail, Wing) and brood patch.

Species	Molt							Captures
	B	W	T	BW	BTW	BT	Brood Patch	
<i>Otus choliba</i>	4	-	-	-	-	-	-	4
<i>Glaucoedon brasilianum</i>	6	-	-	-	-	-	-	36(2)
<i>Phaethornis pretrei</i>	12	6	-	-	-	-	-	467912
<i>Thalurania glaucopsis</i>	6	-	-	-	-	-	-	6(2)
<i>Amazonia lactea</i>	68	3	-	-	-	-	-	368
<i>Amazonia versicolor</i>	8	-	-	-	-	-	11	8911(2)12
<i>Leptotila rufaxilla</i>	-	10	-	-	-	-	10	8(2)10
<i>Leptotila verreauxi</i>	811	-	-	-	-	-	-	8911
<i>Picumnus albosquamatus</i>	4689(2)11(3)12	-	-	412(2)	-	-	11(2)12	4(2)5689(2)11(3)12(3)
<i>Veniliornis passerinus</i>	-	-	-	12	112	4	6	14(2)6912(2)
<i>Campephilus robustus</i>	5	-	-	-	-	-	-	5
<i>Dendrocolaptes platyrostris</i>	5	-	-	-	-	-	11	5(2)9(2)11
<i>Xenops rutilans</i>	-	-	-	2	-	-	-	2
<i>Psilorhamphus guttatus</i>	-	-	-	4	-	-	-	4
<i>Thamnophilus caerulescens</i>	5912	-	-	3	212	1	29(2)1012(2)	1235689(4)1012(3)
<i>Thamnophilus doliatus</i>	-	-	-	-	3	12	1012	371012
<i>Capsiempis flaveola</i>	10	-	-	-	-	12(2)	10(2)	6(2)8910(2)12(2)
<i>Elaenia obscura</i>	-	-	-	-	-	-	10	10
<i>Cnemotriccus bimaculatus</i>	-	-	-	-	-	12	12	9(4)10(3)12
<i>Platyrhynchus mystaceus</i>	-	11	-	-	-	-	-	911
<i>Tolmomyias sulphureus</i>	10	-	-	-	-	-	10(3)12	10(3)12
<i>Empidonax varius</i>	12	-	-	-	-	-	-	12
<i>Myiarchus swainsoni</i>	-	-	-	-	-	-	10	10
<i>Turdus nigricaps</i>	510	-	-	-	-	-	-	510(2)
<i>Turdus albicollis</i>	-	-	-	-	-	-	12	512
<i>Vireo olivaceus</i>	-	-	-	-	-	-	12	9(2)12
<i>Arremon flavirostris</i>	-	-	12	4	-	-	-	4810(2)12
<i>Arremon semitorquatus</i>	-	-	-	-	2	-	-	2
<i>Haplospiza unicolor</i>	5	-	-	-	-	-	-	5(2)
<i>Tiaris fuliginosa</i>	-	-	-	6	-	3	2	2356(2)8910
<i>Passerina glaucocaeulea</i>	8	-	-	-	-	-	-	48(2)
<i>Pitylus fuliginosus</i>	-	-	-	2	-	-	-	29
<i>Saltator similis</i>	49	-	-	-	-	10	10	4910(2)
<i>Pipraeidea melanonota</i>	8	-	-	-	-	-	-	8

Deslocamentos de aves entre capões no Pantanal Mato-grossense e sua relação com a dieta

Regina de Souza Yabe¹⁰
Eliézer José Marques¹¹

Apesar da importância, informações quantitativas sobre como os indivíduos movem-se através de um ambiente em mosaico são notavelmente escassas. Entretanto, parece razoável admitir que a alta mobilidade e, em menor grau, a generalizada seleção de habitat deveriam atenuar os efeitos da fragmentação e que espécies sedentárias seriam mais vulneráveis às mudanças na configuração do habitat (Bierregaard Jr. *et al.* 1992, Wiens 1995, Thiollay 1999).

O grau de flexibilidade no uso de múltiplos habitats parece ser um importante fator na determinação da vulnerabilidade de uma espécie. Um rígido requerimento de múltiplos habitats aumentaria o risco de extinção local. Entretanto, a necessidade de um mosaico pode não ser rígida e sim de natureza oportunística. Neste caso, a flexibilidade do uso aumenta a chance de a espécie persistir em um ambiente perturbado ou fragmentado (Willis 1979, Karr 1982, Law e Dickman 1998, Thiollay 1999).

A amplitude dos deslocamentos realizados por uma espécie tem importantes implicações na probabilidade de sobrevivência em um ambiente alterado. Inicialmente poder-se-ia esperar que espécies que necessitem deslocar-se frequentemente fossem mais susceptíveis, embora possam apresentar características evolutivas que lhes possibilitem o deslocamento através de um mosaico heterogêneo. Espécies mais sedentárias são,

provavelmente, as mais vulneráveis a um ambiente em alteração e sujeito a condições climáticas severas, predação ou barreiras físicas (*e.g.* estradas). A escala do ambiente usado por diferentes espécies depende tanto do tamanho de seu espaço de atividade, quanto das particularidades de sua exigência de recursos (Law e Dickman 1998).

Enquanto espécies insetívoras podem ser favorecidas pela territorialidade, em função da natureza críptica dos insetos e de sua distribuição espacial relativamente homogênea, espécies frugívoras tendem a ser nômades, em função da abundância, conspicuidade e distribuição espaço-temporal dos frutos (Fleming 1992, Poulin *et al.* 1994). Embora a transitoriedade dos frugívoros e nectarívoros tropicais seja frequentemente assumida, poucos estudos têm quantificado tal comportamento (Poulin *et al.* 1994).

No Pantanal Mato-grossense, áreas mais elevadas nas planícies de inundação, geralmente com formato circular ou elíptico, comportam formações vegetais mais adensadas onde predominam elementos arbóreo-arbustivos. Dispersas e circundadas por formações de campo, essas áreas, designadas regionalmente por capões, provavelmente desempenham, durante o período das cheias, um importante papel de refúgio para diversas espécies da fauna silvestre por não estarem sujeitas às inundações periódicas.

Considerando que aves dependentes de

diferentes tipos de recursos alimentares respondem, de forma distinta, a um ambiente naturalmente manchado, buscamos avaliar os deslocamentos realizados entre capões e habitats adjacentes por espécies de aves reunidas em diferentes categorias tróficas, correlacionando-os com o arranjo espacial das manchas de vegetação nesse tipo de ambiente em mosaico.

Área de estudo

O estudo foi conduzido em sete capões situados próximos ao rio Vermelho, no Pantanal Mato-grossense, sub-região do Abobral.

O Pantanal do Abobral é delimitado ao norte pelo curso do rio Negro e ao sul e leste pelos rios Aquidauana e Miranda, sendo uma área que pode permanecer até seis meses inundada. O aspecto da paisagem relativamente homogêneo é modelado pela presença de diferentes tipos de ambientes aquáticos e pelos capões, porções mais elevadas na planície que excepcionalmente são inundadas no período das enchentes. Tal configuração constitui uma das paisagens mais características da sub-região do Abobral (PCBAP 1997).

Os capões apresentam em suas bordas espécies que geralmente ocupam campos ou savanas inundáveis, bem como aquelas típicas de mata ciliar. A porção central, geralmente diversa da anterior, caracteriza-se pela presença de espécies de mata semidecídua, frequentes em áreas não inundáveis (Damasceno *et al.* 1996). As formações em si, ainda que como pequenas elevações, destacam-se nos campos de gramíneas nativas com elementos herbáceo-arbustivos dispersos.

Os ecótonos entre capões e campos são abruptos, sendo estas áreas peculiares pela dominância da palmeira *Scheelea phalerata* (Mart.) Bur., conhecida regionalmente como acuri. Os limites de cada formação vegetal são mantidos por pequenas variações na topografia local e pelo regime de inundação da região (Junk 1993).

Através de imagem de satélite da área

estudada, foi obtido o esquema apresentado na Figura 1. Por meio do programa AUTOCAD- versão 14, estimou-se tanto a área dos capões como as distâncias que os separam, quando estas eram superiores a 300m. Distâncias inferiores a este valor foram medidas com trena. A área dos capões amostrados (19°36'S/56°56'W) variou de 0,4 a 4,8 hectares, perfazendo um total de 154,57ha (abrangendo todos os capões).

Conforme pode ser visualizado na Figura 1, os capões encontram-se dispostos na área de estudo em seqüência quase linear e apresentam diferentes níveis de agrupamento, sendo possível considerá-los em 3 blocos.

No primeiro bloco, encontram-se os capões A, B e entre eles o capão 1. No segundo bloco, os capões C, D, E, F e entre os três últimos, os capões 2 e 3, respectivamente. Finalmente, o terceiro bloco consta somente de 2 capões, G e 4. Apenas nos capões designados por letras foram estabelecidos pontos de amostragem, tanto para capturas quanto para os censos.

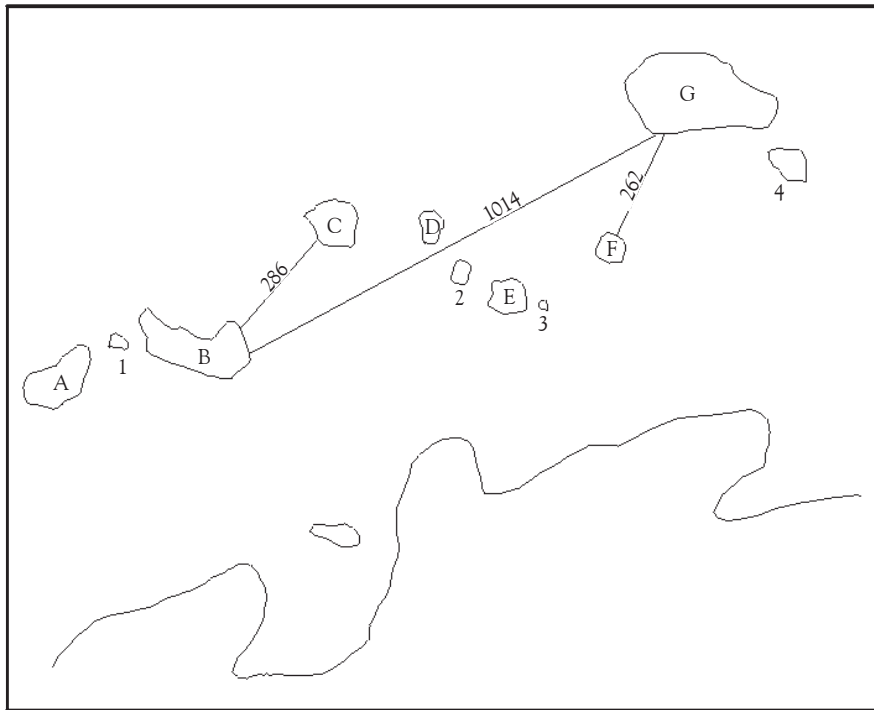
Os blocos 1 e 2, 2 e 3 e 1 e 3 estão separados, respectivamente, por 286m, 262m e 1.014m de distância (distância mínima em linha reta entre os capões mais próximos, situados em blocos distintos).

Métodos

Censo

Para estimar o número de deslocamentos realizados pelas espécies de aves foram determinados dois pontos de amostragem em cada capão, posicionados na borda voltada para o capão adjacente. As observações foram alternadas, permanecendo-se trinta minutos em cada ponto. Foram registrados a espécie, o número de indivíduos, além do local de origem ou destino do deslocamento (1 registro), perfazendo três horas de observação para cada capão, pelo período da manhã, durante sete dias, nos meses de março, maio, agosto, setembro e outubro no ano de 1999.

Figura 1. Desenho esquemático dos capões amostrados com as distâncias (m) entre os blocos. Bloco 1 (capões A, B e 1); bloco 2 (capões C, D, E, F, 2 e 3); bloco 3 (capões G e 4). Apenas os capões denominados por letras foram estabelecidos pontos de amostragem. A linha abaixo dos capões representa a mata ciliar do rio Vermelho.



Os deslocamentos foram classificados segundo o seguinte critério: Movimento 1: deslocamento capão-capão; Movimento 2: deslocamento campo-capão; Movimento 3: deslocamento capão-mata ciliar; Movimento 4: deslocamento com localização incerta dentro da área do estudo, ou para áreas externas a esta.

Face às dificuldades de identificação de determinadas espécies em voo, algumas foram registradas somente até gênero. Beija-flores, devido ao seu pequeno porte e rapidez, foram registrados até família.

Para avaliar a relação entre dieta e deslocamento, as espécies capturadas e registradas foram agrupadas em categorias tróficas, conforme apresentado na Tabela 1. Esta classificação foi feita com base em dados de literatura (Karr *et al.* 1990, PCBAP 1997, Sick 1997) e observações de campo.

Na categoria de omnívoros/frugívoros e omnívoros/insetívoros foram incluídas espécies

mais generalistas que aquelas inseridas nas categorias de frugívoros e insetívoros.

As espécies foram também classificadas quanto à dependência de ambiente florestal, conforme Silva (1995), adotando a seguinte terminologia: **A** - independentes de mata (que ocorrem em vegetação aberta); **B** - semidependentes (podem ocorrer em vegetação aberta e em matas) e **C** - dependentes de mata (que ocorrem principalmente em habitat de mata).

Captura

Para a captura das aves foram utilizadas redes ornitológicas com 6m de comprimento, 2,60m de altura e malha de 36mm, dispostas no interior e borda dos capões. O número de redes variou com o tamanho das formações, tendo sido fixadas 20 redes em capões com área superior a 1ha (10 no interior e 10 na borda), e 16 naqueles com área inferior a 1ha (8 no

interior e 8 na borda). Destinou-se um dia de amostragem para cada capão, permanecendo-se em campo durante 15 dias, nos meses de janeiro, fevereiro, abril e setembro no ano de 1999.

As redes foram abertas ao amanhecer, de acordo com o horário do sol nascente e assim permaneceram, em torno de 10 horas. As aves capturadas foram identificadas, marcadas com anilhas de metal fornecidas pelo CEMAVE/IBAMA, fotografadas e liberadas no local de captura.

Para análise do número de capturas no exterior ou interior do capão, foram considerados apenas espécimes não marcados. Para obter uma estimativa da ocorrência da espécie em um ambiente de borda e interior do capão, indivíduos da mesma espécie capturados simultaneamente em uma mesma rede, foram contados como uma captura.

Resultados e discussão

Deslocamentos entre capões e outros habitats adjacentes

Através do censo foi possível registrar 1.507 deslocamentos para 77 espécies de aves (algumas identificadas até gênero ou família) distribuídas em 22 famílias e 10 ordens, em 98 horas de observação (Tabela 2).

Ao analisar a composição trófica e as espécies mais registradas em cada tipo de movimento (Figura 2; Tabela 2), pode-se notar que nos movimentos 1 (capão-capão) e 2 (campo-capão), os números de espécies insetívoras e generalistas foram os mais representativos. Os deslocamentos entre capão e mata ciliar (movimento 3) e para pontos mais distantes dentro ou fora da área de estudo (movimento 4), foram realizados com maior frequência pelas espécies predominantemente frugívoras e as carnívoras.

Quanto às espécies mais registradas em cada tipo de movimento, ou seja, aquelas que somadas correspondem a mais de 50% da amostra (Figura 3), generalistas e nectarívoras prevaleceram nos movimentos 1 e 2, enquanto

as espécies predominantemente frugívoras destacaram-se pelo maior número de movimentos dos tipos 3 e 4. Esta predominância de movimentos dos tipos 3 e 4, entre os frugívoros, corrobora a hipótese de que espécies dependentes de recursos fortemente sazonais (flores e frutos), e com grande heterogeneidade espacial, devem apresentar maior mobilidade que espécies consumidoras de recursos mais estáveis ou homoganeamente distribuídos (Levey e Stiles 1992, Fleming 1992).

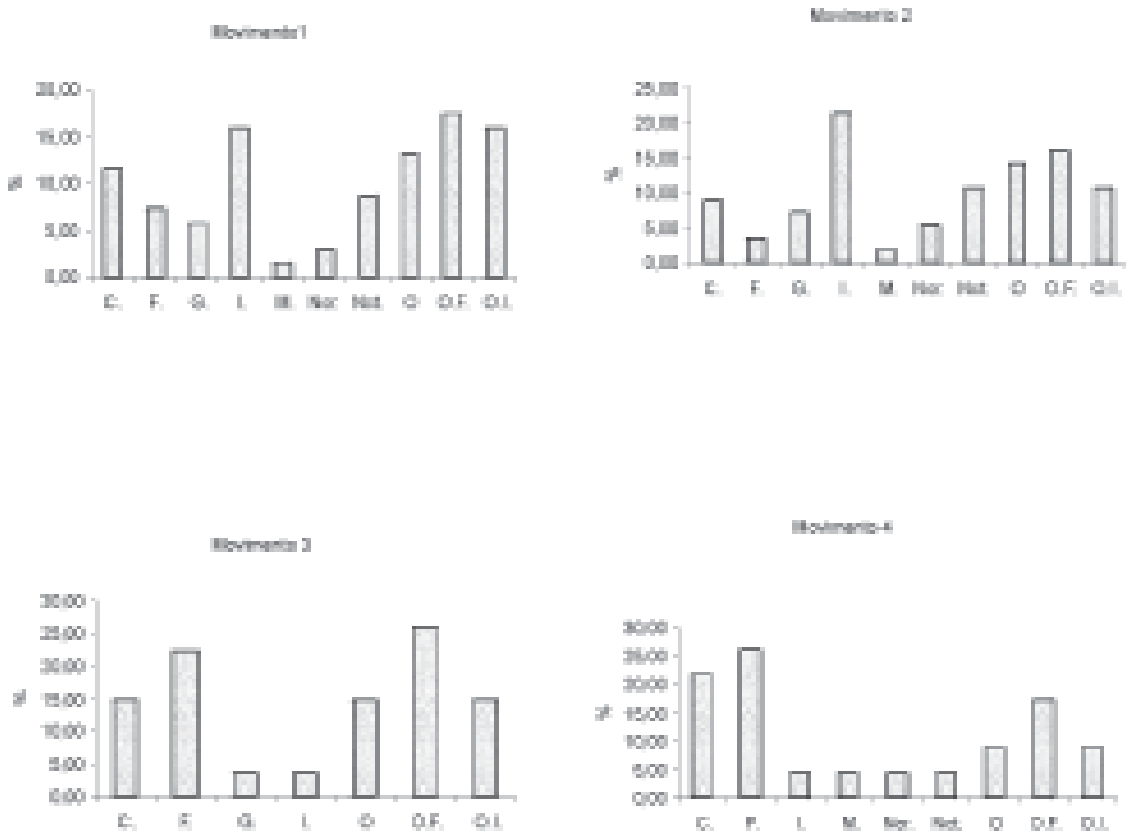
É interessante ressaltar que o padrão de movimentos exibido pelos generalistas e nectarívoros, um fluxo intenso entre os capões e entre campo e capões, implicou maior permanência dessas aves nos arredores da área amostrada. Estes resultados estariam de acordo com as evidências de que pequenos fragmentos florestais favorecem as espécies generalistas (Willis 1979) e nectarívoros, em função do ambiente de borda proporcionado pela fragmentação do habitat (Stouffer e Bierregaard Jr. 1995, Thiollay 1999).

Espécies frugívoras não se restringiram à área delimitada no estudo, percorrendo trajetórias extensas com maior frequência, o que reflete a necessidade de grandes áreas para a sobrevivência desses organismos. De acordo com Law e Dickman (1998), espécies que forrageiam em manchas de recursos geralmente necessitam de grandes áreas para se alimentar.

Alguns estudos de movimentos sazonais de aves frugívoras mostraram que a manutenção de populações viáveis requer grandes e diversas áreas preservadas (*e.g.* Price *et al.* 1999). A mata ciliar, como uma extensa área de vegetação contínua, deve atuar como importante fonte de recursos para estas espécies, proporcionando-lhes microhabitats favoráveis, sobretudo durante o período de seca. A importância da mata ciliar para as espécies frugívoras foi avaliada no estudo de Piratelli (1999), que constatou uma maior disponibilidade de frutos ornitócoricos e também maior representatividade de frugívoros em ambientes de mata ciliar, comparados com áreas de cerrado da região leste de Mato Grosso do Sul.

Figura 2. Composição trófica das espécies observadas em cada tipo de movimento.

C.= Carnívoros; F.= Frugívoros; G.= Granívoros; I.= Insetívoros; M.= Malacófagos; Ncr.= Necrófagos; Nct = Nectarívoros; O.= Omnívoros; O.F.= Omnívoros/frugívoros; O.I.= Omnívoros/insetívoros.



Os movimentos locais entre habitats ocorrem frequentemente em resposta à abundância de recursos e criam considerável variabilidade espacial e temporal nas características de uma comunidade (Blake *et al.* 1990). Enquanto populações de algumas espécies podem ocorrer dentro de manchas contendo um único habitat, outras espécies requerem múltiplas manchas que apresentem recursos variados, necessários em diferentes estágios do ciclo de vida dos indivíduos. A escala do mosaico usado pelas espécies depende tanto do tamanho de sua área de vida quanto de particularidades de sua dieta (Law e Dickman 1998).

A avifauna utiliza os habitats de modo extremamente dinâmico, movendo-se pela descoberta de recursos alimentares em abundância, o que pode direcionar os

movimentos (Karr 1990). A presença e regularidade de espécies de uma determinada categoria trófica em um habitat particular é uma medida da disponibilidade dos recursos requeridos pelas espécies. A ausência de certos grupos pode ser a uma forte indicação da deficiência de recursos em um habitat, ou que outros *taxa* fazem uso destes recursos.

Relação entre categorias tróficas das espécies de sub-bosque e deslocamentos entre capões

Dos 368 indivíduos marcados (69 espécies), 48 foram recapturados (18 espécies), o que equivale a 13,04% das capturas. Grande parte das espécies capturadas são insetívoras

(33,33%). Também dentre os insetívoros, ocorreu o maior percentual de capturas (35,05%) e recapturas (58,33%) de indivíduos (Figura 4).

Os resultados obtidos para os insetívoros repetiram-se para a categoria dos omnívoros/frugívoros, porém em menor proporção. Segundo Willis (1979), aves de sub-bosque, de pequeno porte e consumidoras de frutos e insetos, são capazes de persistir em áreas pequenas, resultantes do processo de fragmentação do habitat, não apresentando alteração expressiva em sua abundância.

Um maior percentual de captura de indivíduos nem sempre resultou num maior percentual de recaptura, como ocorreu para os insetívoros. No caso dos nectarívoros, embora tenham proporcionado o terceiro maior percentual de capturas, nenhum indivíduo foi recapturado (Figura 4).

Para os insetívoros e omnívoros/insetívoros, desde espécies com mais de 20 indivíduos marcados (*Synallaxis albilora*, *Veniliornis passerinus* e *Furnarius rufus*), até espécies com apenas 2 a 3 indivíduos marcados (*Myiarchus ferox*, *Myiarchus swansoni*, *Piculus chrysochloros* e *Celeus lugubris*), foram registradas recapturas. Paradoxalmente, dentre os nectarívoros estão as espécies mais capturadas e sem qualquer recaptura.

Quanto ao local de captura, três categorias apresentaram diferenças significativas entre o percentual capturado no interior e exterior do capão. Os insetívoros apresentaram maior percentual de captura em redes internas, sendo o oposto observado para os nectarívoros e granívoros. Nas demais categorias não houve diferença na proporção de indivíduos capturados em redes internas e externas (Tabela 3; Figura 5). Os nectarívoros,

Figura 3. Espécies mais registradas em cada tipo de movimento.

A. a= *Amazona aestiva*; **B. c**= *Brotogeris chiriri*; **C. pl**= *Caracara plancus*; **C. c**= *Columba cayennensis*; **C. pi**= *Columba picazuro*; **F. f**= *Furnarius rufus*; **G. c**= *Gnorimopsar chopi*; **I. c**= *Icterus cayanensis*; **L. v**= *Leptotila verreauxi*; **P. s**= *Pitangus sulphuratus*; **T.**= Trochilidae; **T. m**= *Tyrannus melancholicus*; **T.s**= *Thraupis sayaca*; **R.t**= *Ramphastos toco*; **V.p**= *Veniliornis passerinus*.

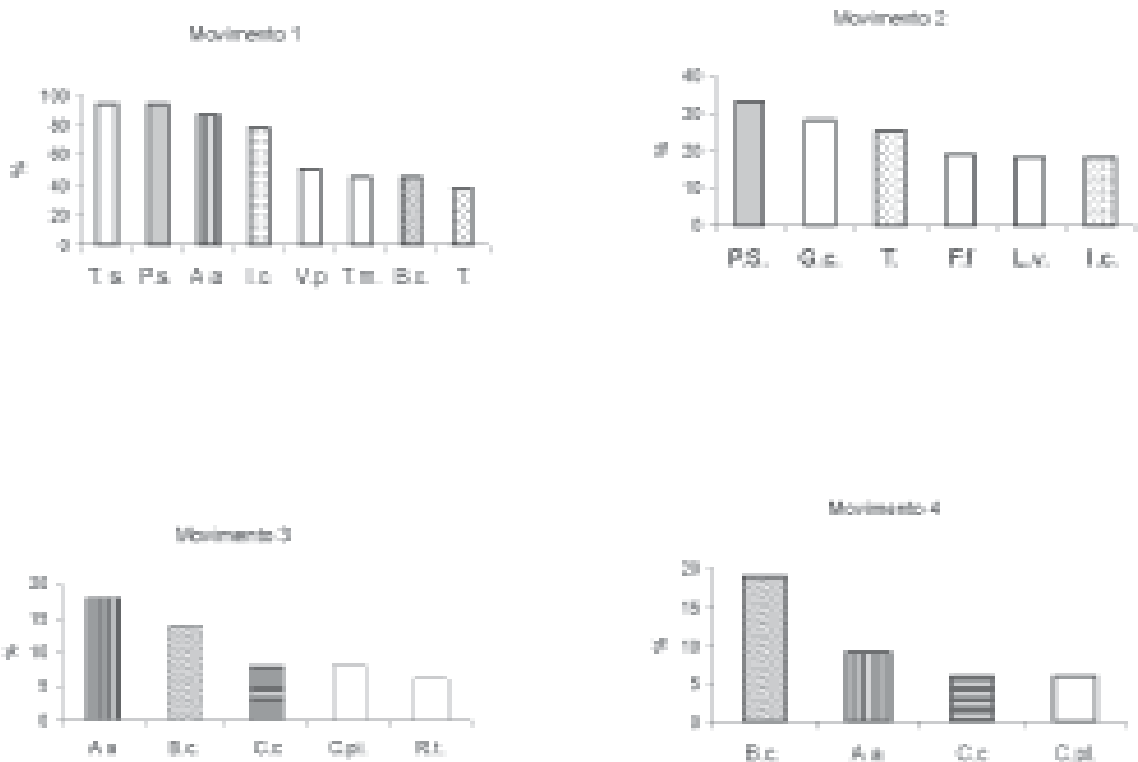
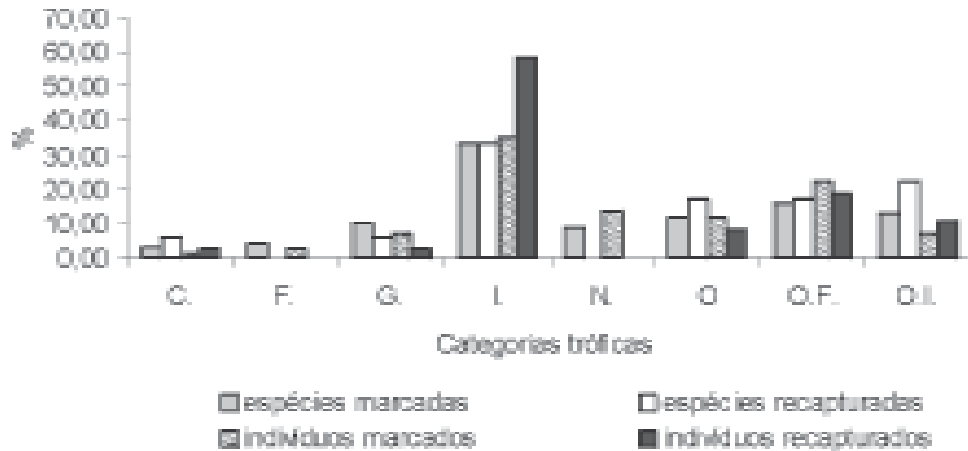
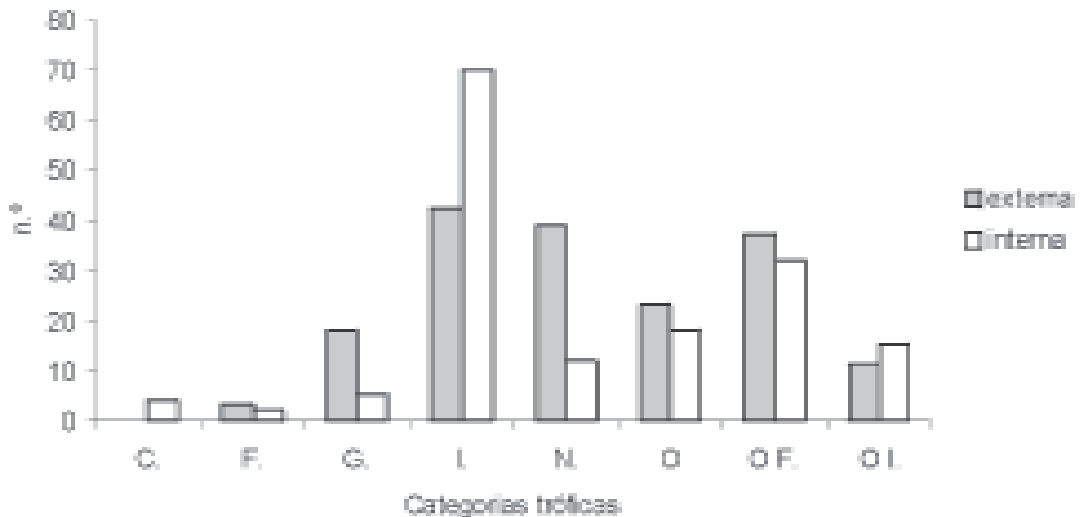


Figura 4. Percentual de espécies e indivíduos marcados e recapturados.

C.= Carnívoros; F.= Frugívoros; G.= Granívoros; I.= Insetívoros N.= Nectarívoros; O.= Omnívoros; O.F.= Omnívoros/Frugívoros O.I.= Omnívoros/Insetívoros.

**Figura 5.** Número de indivíduos capturados em redes internas e externas.

C.= Carnívoros; F.= Frugívoros; G.= Granívoros; I.= Insetívoros N.= Nectarívoros; O.= Omnívoros; O.F.= Omnívoros/Frugívoros O.I.= Omnívoros/Insetívoros.



como um grupo, são os que apresentam comportamento nômade ou migratório mais pronunciado que qualquer outra categoria trófica (Stiles 1980). A ausência de recapturas de beija-flores e sua presença no ambiente de borda parece indicar exatamente isto, um grande fluxo de indivíduos que se deslocam habilmente entre os capões, demonstrando um comportamento exploratório e oportunístico muito intenso, o que pode ter inviabilizado as

recapturas. O fato de não ter ocorrido a recaptura de beija-flores no mesmo dia e capão em que foram marcados, sugere a possibilidade de que os mesmos possam ter aprendido a evitar as redes, pelo menos durante um determinado período logo após a captura.

Em oposição ao que foi obtido para os nectarívoros, os insetívoros foram mais frequentes em ambiente de interior, além de representarem a categoria com maior número

de recapturas, o que demonstra maior fidelidade por parte destas espécies a um determinado capão.

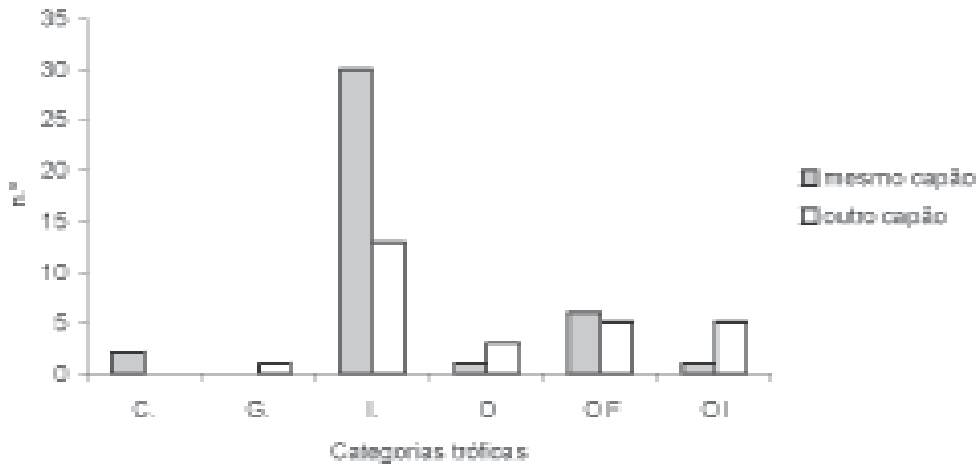
No tocante aos deslocamentos entre capões, das 67 recapturas, 40 (29 indivíduos; 12 espécies) ocorreram no mesmo capão onde realizou-se a marcação e 27 (22 indivíduos; 15 espécies) em outro(s) capão(ões).

Com exceção dos insetívoros, nenhuma

categoria apresentou diferenças quanto ao número de recapturas ocorrentes no mesmo capão onde foram marcados - ou em outro(s) capão(ões) - para onde se deslocaram (Figura 6). Dentre os insetívoros, a proporção de recapturas no capão onde se deu a captura foi significativamente maior ($\chi^2=6,721$; $p < 0,01$) do que em outros capões; isto é, os insetívoros pouco se deslocaram de um capão a outro.

Figura 6. Número de recuperações no capão onde se deu a marcação e em outros capões.

C.= Carnívoros; F.= Frugívoros; G.= Granívoros; I.= Insetívoros O.= Omnívoros; OF.= Omnívoros/Frugívoros OI.= Omnívoros/Insetívoros



A menor mobilidade dos insetívoros pode ser justificada como decorrência da relativa homogeneidade na distribuição dos insetos e outros artrópodes, e sua estabilidade no ambiente, o que proporcionaria menor transitoriedade dos indivíduos insetívoros, conforme verificado por Poulin *et al.* (1994). Porém, este comportamento também pode ser interpretado como uma falta de prontidão da maioria das espécies de insetívoros de sub-bosque em atravessar áreas abertas (Stouffer e Bierregaard Jr. 1995).

Thiollay (1999), avaliando o impacto causado pela abertura de uma estrada em uma área de floresta tropical, verificou ampla diferença na resposta de diferentes categorias tróficas. A estrada agiu como um filtro para a dispersão, com frugívoros e aves de dossel atravessando freqüentemente a estrada e insetívoros e outras pequenas espécies de sub-bosque permanecendo retidas. A grande clareira, associada ao crescimento de uma

vegetação secundária, foi especialmente benéfica para nectarívoros e frugívoros.

Considerando-se a analogia entre fragmentos florestais e ilhas, uma implicação do comportamento sedentário das espécies insetívoras de sub-bosque, em termos de conservação, é que estas espécies seriam mais vulneráveis ao isolamento (Wiens 1995), seja pelas suas características físicas, comportamentais ou ecológicas. Evidências da maior sensibilidade dos insetívoros de sub-bosque à redução e isolamento de áreas de ambiente florestal, foram obtidas por Aleixo e Vielliard (1995) na Mata de Santa Genebra, um fragmento florestal de 251ha. Após 14 anos do primeiro inventário realizado por Willis (1979) estes autores constataram a extinção local de 30 espécies, sendo os insetívoros de estrato inferior da mata, a categoria mais reduzida. Curiosamente, algumas espécies insetívoras de sub-bosque que desapareceram

da Mata de Santa Genebra são comuns em fragmentos de poucas dezenas de hectares, interligados e não muito distantes uns dos outros (Aleixo e Vielliard 1995).

Movimentação entre blocos

Capturas

Das 27 recapturas que ocorreram em capões distintos do local onde ocorreu a

marcação, 20 se deram dentro dos blocos e apenas 7 entre os blocos de capões. As recapturas entre blocos foram obtidas para 3 espécies insetívoras, *Campyloramphus trochilirostris*, *Celeus lugubris* e *Furnarius rufus* (1 indivíduo cada nas duas primeiras e 2 para a última), e para 3 espécies omnívoras/frugívoras, *Turdus rufiventris*, *Ramphocelus carbo* e *Leptotila verreauxi*, com 1 indivíduo de cada espécie. A Figura 7 ilustra a trajetória dos deslocamentos realizados dentro e entre blocos de capões.

Figura 7. Percursos realizados pelos indivíduos que se deslocaram entre capões de um mesmo bloco (linhas contínuas) e entre capões de blocos distintos (linhas tracejadas). Os valores entre parênteses representam o número de deslocamentos registrados para cada espécie. Os capões em preto não foram utilizados como pontos de captura.

Distâncias (m) das trajetórias em linha reta: A - B= 148; A - C= 434; A - D= 577; B - G= 1014; C - D= 135; D - E= 138; D - F= 337; C - E= 273; E - F= 186; F - G= 262; E - G= 477; C - F= 412.



Espécies	Trajetoária
<i>Campyloramphus trochilirostris</i>	A - B(1); B - G(1)
<i>Celeus lugubris</i>	F - G(1)
<i>Coryphocorax maculatus</i>	E - F(1)
<i>Furnarius rufus</i>	F - G(1)
<i>Icterus cyanus</i>	A - B(1)
<i>Icterus icterus</i>	A - B(1)
<i>Leptotila verreauxi</i>	A - C(1)
<i>Myiarchus cinerascens</i>	D - E(1)
<i>Myiarchus cinerascens</i>	D - F(1); E - F(1)
<i>Piculus cyanocephalus</i>	A - B(1)
<i>Ramphocelus carbo</i>	A - B(1); F - G(1)
<i>Sialia mexicana</i>	E - F(1)
<i>Synalaxis albilata</i>	A - B(1); D - E(1); C - D(2)
<i>Turdus rufiventris</i>	F - G(1)
<i>Vireo parvirostris</i>	C - D(2); C - E(1)
	C - F(1); D - F(1)

Provavelmente, o indivíduo da espécie dependente de mata *Campyloramphus trochilirostris*, marcado no capão A (05/12/98), recapturado no capão B (08/12/98) e posteriormente no capão G (20/09/99), deve ter percorrido os capões do bloco 2 utilizando-os como “stepping-stones”, isto é, como um corredor que facilitaria o acesso ao capão G, o maior em área dentre os capões amostrados. Dos 21 registros obtidos para esta espécie, nenhum ocorreu entre capões não adjacentes, havendo apenas 2 registros de deslocamento para o campo (de um mesmo indivíduo), que foi avistado pousando em um arbusto e rapidamente se dirigindo para o capão mais próximo, na trajetória entre os capões G e F (262m), a segunda maior distância entre capões adjacentes. A possível utilização dos capões do bloco 2 como “stepping-stones” não significa que este indivíduo não os utilize também para obtenção de recursos, embora possivelmente apresente preferência pelos capões de maior área nos quais foi recapturado (A, B e G).

O mesmo pode ser inferido para *Celeus lugubris*. Esta espécie, dependente de mata, foi observada poucas vezes deslocando-se entre capões (6 registros) e nenhuma vez para o campo. Tais informações indicam que o indivíduo de *Celeus lugubris*, marcado em G (18/02/99) e recapturado em E (25/04/99), provavelmente deve ter utilizado os capões F e 3 como “stepping-stones”, já que todos os 6 registros foram obtidos entre capões adjacentes.

O provável uso dos capões como “stepping-stones”, facilitando o deslocamento realizado por estas espécies, sustenta-se também nas evidências sobre a aversão que os insetívoros de sub-bosque apresentam em abandonar a cobertura vegetal. Conforme Rosenberg *et al.* (1997) afirmaram, há maior probabilidade dos animais movimentarem-se pelas trajetórias que incluam componentes de seu habitat, sendo este comportamento particularmente pronunciado para os indivíduos que se movem dentro dos limites de seu espaço de atividade.

A utilização dos capões como “stepping-stones” foi verificado por outros autores.

Andrade (1999) sugeriu, em seu estudo sobre deslocamentos de aves entre capões na Serra da Canastra, a possibilidade de alguns capões atuarem como “stepping-stones”, uma vez que constatou trocas constantes de indivíduos entre capões e/ou utilização esporádica dos mesmos. A autora supõe que alguns indivíduos estejam usando os capões como pontes para os seus deslocamentos, sendo capturados durante sua trajetória. Tubelis e Tomás (1999) também sugeriram que os capões do Pantanal de Nhecolândia atuam como importantes fontes de recursos e meio de dispersão para muitas espécies de aves.

Censo

Foram consideradas, para a análise do censo, apenas as 5 categorias tróficas que obtiveram maior representatividade em número de espécies. Os deslocamentos entre capões de um mesmo bloco ocorreram em 14 percursos e, entre capões de blocos distintos, em 10 percursos.

Com exceção dos insetívoros, as demais categorias tróficas não apresentaram diferenças significativas quanto ao número de espécies que se deslocaram dentro e entre os blocos de capões (Tabela 4; Figura 8a). No caso dos insetívoros, 12 espécies foram encontradas deslocando-se dentro dos blocos e apenas 4 entre blocos. Tal evidência demonstra que, em geral, espécies insetívoras tendem a limitar seus movimentos aos capões com maior proximidade, reunidos em um mesmo bloco.

Quanto ao número de deslocamentos/trajetória, 2 das 5 categorias tróficas comparadas (insetívoros e omnívoros), deslocaram-se mais freqüentemente entre capões de um mesmo bloco do que entre capões de blocos distintos, principalmente os insetívoros, cuja diferença foi mais pronunciada. Para frugívoros, omnívoros/frugívoros e omnívoros/insetívoros, a diferença não foi significativa, uma evidência de que indivíduos pertencentes a estas categorias tróficas apresentam maior mobilidade por toda a área estudada (Tabela 5; Figura 8b).

Figura 8a. Número de espécies registradas dentro e entre blocos de capões, pertencentes a 5 categorias tróficas, sendo F.= Frugívoros; I.= Insetívoros O.= Omnívoros; OF.= Omnívoros/Frugívoros OI.= Omnívoros/Insetívoros.

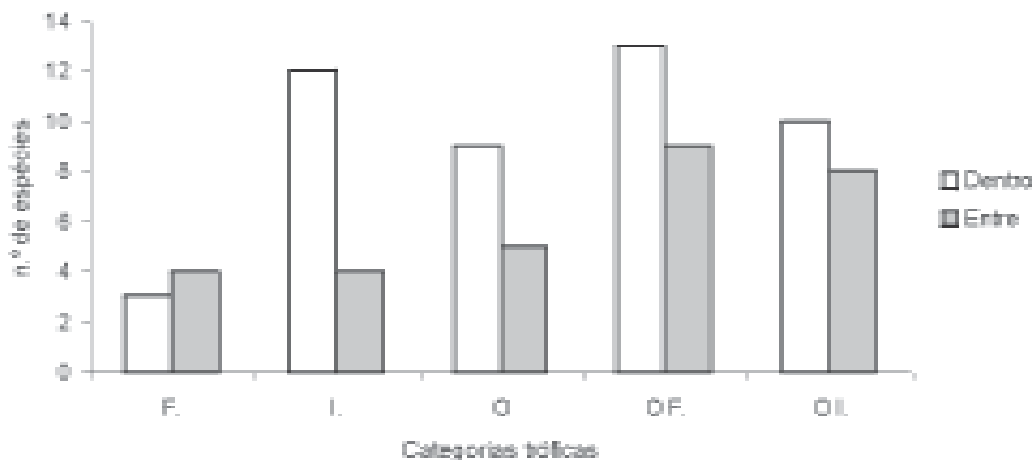
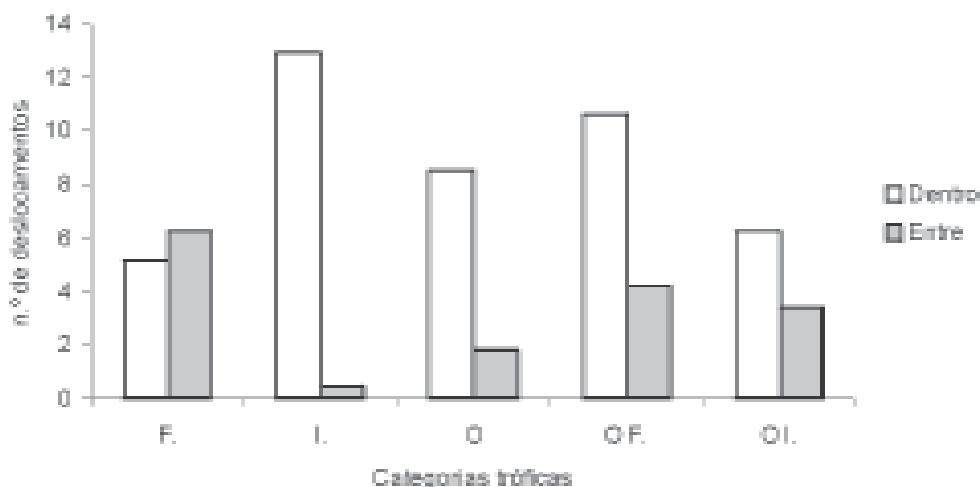


Figura 8b. Número de deslocamentos registrados dentro e entre blocos de capões, obtidos para 5 categorias tróficas, sendo F.= Frugívoros; I.= Insetívoros O.= Omnívoros; OF.= Omnívoros/Frugívoros OI.= Omnívoros/Insetívoros.



Dentre os omnívoros/insetívoros, *Pitangus sulphuratus* e *Tyrannus melancholicus* foram os que mais se deslocaram entre capões. A grande mobilidade destes Tyrannidae pode ser explicada pelo microhabitat que utilizam no capão (dossel e borda) e, em adição, pelo fato de incluírem frutos em sua dieta, conforme mencionado por Levey e Stiles (1992). Outros omnívoros/insetívoros pouco se deslocaram entre capões.

Desrochers e Hannon (1997) também observaram, em uma espécie de dossel, maior

prontidão em atravessar áreas abertas, em comparação com espécies de interior de mata. De acordo com os autores, isto se deve à adaptação das espécies de dossel a um microhabitat exposto.

Tanto os resultados das capturas como os do censo são contundentes em indicar o comportamento sedentário dos insetívoros. Em geral, os deslocamentos destas aves estão limitados a capões de um mesmo bloco e, assim mesmo, com frequência inferior às demais categorias tróficas.

Fragmentos isolados, sem vegetação de crescimento secundário circundante, são análogos a verdadeiras ilhas para os insetívoros de sub-bosque, com alguns indivíduos retidos pelo isolamento e o influxo de novos indivíduos recolonizadores ocorrendo apenas muito raramente (Stouffer e Bierregaard Jr. 1995). Tal situação teria sido observada mesmo quando a distância, que separava os fragmentos da floresta contínua, era de aproximadamente 100m.

As evidências obtidas neste estudo demonstraram que apesar de os insetívoros de sub-bosque não realizarem deslocamentos freqüentes entre os capões, estes não poderiam ser considerados como verdadeiras ilhas para estas aves, mesmo sendo circundados por campos de gramíneas nativas, uma vez que os deslocamentos não foram raros. O aspecto característico de ambiente com manchas naturalmente isoladas talvez seja a explicação mais provável para essa maior mobilidade das espécies insetívoras, uma situação diversa daquelas regiões onde o isolamento ocorre subitamente, em decorrência do desmatamento, por exemplo, e o impacto sobre as espécies sedentárias deve ser muito mais drástico.

Quando consideradas apenas as espécies de associação mais estreita ao ambiente florestal (dependentes e semidependentes de mata) e que incluem insetos em sua dieta, observa-se grande restrição de seus movimentos aos capões arranjados em um mesmo bloco (Tabela 6). Deste modo, torna-se imprescindível mencionar a importância da configuração espacial dos capões para estas espécies.

Segundo Dunning *et al.* (1992), a composição e o arranjo dos fragmentos estão relacionados com a distribuição de recursos em um ambiente em mosaico. Um conjunto de fragmentos, com maior proximidade, viabilizaria o acesso aos recursos necessários para a sobrevivência de espécies que apresentem capacidade de deslocamento limitada, aumentando, conseqüentemente, a área efetiva dos fragmentos. A maior proximidade dos capões de um mesmo bloco

impede o isolamento destas espécies em um único fragmento, possibilitando o uso de dois ou mais capões como espaço de atividade.

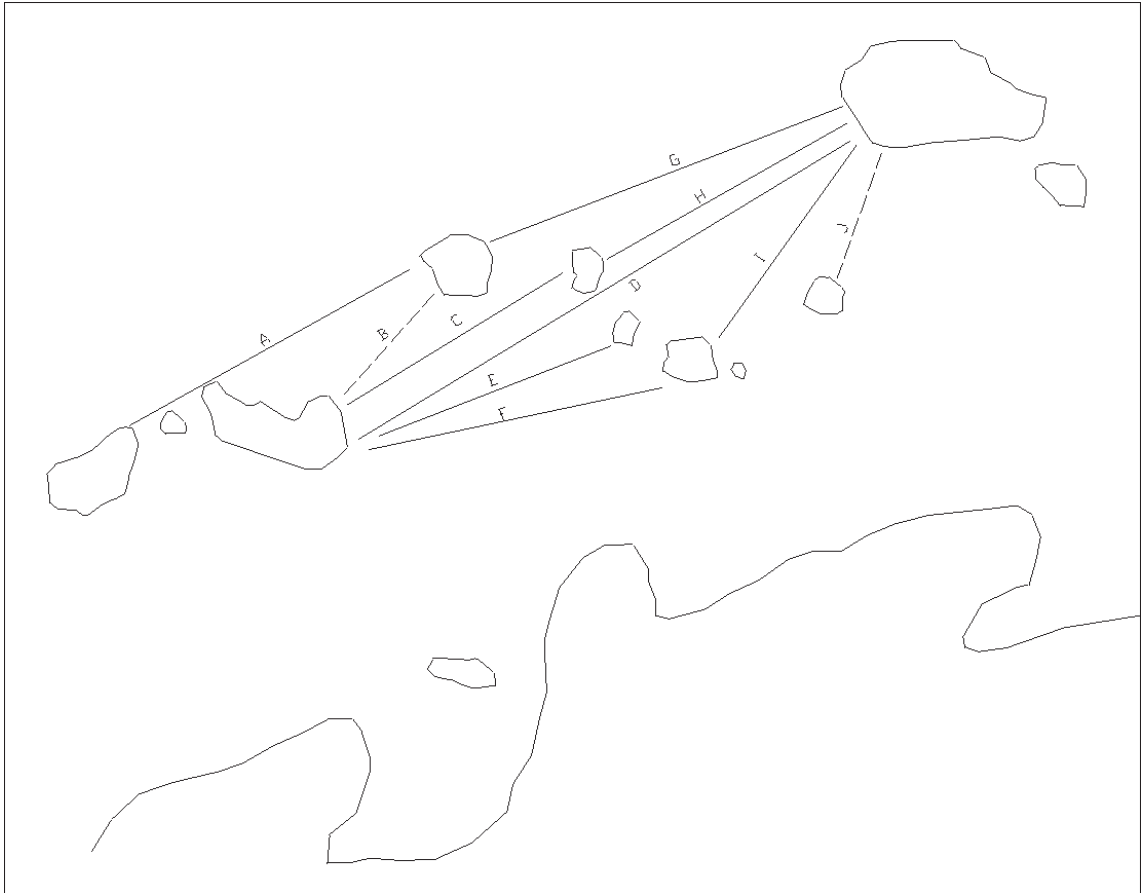
Villard e Taylor (1994) enfatizaram que a configuração das manchas de habitat e a sua conectividade são de extremo valor para as espécies com baixa vagilidade ou relutância em atravessar áreas abertas. Mesmo algumas espécies com menor resistência em atravessar essas áreas, por serem mais adaptadas a um microhabitat exposto, podem ser significativamente afetadas pelo arranjo das manchas de vegetação e pela conectividade entre elas (Haas 1995).

Do ponto de vista evolutivo, a melhor comparação quanto à mobilidade, em função da obtenção de recursos, se dá entre insetívoros e frugívoros ou nectarívoros, pois os dois últimos grupos parecem ser derivados de ancestrais insetívoros (Fleming 1992), o que justificaria o fato de muitas espécies nectarívoras ou frugívoras ainda se alimentarem, ocasionalmente, de insetos. O resultado desta comparação indica, dentre outras diferenças, que os frugívoros e nectarívoros submetem-se com maior freqüência às mudanças de habitat, além de serem essencialmente vageis.

Comparando as trajetórias entre blocos, descritas por espécies de sub-bosque predominantemente insetívoras com as espécies frugívoras e omnívoras/frugívoras de dossel, observa-se um grande contraste. As espécies insetívoras e omnívoras/insetívoras de sub-bosque realizaram seus deslocamentos entre blocos utilizando apenas as trajetórias entre capões adjacentes. Por outro lado, as espécies frugívoras e omnívoras/frugívoras de dossel, apresentaram trajetórias entre blocos muito mais diversificadas, mostrando grande versatilidade em percorrer toda a área estudada (Figura 9).

Conforme concluiu Fleming (1992), a história de vida dos frugívoros e nectarívoros é fortemente afetada pela variabilidade espaço-temporal dos seus recursos alimentares. Os resultados desta grande mobilidade são refletidos na dispersão de sementes e na polinização. Devido aos seus movimentos

Figura 9. Trajetórias, entre blocos de capões, percorridas por espécies predominantemente frugívoras e insetívoras. As linhas contínuas representam somente os deslocamentos dos frugívoros e as linhas tracejadas os deslocamentos de frugívoros e insetívoros.



diários e sazonais, estas espécies claramente servem como um elo itinerante entre comunidades e populações de plantas numa grande escala geográfica.

Mesmo considerando a pequena escala em foi realizado este estudo, ao se comparar os deslocamentos dos frugívoros de dossel com os dos insetívoros de sub-bosque, torna-se perceptível, em um ambiente em mosaico como caracterizado pelo Pantanal, os extremos de uma situação. De um lado encontram-se pequenas espécies insetívoras, mais sensíveis ao efeito de distâncias pronunciadas que porventura podem isolar os capões. Do outro, estão os grandes frugívoros, obrigados a deslocar com frequência por longas distâncias, para a obtenção de seus recursos. Entre estes extremos observa-se a prevalência das espécies generalistas. Brown Jr.

(1986) enfatizou que num ambiente como o Pantanal, com grande mas errática abundância de recursos (especializados e efêmeros) e com ampla variação hídrica e climática, somente espécies predominantemente móveis e generalistas deveriam prosperar.

Estas manchas de vegetação vêm sendo alteradas, há décadas, principalmente pelo impacto das queimadas e desmatamento, como práticas rotineiras da pecuária, principal atividade econômica da região. Tais interferências têm conseqüências negativas para a preservação da diversidade local. Considerado recentemente como Reserva da Biosfera pela UNESCO, o Pantanal Mato-grossense apresenta-se potencialmente viável para o desenvolvimento de outras atividades ainda pouco exploradas como o turismo ambiental. Alternativas como esta

deveriam receber maiores incentivos, buscando o desenvolvimento sustentado desta região de grande importância econômica, cultural e ambiental.

Agradecimentos

Aos Profs. Drs. Miguel Ângelo Marini,

José Flávio Cândido Jr., José Ragusa Netto e Augusto João Piratelli pelas valiosas sugestões feitas à dissertação de mestrado de Regina de Souza Yabe, apresentada ao Curso de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação, Universidade Federal do Mato Grosso do Sul, da qual este trabalho faz parte. Ao CNPq, CAPES e UFMS pela concessão de bolsa, equipamentos e apoio logístico.

Bibliografia

Aleixo, A. e J. M. E. Vielliard, (1995) Composição e dinâmica da avifauna da Mata de Santa Genebra, Campinas, São Paulo, Brasil. *Rev. bras. Zool.* 12 (3): 493-511.

Andrade, R. (1999) Riqueza de espécies e deslocamento de aves entre ilhas naturais de floresta (capões) do Parque Nacional da Serra da Canastra, Minas Gerais. Dissertação de mestrado. Belo Horizonte: Universidade Federal de Minas Gerais.

Bierregaard Jr., R. O., T. E. Lovejoy, V. Kapos, A. A. Santos e R. W. Hutchings (1992) The biological dynamics of tropical rainforest fragments. *BioScience* 42 (11): 859-866.

Blake, J.G., F. G. Stiles e B.A. Loiselle (1990) Birds of La Selva Biological Station: habitat use, trophic composition, and migrants. p. 161-182. *Em: A. Gentry (Org.) Four Neotropical rainforests.* New Haven: Yale University Press.

Brown Jr., K. S. (1986) Zoogeografia da região do Pantanal Mato-grossense. p. 137-178. *Em: EMBRAPA-CPAP (ed.) I Simpósio sobre recursos naturais e sócio-econômicos do Pantanal.* Brasília: EMBRAPA.

Damasceno Jr., G.A., M. A. O. Bezerra, I. M. Bortolotto e A. Pott (1996) Aspectos florísticos e fitofisionômicos dos capões do Pantanal do Abobral. p. 74-75. *Em: EMBRAPA-SPI (ed.) II Simpósio sobre recursos naturais e sócio-econômicos do Pantanal.* Brasília: EMBRAPA.

Desrochers, A. and S. J. Hannon (1997) Gap crossing decisions by forest songbirds during the post-fledging period. *Conserv. Biol.* 11 : 1204-1210.

Dunning, J. B., B. J. Danielson and H. R. Pulliam (1992) Ecological processes that affect populations in complex landscapes. *Oikos* 65 : 169-175.

Fleming, T. H. (1992) How do fruit-and nectar-feeding birds and mammals track their food resources? p. 355-391. *Em: M. D. Hunter, T. Ohgushi e P.W. Price (eds.) Effects of resource distribution on animal – plant interactions.* San Diego: Academic Press, Inc.

Junk, W. J. (1993) Wetlands of tropical South America. p. 679-739. *In: D. Whigham, D. Dykjková e S. Hejný (eds.) Wetlands of the world: Inventory, ecology and management.* Vol. I. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers.

- Haas, C.A. (1995) Dispersal and use of corridors by birds in wooded patches on an agricultural landscape. *Conserv. Biol.* 9 : 845-854.
- Karr, J. R. (1982) Avian extinction on Barro Colorado island, Panama: a reassessment. *American Naturalist* 119 : 220-239.
- Karr, J. R. (1990) Interactions between forest birds and their habitats: a comparative synthesis. p. 379-393. Em: A. Keast (ed.) *Biogeography and ecology of forest bird communities*. The Hague: SBP Academic Publishing.
- Karr, J. R., S. K. Robinson, J. G. Blake e R. O. Bierregaard, Jr. (1990) Birds of four Neotropical forests. p. 237-269. Em: A. Gentry (Org.) *Four Neotropical rain forests*. New Haven: Yale University Press.
- Law, B. S. e C. R. Dickman (1998) The use of habitat mosaics by terrestrial vertebrate fauna: implications for conservation and management. *Biod. Cons.* 7 : 323-333.
- Levey, D. J. e F. G. Stiles (1992) Evolutionary precursors of long-distance migration: resource availability and movement patterns in Neotropical landbirds. *American Naturalist* 140 : 447-476.
- Piratelli, A. J. (1999) *Comunidades de aves de sub-bosque na região leste de Mato Grosso do Sul*. Tese de doutorado. Rio Claro: Universidade Estadual Paulista.
- PCBAP - Plano de Conservação da Bacia do Alto Paraguai (1997) Diagnóstico dos meios físico e biótico. Projeto Pantanal, Programa Nacional do Meio Ambiente. Brasília: PNMA.
- Poulin, B., G. Lefebvre e R. McNeill (1994) Characteristics of feeding guilds and variation in diets of bird species of three adjacent tropical sites. *Biotropica* 26 : 187-197.
- Price, O.F., J. C. Z. Woinarski e D. Robinson (1999) Very large area requirements for frugivorous birds in monsoon rainforests of the northern territory, Australia. *Biol. Conserv.* 91 : 169-180.
- Rosenberg, D. K., B. R. Noon e E. C. Meslow (1997) Biological corridors: form, function and efficacy. *BioScience* 47 : 677-687.
- Sick, H. (1997) *Ornitologia Brasileira*. Rio de Janeiro: Ed. Nova Fronteira, 912p.
- Silva, J. M. C. (1995) Birds of the Cerrado Region, South America. *Steenstrupia* 21: 69-92.
- Stiles, F. G. (1980) The annual cycle in a tropical wet forest hummingbird community. *Ibis* 122: 322-343.
- Stouffer, P. C. e R. O. Bierregaard, Jr. (1995) Use of Amazonian forest fragments by understory insectivorous birds. *Ecology* 76 : 2429-2445.
- Thiollay, J. M. (1999) Responses of an avian community to rain forest degradation. *Biod. Cons.* 8 : 513-534.

Tubelis, D. P e W.M. Tomás (1999) Distribution of birds in a naturally patchy forest environment in the Pantanal wetland, Brazil. *Ararajuba* 7 : 81-89.

Villard, M. A. e P. D. Taylor (1994) Tolerance to habitat fragmentation influences the colonization of new habitat by forest birds. *Oecologia* 98: 393-401.

Wiens J. A. (1995) Habitat fragmentation: island vs. landscape perspectives on bird conservation. *Ibis* 137: S97-S104.

Willis E. O. (1979) The composition of avian communities in remanescent woodlots in Southern Brazil. *Pap. Avul. Zool.* 33 : 1-25.

Tabela 1. Categorias tróficas em que foram classificadas as espécies de aves.

Categoria trófica	Famílias
Malacófagos	Threskiornithidae
Carnívoros	Falconidae, Accipritidae, Strigidae.
Frugívoros	Psittacidae
Omnívoros/frugívoros	Cracidae, Ramphastidae, Columbidae, Muscicapidae, Emberizidae
Granívoros	Columbidae, Emberizidae
Insetívoros	Picidae, Dendrocolaptidae, Furnariidae, Thamnophilidae, Tyrannidae, Troglodytidae
Omnívoros/insetívoros	Crotophagidae, Tyrannidae, Picidae
Nectarívoros	Trochilidae e Emberizidae
Necrófagos	Cathartidae
Omnívoros	Trogonidae, Corvidae, Vireonidae, Emberizidae

Tabela 2. Número de registros e capturas das espécies de aves ocorrentes nos capões do Pantanal do Abobral, classificadas quanto à categoria trófica e dependência de ambiente florestal.

Espécies	Categoria trófica	Dependência de ambiente florestal	Tipos de Movimento				Indivíduos Capturados
			1	2	3	4	
Ordem Ciconiiformes							
Família Threskiornithidae							
<i>Theristicus caeruleus</i>	Malacófago	I	1			2	
<i>Theristicus caudatus</i>	Malacófago	I		1			
Ordem Falconiformes							
Família Cathartidae							
<i>Coragyps atratus</i>	Necrófago	I	1	5		1	
<i>Cathartes aura</i>	Necrófago	I		2			
<i>Cathartes burrovianus</i>	Necrófago	I	1	1			
Família Accipitridae							
<i>Campsonyx swainsoni</i>	Carnívoro	I	1				
<i>Ceranoospiza caeruleascens</i>	Carnívoro	SD	1	1			
<i>Buteogallus urubitinga</i>	Carnívoro	SD	1		1	1	
<i>Buteogallus meridionalis</i>	Carnívoro	I		1		1	
<i>Bupernis magnirostris</i>	Carnívoro	I	2	2		1	
Família Falconidae							
<i>Circus pinnatus</i>	Carnívoro	I	27	6	1	6	
<i>Milvago chimachima</i>	Carnívoro	I	2		1	1	
<i>Herpessotheres cachumani</i>	Carnívoro	SD	1			1	
<i>Falco rufigularis</i>	Carnívoro	D	1	6	1		
Ordem Galliformes							
Família Cracidae							
<i>Ortalis canicola</i>	omnívoro/frugívoro	SD	13	2	2		
<i>Pipilo pipilo</i>	omnívoro/frugívoro	D	4	2	1		
Ordem Columbiformes							
Família Columbidae							
<i>Columba pinnatus</i>	omnívoro/frugívoro	SD	1	1	8	5	
<i>Columba cayanaensis</i>	omnívoro/frugívoro	D	17	1	8	5	
<i>Columba minuta</i>	omnívoro/frugívoro	I				1	
<i>Columba talpacoti</i>	omnívoro/frugívoro	I	1	1		5	
<i>Columba picus</i>	omnívoro/frugívoro	I	3			5	
<i>Leptotila verreauxi</i>	omnívoro/frugívoro	SD	22	18	3	4	
Ordem Psittaciformes							
Família Psittacidae							
<i>Anodorhynchus hyacinthinus</i>	Frugívoro	SD	1		3	1	
<i>Ara auricollis</i>	Frugívoro	SD	1	1	3	4	
<i>Aratinga acuticaudata</i>	Frugívoro	SD			1	1	
<i>Aratinga leucophthalmus</i>	Frugívoro	SD	1		1	1	
<i>Aratinga aurea</i>	Frugívoro	I			1		
<i>Nandayus nanday</i>	Frugívoro	I				1	
<i>Brotogeris chiriri</i>	Frugívoro	SD	45		14	16	
<i>Amazona aestiva</i>	Frugívoro	D	87	2	18	9	
Ordem Cuculiformes							
Família Crotophagidae							
<i>Crotophaga ani</i>	omnívoro/insetívoro	I		6		2	
<i>Caira guira</i>	omnívoro/insetívoro	I		4		1	
Ordem Strigiformes							
Família Strigidae							
<i>Glauclidium brasilianum</i>	Carnívoro	SD				3	

Espécies	Categoria trófica	Dependência de ambiente florestal	Tipos de Movimento				Indivíduos Capturados
			1	2	3	4	
Ordem Trochiliformes							
Família Trochilidae							
<i>Phaetornis eurynome</i>	Nectarívoro	D	37	25	3	2	
<i>Eupetomena macroura</i>	Nectarívoro	I				10	
<i>Anthracothorax nigricollis</i>	Nectarívoro	SD				4	
<i>Chlorostilbon aureoventris</i>	Nectarívoro	SD					
<i>Hylocharis chrysura</i>	Nectarívoro	SD				22	
<i>Polytmus guainumbi</i>	Nectarívoro	I				11	
Ordem Trogoniformes							
Família Trogonidae							
<i>Trogon curucui</i>	omnívoro	D	5			2	
Ordem Piciformes							
Família Galbulidae							
<i>Galbula ruficauda</i>	Insetívoro	SD				5	
Família Ramphastidae							
<i>Pteroglossus castanotis</i>	omnívoro/frugívoro	D	2			1	
<i>Ramphastos toco</i>	omnívoro/frugívoro	SD	16		6		
Família Picidae							
<i>Picumnus albosquamatus</i>	Insetívoro	SD		2		1	
<i>Melanerpes candidus</i>	omnívoro/insetívoro	SD	3				
<i>Veniliornis passerinus</i>	Insetívoro	SD	51	1		23	
<i>Picus chrysochloros</i>	omnívoro/insetívoro	D	10			2	
<i>Colaptes campestris</i>	Insetívoro	I	1				
<i>Colaptes melanochlorus</i>	omnívoro/insetívoro	SD	5			1	
<i>Celeus lugubris</i>	omnívoro/insetívoro	D	6			3	
<i>Campephilus melanoleucus</i>	omnívoro/insetívoro	D	16		1	1	
Ordem Passeriformes							
Família Dendrocolaptidae							
<i>Xiphocolaptes major</i>	Insetívoro	SD	10		1	1	
<i>Dendrocolaptes picumnus</i>	Insetívoro	D				2	
<i>Lepidocolaptes angustirostris</i>	Insetívoro	I				2	
<i>Campyloramphus trochilirostris</i>	Insetívoro	D	21	2		7	
Família Furnariidae							
<i>Furnarius rufus</i>	Insetívoro	I	15	19		22	
<i>Schoeniophylax phryganophila</i>	Insetívoro	I	1	1		1	
<i>Synallaxis albiflora</i>	Insetívoro	D	2	1		24	
<i>Phacellodomus ruber</i>	Insetívoro	SD				3	
<i>Pseudoseisura cristata</i>	Insetívoro	SD	9	2		5	
Família Thamnophilidae							
<i>Taraba major</i>	Insetívoro	SD	4	2		7	
<i>Formicivora rufa</i>	Insetívoro	SD		1		3	
Família Tyrannidae							
<i>Sublegatus modestus</i>	Insetívoro	SD				2	
<i>Cnemotriccus fuscatus</i>	Insetívoro	D				1	
<i>Lathrotriccus euleri</i>	Insetívoro	D				1	
<i>Pyrocephalus rubinus</i>	Insetívoro	I		1			
<i>Machetornis rixosus</i>	Insetívoro	I	6	14		4	
<i>Myiarchus sp</i>	omnívoro/insetívoro		8				
<i>Myiarchus ferox</i>	omnívoro/insetívoro	SD				2	
<i>Myiarchus swansoni</i>	omnívoro/insetívoro	I				2	
<i>Myiarchus tyrannulus</i>	omnívoro/insetívoro	SD				1	
<i>Tyrannus melancholicus</i>	omnívoro/insetívoro	I	45	14	4	1	
<i>Empidonomus varius</i>	omnívoro/insetívoro	SD	2				
<i>Megarynchus pitangua</i>	omnívoro/insetívoro	SD	15	1	1	1	
<i>Myiozetetes cayanensis</i>	omnívoro/insetívoro	D	32	2	2		
<i>Pitangus sulphuratus</i>	omnívoro/insetívoro	I	94	33	3	4	
<i>Pachyramphus viridis</i>	omnívoro/insetívoro	SD				1	
<i>Pachyramphus polycopterus</i>	omnívoro/insetívoro	SD				1	

Espécies	Categoria trófica	Dependência de ambiente florestal	Tipos de Movimento				Indivíduos Capturados
			1	2	3	4	
Família Corvidae							
<i>Cyanocorax cyanomelas</i>	Omnívoro	D	12	2			2
<i>Cyanocorax chrysops</i>	Omnívoro	SD	5				
Família Vireonidae							
<i>Cyclarhis gujanensis</i>	omnívoro	SD		2			3
Família Muscicapidae							
<i>Turdus rufiventris</i>	omnívoro/frugívoro	I	8	2			17
<i>Turdus leucomelas</i>	omnívoro/frugívoro	SD					1
<i>Turdus amaurochalinus</i>	omnívoro/frugívoro	SD					5
<i>Turdus sp</i>	omnívoro/frugívoro	SD	7				
Família Troglodytidae							
<i>Campylorhynchus turdimus</i>	Insetívoro	SD	30	2			13
Família Emberizidae							
<i>Ammodramus hummeralis</i>	granívoro	I		2			1
<i>Paroaria capitata</i>	granívoro	I	1		1		4
<i>Coereba flaveola</i>	Nectarívoro	SD					1
<i>Ramphocelus carbo</i>	omnívoro/frugívoro	SD	32	2			19
<i>Thraupis sayaca</i>	omnívoro/frugívoro	SD	95	4	4	1	8
<i>Thraupis palmarum</i>	omnívoro/frugívoro	SD	5	1			1
<i>Coryphospingus cucullatus</i>	granívoro	SD					3
<i>Volatinia jacarina</i>	granívoro	I	5	4			3
<i>Sporophila sp</i>	granívoro	I					3
<i>Sporophila collaris</i>	granívoro	I					7
<i>Oryzoborus angolensis</i>	granívoro	I		3			6
<i>Saltator coerulescens</i>	omnívoro	SD	9	3			8
Família Icteridae							
<i>Psarocolius decumanus</i>	omnívoro	D	14		2		
<i>Cacicus solitarius</i>	omnívoro	SD	26	3			8
<i>Icterus cayanensis</i>	omnívoro	SD	78	18	1	1	12
<i>Icterus icterus</i>	omnívoro	SD	15	1	2		8
<i>Agelaius cyanopus</i>	omnívoro	I		2			1
<i>Gnorimopsar chopi</i>	omnívoro	I	7	28	5	3	
Aves não identificadas	-	-	55	7	0	9	
Total			1055	270	100	82	368
Número de espécies			64	52	29	23	69

Tabela 3. Teste χ^2 para o número de captura em redes internas e externas obtidos para espécies de diferentes categorias tróficas.

Categorias tróficas	Externa	Interna	Total	χ^2	Valor p
Carnívoro	0	4	4	4,00	ns
Frugívoro	3	2	5	0,20	ns
Granívoro	18	5	23	7,35	< 0,01
Insetívoro	42	70	112	7,00	< 0,01
Nectarívoro	39	12	51	14,29	< 0,01
Omnívoro	23	18	41	0,61	ns
Omnívoro/frugívoro	37	32	69	0,36	ns
Omnívoro/insetívoro	11	15	26	0,61	ns
Total	173	158	331	0,68	ns

ns = não significativo.

Tabela 4. Teste do χ^2 para o número de espécies de cada categoria trófica que se deslocaram dentro e entre blocos de capões.

Categorias tróficas	Dentro dos blocos	Entre blocos	χ^2	Valor p
Frugívoros	3	4	0,14	ns
Insetívoros	12	4	4,00	< 0,05
Omnívoros	9	5	1,14	ns
Omnívoros/frugívoros	10	8	0,73	ns
Omnívoros/insetívoros	4	4	0,22	ns

ns = não significativo.

Tabela 5. Teste do χ^2 para o número de deslocamentos/trajetória obtidos para as espécies de cada categoria trófica, que se deslocaram dentro e entre blocos de capões.

Categorias tróficas	Dentro dos blocos	Entre blocos	Total	χ^2	Valor p
Frugívoros	5,11	6,25	11,36	0,09	ns
Insetívoros	12,89	0,42	13,31	11,68	< 0,01
Omnívoros	8,50	1,83	10,33	4,31	< 0,05
Omnívoros/frugívoros	10,61	4,17	14,78	2,81	ns
Omnívoros/insetívoros	6,28	3,42	9,69	0,84	ns
Total	43,39	16,08	59,47	12,36	< 0,01

ns = não significativo.

Tabela 6. Número de deslocamentos dentro e entre blocos de capões realizados pelas espécies insetívoras e omnívoras/insetívoras, classificadas como dependentes ou semidependentes de mata.

Espécies	Categorias tróficas	Mesmo Bloco	Entre blocos	Dependência de ambiente florestal
<i>Campyloramphus trochilirostris</i>	insetívoro	19	2	D
<i>Campylorynchus turdinus</i>	insetívoro	29	1	SD
<i>Empidonomus varius</i>	insetívoro	2		SD
<i>Pseudoseisura cristata</i>	insetívoro	8	1	SD
<i>Synallaxis albilora</i>	insetívoro	2		D
<i>Taraba major</i>	insetívoro	4		SD
<i>Veniliornis passerinus</i>	insetívoro	51		SD
<i>Xiphocolaptes major</i>	insetívoro	10		SD
<i>Campephilus melanoleucus</i>	omnívoro/insetívoro	12	4	D
<i>Celeus lugubris</i>	omnívoro/insetívoro	5	1	D
<i>Colaptes melanochlorus</i>	omnívoro/insetívoro	5		SD
<i>Melanerpes candidus</i>	omnívoro/insetívoro	3		SD
<i>Piculus chrysochloros</i>	omnívoro/insetívoro	8	2	D
Total		158	11	

Bird movement between Natural Forest Patches in southeast Brazil

Renata Dornelas de Andrade¹²
Miguel Ângelo Marini¹³

The high rate of habitat degradation during recent decades increased the importance of studies based on the island biogeography model of MacArthur and Wilson (1967). Most studies, however, have focused on the species-area relationship both in real islands and in patchy habitats (ex. Vuilleumeier 1970, Galli *et al.* 1976, Connor and McCoy 1979, Nores 1995, Anjos and Boçon 1999). The application of the island biogeography model to habitat islands has been criticized and has some limitations (see Shafer 1990). Bierregaard and Lovejoy (1989) and Turner and Corlett (1996) asserted that habitats recently fragmented by humans need some time to reach equilibrium after being saturated by individuals and species of the surrounding destroyed habitat. Some studies have shown that the loss of species in fragmented areas continues for decades (Kattan *et al.* 1994, Aleixo and Vielliard 1995).

However, studies dealing with natural habitat patches, such as mountain tops (Vuilleumeier 1970, Brown and Gibson 1983, Nores 1995), may bring new insights into the interpretation of the effects of habitat fragmentation, since natural habitat patches are probably in equilibrium and are used by species better adapted to this patchy landscape. As interesting as mountaintops are, natural forest patches imbedded in a grassland matrix that occur in central and southeast Brazil (Rizzini 1979, Meguro *et al.* 1996). They represent a natural 'fragmented' landscape in which animals have had time to adapt to a mosaic landscape.

Less attention has been given to immigration, which is not only associated with distance of the island to the source continent, but with several other factors, such as: distances among habitat islands (Harper 1989, Martine and Lepart 1989, Wiens 1996); connectivity (Haig *et al.* 1998, Wegner and Merriam 1979, Johnson and Adkisson 1985, Saunders 1990, Soulé and Gilpin 1991); dispersal barriers (McIntyre and Barret 1992, Law and Dickman 1998); and species dispersal ability (Dunning *et al.* 1995, Haas 1995, Tiebut and Anderson 1997).

Our objective here was to study the bird community of natural forest patches of southeastern Brazil, evaluating the movement of birds between forest patches, comparing forest dependent and forest independent species. Knowledge of movement potential of birds in the region may provide important insights into our understanding of the conservation of birds in the cerrado region, which have already been suffering from habitat destruction and fragmentation (Marini 2000, Tubelis and Cavalcanti 2000).

Study Area

The study was conducted at the Serra da Canastra National Park (PNSC) (46°15'-47°00'W; 20°00'-23°30'S) located at southwest Minas Gerais state, southeast Brazil (Figure 1). PNSC has 71,525 ha, with a perimeter of 173.4 Km, between 1,033 and 1,493 m above sea level (MMA 1993). The predominant

vegetation of the park (i.e. the matrix) is cerrado *sensu lato* (a savanna like vegetation), composed mostly of open grasslands (*campo limpo* and *campo sujo*), with portions of rocky fields (*campo rupestre*), and cerrado *sensu stricto* (shrublands). The small natural patches of gallery forests (locally called *capões*) (forest patches herein) complete the landscape. These

forest patches had trees usually between 5 and 15 m tall, with closed canopy and understory. The smaller patches were short with a denser understory. The relief is undulated, with streams in the valleys. The climate is strongly seasonal, with a marked warm rainy season between September and February and a cool dry season between March and August (IBDF 1981).

Figure 1. Map showing the location of the Serra da Canastra National Park (dark square), Minas Gerais state, Brazil. In the inset, the dot represents Belo Horizonte city, and the thin line São Francisco river.



Data collection was conducted in 14 forest patches inside the PNSC divided into three groups (Table 1):

A) Small forest patches: forest patches of small size (0.09 – 0.41 ha) isolated by grasslands (> 360 m to the nearest forest patch). Five forest patches were sampled, three in one location and two in another location;

B) Medium forest patches: Five small to

medium forest patches (0.05 – 0.60 ha) isolated by grasslands (50 – 540 m to the nearest forest patch);

C) Large forest patches: Four medium to large forest patches (0.56 – 1.02 ha) connected by vegetation corridors (between 2 and 5 m wide with trees up to 5 m high), distant 180 – 660 m to the nearest forest patch. We also sampled a corridor area close to these large forest patches.

Table 1. Characteristics [area, straight distance to the nearest forest patch (m), distance to nearest forest patch through a corridor or a stream (m) and sampling effort] of the forest patches sampled in the Serra da Canastra National Park, MG, Brazil.

Patch group	Forest patch	Area (ha)	Straight distance (m)	Distance through corridor or stream (m)	Sampling effort (mistnet/hour)
A	1	0,09	400	600	302
	2	0,17	360	580	319
	3	0,27	360	580	327
	4	0,16	400	720	318
	5	0,41	420	1180	300
B	6	0,11	50	-	303
	7	0,05	50	-	301
	8	0,39	67	-	312
	(6+7+8)	0,55	360	400	332
	9	0,60	360	400	322
C	10	0,36	540	640	366
	11	1,02	660	700	319
	12	1,01	280	320	306
	13	0,76	180	280	357
	14	0,53	180	280	378

Experimental design was constrained because of the natural arrangement of forest patches and corridors. Large forest patches were associated with narrow corridors, whereas the smaller patches always lacked them. Vegetation corridors were considered absent from the first two groups, even though the forest patches lie along the same streams which margins have a short water-associated shrubby vegetation (about 1 m high) different from, but not taller than, the surrounding grasslands.

Forest patch sizes and distances to the nearest forest patches were measured with a measuring tape for short distances (up to 1 Km) and from aerial photographs for larger distances. Patch isolation was the mean distance to the two nearest forest patches, taken as the minimum straight distance.

Methods

Data collection took place between July 1997 and November 1998. Birds were captured with mist-nets (12-m long and 2.5 m high) between 6:00 and 17:00. Nets were usually placed very close to and parallel to the patch border, but also inside the patches. A total of approximately 300 mistnet/hours was conducted in each forest patch (Table 1). Sampling in each forest patch occurred around once every two months. Individuals were metal and color banded with unique combinations of three color bands enabling later identification by binoculars. Birds were released at the same capture sites.

Bird movement rate between forest patches was estimated by dividing the number of recaptures at patch X coming from patch Y, by the number of individuals marked (banded) at patch Y. Movement rates were calculated between all pairs of patches within a patch group (ex. for patch group A1; between patch 1 and 2, between 2 and 1, between 1 and 3, and soon)

Birds were first classified into three categories of levels of forest dependence (see Appendix) following Silva (1995): a) Forest dependent species: which occur mostly inside

forested habitats; b) Forest semi-dependent species: which occur both inside forests but also in open habitats, and c) forest independent species: which occur mostly in open habitats. Then, to be conservative in our analyses, forest semi-dependent and independent species were merged into a group of 'species not forest dependent' (forest independent herein).

The strength to the relationship between movement rates between forest patches and isolation of forest patches was tested with Spearman Rank Correlation. Differences in movement records between forest dependent and forest independent species were tested with Chi-square tests (Ott 1988). Differences in movement records between patches with and without corridors were also tested with a Chi-square test.

Besides the analyses with 14 patches, some analyses were conducted merging the data of three patches of group B into a single area, reducing sample size to 12 patches. This merging becomes necessary since these three patches are very close together (Figure 2), distant only 50 to 80 m from each other. According to some authors (Harper 1989) distances up to 100 m between forests may not represent barriers to bird movement between forests. Another important factor that justifies this second analysis is the high number of bird movements recorded among these three patches. Also, some individuals (ex. *Picumnus cirratus*, *Elaenia obscura*, and *Basileuterus leucophrys*) crossed the open areas between this forest fragments two or more times, even during the same day, suggesting that these patches are being used daily as a home range.

Results

We banded 554 individuals of 67 species of birds (Appendix), of which 21 species were forest dependent (206 individuals), 18 were forest semi-dependent (116 individuals), and 28 were forest independent (232 individuals).

The number of recaptures in the same forest patch, that is, recaptures of individuals

Figure 2. Group of small and medium forest patches isolated by open grassland areas (Group B).



that apparently did not move between patches, is significantly higher ($\chi^2 = 15,5$; d.f. = 1; $p < 0.001$) for forest dependent species (40 recaptures) than for forest independent species (26 recaptures). The same results were obtained for the 12 patches analysis.

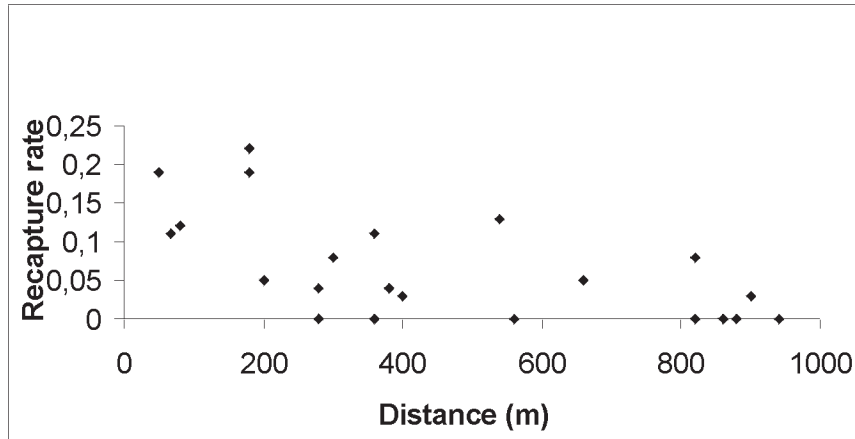
We recorded 51 bird movements by 24 species between forest patches separated by 50 to 900 m from the original forest patch. Of these movements, 25 (49,2%) were performed by individuals of 11 forest dependent species. The proportion of recaptures between forest patches did not differ ($\chi^2 = 3.06$; d.f. = 1; $0.05 < p < 0.10$) between forest dependent and forest independent (26 recaptures) species. However, when we do not consider the movements among the three patches of group B (12 patches analysis) the number of movements of forest dependent species (21 recaptures) is significantly higher ($\chi^2 = 7,33$; d.f. = 1; $0.001 < p < 0.01$) than the number of movements of forest independent species (14 recaptures).

The recapture rates of individuals moving from one forest patch to another were inversely and significantly related to forest patch

isolation, either considering 14 forest patches ($r = -0.645$; $n = 24$; $p < 0.001$), or only 12 forest patches ($r = -0.573$; $n = 17$; $p < 0.02$) (Figure 3).

The number of movements by all bird species did not differ ($\chi^2 = 0.24$; d.f. = 1; $0.50 < p < 0.70$) between forest patches linked or not by corridors. We detected 23 movements between the connected patches (group C) and 28 movements between unconnected forest patches (groups A and B). For forest dependent species alone, however, the number of movements between forest patches linked by corridors was significantly ($\chi^2 = 7,13$; d.f. = 1; $0,001 < p < 0.01$) higher than the number of movements between forest patches without corridors. Most (68 %) of the 25 movements recorded for forest dependent species occurred between forest patches linked by corridors. The results remain the same for the analysis with 12 forest patches. In spite of these results, some forest dependent individuals cross much larger open areas between forest patches, as recorded for *Lochmias nematura* (360 m), *Elaenia obscura* (540 m), and *Basileuterus*

Figure 3. Relationship between recapture rates of individuals coming from other forest patches (Tx Recap) and distance between the two patches (m). Fourteen patches and the corridor sampled were considered in this analysis. The movements between patches of group C (with corridors) were identified in the figure.



leucophrys (900 m). The direct use of corridors was revealed by the capture of forest dependent species, such as *Thamnophilus caeruleus*, *Leptopogon amaurocephalus*, and *Antilophia galeata* in the corridor sampled.

Individuals of some forest dependent species (ex. *Antilophia galeata*) were detected repeatedly moving between forest patches linked by corridors (Figure 4), suggesting that the patches are being used as a home range or a territory. It also reveals that visual or aural census techniques would inflate density or abundance estimates of these species, since they would probably consider each record as a different individual.

Discussion

Forest dependent birds showed higher site fidelity, since they were recaptured more often at the same forest patch than other species. The fewer recaptures of forest independent species at the same forest patch is probably related to their use of several forest patches besides the grasslands, whereas the forest dependent species would defend territories inside forest patches increasing their chances of being recaptured inside them. The

lack of difference in number of recaptures between forests suggests that the ability to move between patches is widespread in the species present in the park. But, as expected, the number of movements between forest patches decreased as distance increased.

The presence of vegetation corridors had no effect on movements between forest patches when all species were considered. This could be explained by the fact that most movements were by forest independent species, which probably do not respond to the presence of corridors since they are adapted to open areas. This argument is shared by Desrochers and Hannon (1997) who asserted that corridors might facilitate the movement of some species more than others, with more benefits to forest-dependent species. In the present study, when only the forest dependent species were considered, most movements occurred between patches connected by corridors. Haas (1995) and Machtans *et al.* (1996) stated that most bird movements occur through corridors, confirming that environmental discontinuities may act as barriers (Diamond 1973, Terborgh 1975). However, our result is based on the correlation between corridor presence and recapture rates and not on actual use of corridors, even though the use of corridors was

Figure 4. Movements of four individuals of *Antilophia galeata* among patches of group C. Each number represents an individual. The base of the arrow indicates where the individual was first captured.



confirmed for 35 species in the one corridor sampled. Also, most of the matrix between our fragments was composed of grassland almost without trees or taller scrubs, and birds in movement would have almost no support to perch or protection against predators.

With playback experiments, Desrochers

and Hannon (1997) recorded forest species crossing 7 to 160 m of open areas between fragments, with a reduction in movement especially above 70 m of open area. They suggest that, even though some bird species prefer to move through corridors than through open areas, their preference for corridors decrease as the route through corridors increases. Also, even though most individuals of *Parus atricapillus* (Paridae) and *Dendroica coronata* (Parulinae) prefer corridors to open areas even when the distance through corridors were two to three times larger, some individuals of *Sitta canadensis* (Sittidae) preferred to use open areas to corridors when the distance through corridors were only 20% larger than through open areas.

The apparent higher use of corridors by forest-dependent species is confounded by the fact that the forest patches interconnected by corridors are also the larger patches sampled, and consequently can support more species and larger populations, probably increasing the chances of detecting movements. These corridors probably did not increase much the area of the fragments since the corridors were usually narrow and with short trees. This association of corridors between larger forest patches is a natural feature of the forest patches of the park, being impossible to uncouple, constraining experimental designs. This problem was stressed by Beier and Noss (1998), who also commented that smaller fragments are also more isolated from larger fragments and sometimes closer to farms and cities than the larger fragments connected by corridors.

Some forest-dependent species of our study (*Lochmias nematura*, *Elaenia obscura* and *Basileuterus leucophrys*) moved larger distances through grasslands (360 to 900 m) between forest patches without corridors, but with streams with a very short (1-m high) associated vegetation which may have provided more protection and served better as perches than grasslands. Sieving *et al.* (1996) tested whether three non-forest habitats acted as barriers for five species of understorey birds in fragmented South-Temperate Rainforest. They attracted

birds with playbacks and found that none of the 52 individuals tested invaded the open area, less than a third (17 of 52) invaded the area with sparse shrubs, and most (52 of 55) invaded the area with dense cover.

Bierregaard *et al.* (1992) stated that openings of as little as 80 m between Amazonian forest fragments might act as a barrier for some insects, mammals and most forest birds. However, some forest birds colonized or invaded Amazonian forest fragments of 1 and 10 ha, isolated from 75 to 150 m from the continuous forest (Harper 1989). Also, some forest birds followers of army ants were able to cross from 100 to 320 m of open areas, moving into continuous forest. Marini (unpubl. data), studying birds in Atlantic forest fragments, recorded more than 30 individuals of 14 forest dependent species crossing 200-700 m of grasslands.

The recaptures of some individuals in more than one forest patch suggest that for some species (ex. *Antilophia galeata*) their home range may encompass a few forest patches. Martine and Lepart (1989) and Loman and von Schantz (1991) also suggest that the territories of some individuals comprise a group of habitat islands in a fragmented landscape. Birds may be able to move between patches in less isolated areas to obtain sufficient resources and may in fact defend territories in different patches (Rail *et al.* 1997, Robson and Bayne 2000). Thompson and Fritzell (1989) and Bentley and Catterall (1997) suggest, however, a negative relationship between individual survival and size of home range or mean daily movement. According to them, forest birds living in small fragments have lower survivorship than forest birds living in large areas. This may alter birds' lifetime reproductive success (Harvey *et al.* 1985, Bijns 1988) with a negative effect on species reproductive rate.

Our data of several bird movements between patches, and the frequent use of more than one patch by some birds, is in agreement with some authors (Plissner *et al.* 2000) who suggest that the development of conservation strategies for wetlands requires a broader

perspective of the connectedness of individual patches across the landscape and that bird movements may be a key element in defining this connectivity.

Thus, even though the PNSC is largely dominated by grasslands with small forest patches immersed in this open matrix, it sustains populations of several forest dependent birds, connected by dispersal among forest patches. These forest birds are apparently well adapted to this landscape, even using several isolated patches as territories or in their home range. The preservation of this landscape against common external threats in the region, such as fire, cattle ranching and plant extraction, may ensure the maintenance of the bird diversity in the region.

Acknowledgements

R.D.A. held a graduate fellowship from CAPES and M.Â.M. a researcher fellowship from CNPq. Support for this research came from grants from WWF – (Programa Natureza e Sociedade), American Bird Conservancy, and U.S. Fish and Wildlife Service to R.D.A. We thank the Graduate Program in Ecology, Conservation and Wildlife Management of the Universidade Federal de Minas Gerais for logistical support. We thank IBAMA for the logistical support and for the permit to conduct this study inside the Serra da Canastra National Park. We thank J. E. C. Figueira, O. J. Marini-Filho, M. Rodrigues, and an anonymous reviewer for comments on the manuscript.

Bibliography

Aleixo, A. and Vielliard, J.M.E. (1995). Composição e dinâmica da avifauna da Mata de Santa Genebra, Campinas, São Paulo, Brasil. *Rev. Bras. Zool.* 12 : 493-511.

Anjos, L. and R. Boçon (1999). Bird communities in natural forest patches in Southeastern Brazil. *Wilson Bull.* 111 : 397-414.

Beier, P. and R. F. Noss (1998). Do habitat corridors provide connectivity? *Conserv. Biol.* 12 : 1241-1252.

Bentley, J. M. and C. P. Catterall (1997). The use of bushland, corridors, and linear remnants by birds in Southeastern Queensland, Australia. *Conserv. Biol.* 11 : 1173-1189.

Bierregaard Jr., R. O. and T. E. Lovejoy (1989). Effects of forest fragmentation on Amazonian understory Bird communities. *Acta Amaz.* 19 : 215-241.

Bierregaard Jr., R. O., T. E. Lovejoy, V. Kapos, A. A. dos Santos and R. W. Hutchings (1992). The biological dynamics of tropical rainforests fragments. *Bioscience* 42 : 859-866.

Bijnens, L. (1988). Blue tit *Parus caeruleus* song in relation to survival, reproduction and biometry. *Bird Study* 35 : 61-67.

Brown, J. H. and A. C. Gibson (1983). *Biogeography*. The C.V. Mosby Company – USA.

Connor, E. F. and E. D. McCoy (1979). The statistics and biology of the species – area relationship. *Am. Nat.* 113 : 791-833.

Desrochers, A. and S. J. Hannon (1997). Gap crossing decisions by forest songbirds during the post-fledging period. *Conserv. Biol.* 11 : 1204-1210.

Diamond, J. M. (1973). Distributional ecology of New Guinea birds. *Science* 179 : 759-769.

Dunning Jr., J. D., R. Borgella Jr., K. Clements and G. K. Meffe (1995). Patch isolation, corridor effects, and colonisation by a resident sparrow in a managed Pine Woodland. *Conserv. Biol.* 9 : 542-550.

Galli, A. E., C. F. Leck and R. T. T. Forman (1976). Avian distribution patterns in forest islands of different sizes in central New Jersey. *Auk* 93 : 356-364.

Haas, C. A. (1995). Dispersal and use of corridors by birds in wooded patches on an agricultural landscape. *Conserv. Biol.* 9 : 845-854.

Haig, S. M., D. W. Mehlman and L. W. Oring (1998). Avian movements and wetland connectivity in landscape conservation. *Conserv. Biol.* 12 : 749-758.

Harper, L. H. (1989). The persistence of ant-following birds in small Amazonian forest fragments. *Acta Amaz.* 19 : 249-263.

Harvey, P. H., M. J. Stenning and B. Campbell (1985). Individual variation in seasonal breeding success of pied flycatchers (*Ficedula hypoleuca*). *J. Anim. Ecol.* 54 : 391-398.

Hobson, K.A. and E. Bayne (2000). Effects of forest fragmentation by agriculture on avian communities in the southern boreal mixedwoods of western Canada. *Wilson Bull.* 112 : 373-387.

Instituto Brasileiro de Desenvolvimento Florestal (IBDF) and Fundação Brasileira para a Conservação da Natureza. (1981). *Plano de manejo: Parque Nacional da Serra da Canastra*. Editora Gráfica Brasileira Ltda. Brasília, DF.

Johnson, W. C. and C. S. Adkisson (1985). Dispersal of beech nuts by Blue Jays in fragmented landscapes. *Am. Midl. Nat.* 113 : 319-324.

Kattan, J. R., H. Alvarez-Lopes and M. Giraldo (1994). Forest fragmentation and bird extinctions: San Antonio eighty years later. *Conserv. Biol.* 8 : 138-146.

Law, B. S. and C. R. Dickman (1998). The use of habitat mosaics by terrestrial vertebrate fauna: implications for conservation and management. *Biodiv. Conserv.* 7 : 323-333.

Loman, J. and T. von Schantz (1991). Birds in a farmland – More species in small than in large habitat island. *Conserv. Biol.* 5 : 176-188.

MacArthur, R. H. and E. O. Wilson (1967). *The theory of island biogeography*. Princeton, NJ, Princeton University Press.

Machtans, C. S., M. A. Villard and S. Hannon (1996). Use of riparian buffer strips as movement corridors by forest birds. *Conserv. Biol.* 10 : 1366-1379.

MacIntyre, S. and G. W. Barrett (1992). Habitat variegation, an alternative to fragmentation. *Conserv. Biol.* 6 : 146-147.

Marini, M. Â. 2000. Effects of forest fragmentation on birds of the cerrado region, Brazil. *Bird Conserv. Intern.* 11 : 11-23.

Martine, J. L. and J. Lepart (1989). Impoverishment in the bird community of a Finnish archipelago: The role of island sizes, isolation and vegetation structure. *J. Biogeogr.* 16 : 159-172.

Meguro, M., J. R. Pirani, R. Mello-Silva and A. M. Giuliatti (1996). Estabelecimento de matas ripárias e capões nos ecossistemas campestres da cadeia do espinhaço, Minas Gerais. *Bol. Bot. Univ. São Paulo* 15 : 1-11.

Ministério do Meio Ambiente e da Amazônia Legal (MMA) - Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA). (1993). *Plano de ação emergencial para o Parque Nacional da Serra da Canastra*. Diretoria de Ecossistemas. Brasília, DF.

Nores, M. (1995). Insular biogeography of birds on mountain-tops in north western Argentina. *J. Biogeogr.* 22 : 61-70.

Ott, L. (1988). *An introduction to statistical methods and data analysis*. PWS-KENT publishing company. Boston, USA.

- Plissner, J.H., S.M. Haig and L.W. Oring (2000). Postbreeding movements of American Avocets and implications for wetland connectivity in the western great basin. *Auk* 117 : 290-298.
- Rail, J.F., M. Darveau, A. Desrochers and J. Huot (1997). Territorial responses of boreal forest birds to habitat gaps. *Condor* 99 : 976-980.
- Rizzini, C. T. (1979). *Tratado de fitogeografia do Brasil. Asp ctos sociol gicos e florísticos*. Editora da Universidade de São Paulo, São Paulo.
- Saunders, D. A. (1990). Problems of survival in an extensively cultivated landscape: the case of the carnaby's cockatoo *Calyptohynchus funereus latirostris*. *Biol. Conserv.*, 54 : 277-290.
- Shaffer, C. L. (1990). *Nature reserves: Island theory and conservation practice*. Smithsonian Institution Press. Washington, D.C.
- Sieving, K. E., M. F. Willson and T. L. De Santo (1996). Habitat barriers to movement of understory birds in fragmented South-Temperate rainforest. *Auk* 113 : 944-949.
- Silva, J. M. C. (1995). Birds of the Cerrado Region, South America. *Steenstrupia* 21 : 69-92.
- Soulé, M. E. and M. E. Gilpin (1991). The theory of wildlife corridors capability. In: D. A. Saunders and R. J. Hobbs (eds.) *Nature conservation 2: the role of corridors*. Surrey Beatty, Chipping Norton, New South Wales, p. 3-8.
- Terborgh, J. (1975). Faunal equilibria and the design of wildlife preserves. Tropical ecological systems trends in terrestrial and aquatic research. In: F. B. Golley and E. Medina (eds.). *Ecological studies II*. Springer-Verlag, New York, p. 369-380.
- Thompson III, F. R. and E. K. Fritzell (1989). Habitat use, home range, and survival of territorial male ruffed grouse. *J. Wildl. Manag.* 53 : 15-21.
- Tiebout III, H. M. and R. A. Anderson (1997). A comparison of corridors and intrinsic connectivity to promote dispersal in transient successional landscapes. *Conserv. Biol.* 11 : 620-627.
- Tubelis, D. P. and R. B. Cavalcanti (2000). A comparison of bird communities in natural and disturbed non-wetland open habitats in the Cerrado's central region, Brazil. *Bird Conserv. Intern.* 10 : 331-350.
- Tuner, I. M. and R. T. Corlett (1996). The conservation value of small, isolated fragments of lowland tropical rain forest. *Trends Ecol. Evol.* 11 : 330-333.
- Vuilleumeier, F. (1970). Insular biogeography in continental regions. 1-The Northern Andes of South America. *Am. Nat.* 104 : 373-388.
- Wegner, J. F. and G. Merriam (1979). Movements by birds and small mammals between a wood and adjoining farmland habitats. *J. Appl. Ecol.* 16 : 349-357.
- Wiens, J. A. (1996). Wildlife in patchy environments: Metapopulation, mosaics, and management. In: D. R. McCullough (ed.). *Metapopulation and wildlife conservation* Island press, Washington, D. C, p. 53-84.

Appendix. Number of bird individuals captured at Serra da Canastra National Park, MG, Brazil, and type of forest dependence (after Silva 1995).

Species	Forest dependence	Individuals captured
Columbidae		
<i>Leptotila rufaxilla</i>	D	5
Cuculidae		
<i>Coccyzus melacoryphus</i>	SD	1
Trochilidae		
<i>Thalurania furcata</i>	SD	6
<i>Colibri serrirostris</i>	SD	6
<i>Phaethornis pretrei</i>	SD	5
<i>Chlorostilbon aureoventris</i>	SD	1
<i>Eupetomena macroura</i>	I	1
Alcedinidae		
<i>Chloroceryle americana</i>	SD	2
Picidae		
<i>Picumnus cirratus</i>	SD	9
<i>Veniliornis passerinus</i>	SD	2
Rhinocryptidae		
<i>Scytalopus novacapitalis</i>	D	1
Formicariidae		
<i>Thamnophilus caerulescens</i>	D	16

Distribuição e conservação da avifauna florestal na Serra dos Tapes, Rio Grande do Sul, Brasil

Giovanni N. Maurício¹⁴

Rafael A. Dias¹⁵

Introdução

A avifauna florestal do Rio Grande do Sul tem sido amostrada principalmente na metade norte do Estado, onde diversos estudos foram realizados desde a escarpa meridional do Planalto das Araucárias até a região do alto rio Uruguai (*e.g.*, Albuquerque 1981, 1983, Belton 1984, 1985, 1994, Bencke 1996, Bencke e Kindel 1999, Mähler 1996).

Embora particularidades distribucionais envolvendo aves das florestas do leste e do sul do Estado tenham sido divulgadas por Ihering (1899) já no século XIX, poucos aportes ao conhecimento da avifauna das matas dessa última região foram publicados desde então. Araujo (1897), Ihering (1899), Pinto (1938), Belton (1984, 1985, 1994) e Maurício e Dias (1998, 2000) reportaram, isoladamente, a ocorrência de várias espécies florestais para o sudeste do Rio Grande do Sul, sem, contudo, fornecer uma visão compreensiva sobre a composição da avifauna dessa área.

A Serra dos Tapes, formação granítica situada no sudeste do Rio Grande do Sul entre os rios Camaquã e Jaguarão, abriga a extensão mais austral das florestas do leste brasileiro (Mata Atlântica *sensu lato*), onde diversas espécies botânicas e animais encontram seus limites meridionais de distribuição. O presente trabalho propõe-se a reunir o conhecimento disponível acerca da avifauna das matas da Serra dos Tapes e áreas adjacentes,

descrevendo-a e analisando aspectos referentes à distribuição e a conservação dos elementos que a compõem.

Área de estudo e métodos

A área de estudo situa-se entre os rios Camaquã e Jaguarão, compreendendo principalmente o setor do Planalto Sul-Rio-Grandense (ou Serra do Sudeste) denominado Serra dos Tapes (Figura 1). Para o propósito deste trabalho, considerou-se como extensões da Serra dos Tapes as cadeias de morros à ela contíguas, tanto para sul, até a fronteira com o Uruguai, quanto para norte, até a calha do médio curso do rio Camaquã. Setores adjacentes da Planície Costeira sul-riograndense (até a margem oeste do Sistema Lagunar Patos-Mirim) também foram incluídos. As áreas amostradas situam-se entre 30°54'S e 32°08'S e entre 52°13'W e 53°43'W.

Levantamentos da avifauna florestal da região foram efetuados em diversas manchas de mata de encosta e de galeria, num total de 2.630 horas de trabalho de campo. As espécies foram identificadas por reconhecimento visual (com auxílio de binóculos) e auditivo. O registro de várias espécies foi documentado através de gravações de vocalizações em fita cassete, utilizando-se para tanto um gravador Sony TCM 5000 EV e um microfone Sehnheiser ME 66, bem como gravadores

portáteis convencionais.

Foram consideradas no presente estudo apenas as espécies de aves que habitam o interior de florestas primárias e aquelas que foram regularmente registradas utilizando suas bordas. Algumas espécies mais típicas de áreas semi-abertas (*e.g.*, *Rupornis magnirostris* e *Columba picazuro*) e de capoeiras (*e.g.*, *Ortalis guttata*) foram incluídas neste trabalho, desde que, pelo menos localmente, fossem residentes em manchas de mata primária. Recomenda-se, portanto, que a relação da avifauna florestal apresentada neste trabalho seja vista com cautela, uma vez que inclui elementos que ocorrem nos remanescentes de mata da área de estudo provavelmente em consequência da fragmentação florestal e do subsequente aumento das áreas de borda. Registros bibliográficos de espécies florestais não detectadas durante os trabalhos de campo foram adicionalmente considerados, no intuito de obter-se a relação o mais completa possível da composição original da avifauna das florestas da região.

Os sítios amostrados (apêndice 1) estão agrupados conforme suas localizações em determinada bacia ou sub-bacia hidrográfica e/ou de acordo com sua proximidade em termos de posição latitudinal (*e.g.*, os fragmentos florestais do Parque Farroupilha e do Rincão da Caneleira estão situados na sub-bacia do arroio Caneleiras, e foram agrupados em uma área assim denominada; os remanescentes de mata de Taquaral, Harmonia e Picada das Antas, todos com posição latitudinal semelhante e localizados na bacia do rio Turuçu, foram agrupados na área denominada São Lourenço do Sul). Esses sítios estão inseridos em regiões fitoecológicas (IBGE 1986, com modificações), as quais são apresentadas abaixo.

Região da Floresta Estacional Semidecidual.

Originalmente cobrindo uma superfície de c. 6.000 km², as florestas dessa região fitoecológica ocupavam a vertente leste do Pla-

nalto Sul-Rio-Grandense aproximadamente entre 30°15'S e 31°40'S. Dois tipos de floresta são reconhecidos dentro dessa região: Floresta Aluvial e Floresta Submontana. A Floresta Aluvial ocupa áreas de depósitos aluvionares do Quaternário, localizadas nas várzeas de rios que drenam do Planalto Sul-Rio-Grandense para o Sistema Lagunar Patos-Mirim, principalmente ao longo do rio Camaquã. Em seu médio curso, as matas de galeria do rio Camaquã possuem um dossel que atinge de 15 a 25 m de altura, destacando-se na composição das mesmas, espécies arbóreas como *Parapiptadenia rigida* e *Inga* spp. (Leguminosae), *Luehea divaricata* (Tiliaceae) e *Salix humboldtiana* (Salicaceae) (IBGE 1986).

A Floresta Submontana recobre terrenos de origem pré-cambriana, com altitudes de 30 a 400 m s.n.m., de relevo ondulado a forte ondulado. Essa floresta, chamada doravante de mata de encosta, apresenta porte semelhante ao da Floresta Aluvial, exceto nas encostas mais íngremes e pedregosas, onde o dossel não ultrapassa 20 metros de altura. A composição florística das matas de encosta é, em parte, distinta daquela das matas de galeria, destacando-se espécies como *Ficus organensis* (Moraceae), *Sloanea monosperma* (Eleocarpaceae), *Eugenia rostrifolia* (Myrtaceae), *Alchornea triplinervia* (Euphorbiaceae), *Schefflera morototoni* (Araliaceae), entre outras (C. A. Souza com. pess., 2001, G. N. M. obs. pess.). Epífitas, tais como bromeliáceas do gênero *Vriesia* e orquídeas são abundantes nestas matas, sendo, porém, menos comuns nas florestas de galeria.

O clima da região é úmido, sem períodos secos, embora a pluviosidade seja variável localmente em função da altitude e da latitude. Nas áreas mais baixas (menos de 30 m s.n.m.), próximas a cidade de Pelotas, por exemplo, a precipitação média anual é de 1.250 mm. No Distrito de Cascata (correspondente ao sítio de amostragem denominado arroio Micaela) a precipitação média anual gira ao redor de 1.530 mm. Na micro-região de Pelotas (que inclui os municípios de São Lourenço do Sul, Pelotas, Morro Redondo, Capão do Leão, Arroio do

Padre, Canguçu, Pedro Osório entre outros), a média anual de precipitação é de quase 1.400 mm e a temperatura média anual é de 17,5^o C (Rosa 1985).

Manchas florestais

Embora o limite meridional aproximado das florestas do sudeste do Rio Grande do Sul tenha sido definido pelo Projeto RADAMBRASIL (IBGE 1986) como sendo o município de Pelotas – ao redor de 31^o40'S – importantes núcleos de floresta ocorrem ao sul desse limite, já na região definida como savana, ou no contato desta com a planície costeira, na forma de enclave ou de matas de galeria.

O maciço granítico do Cerro das Almas, com aproximadamente 60 km², é um agrupamento de morros com até 267 m s.n.m., localizado no município de Capão do Leão. Encontra-se relativamente isolado das cadeias de morros circunvizinhas, estando inserido na Região da Savana e em contato com a Planície Costeira. A vertente sudeste desse maciço, consideravelmente íngreme e muito úmida, é coberta por uma estreita faixa de mata de encosta, com aproximadamente 7 km de extensão e cerca de 3,5 km² de área. Constitui-se numa mancha natural de Floresta Estacional Semidecidual Submontana, distante cerca de 12 km para sul do limite meridional estabelecido para as florestas outrora contínuas da vertente atlântica do Planalto Sul-Rio-Grandense. A composição florística das matas do Cerro das Almas pouco difere daquela das matas de encosta mais ao norte, sendo, contudo, aparentemente mais abundantes espécies como *F. organensis* e *F. insipida* (Moraceae), *Myrsine umbellata* (Myrsinaceae) e *Miconia rigidiuscula* (Melastomataceae), e escassas ou ausentes outras, notadamente *Cedrella fissilis* e *Cabralea canjerana* (Meliaceae) e *Sloanea monosperma* (Elaeocarpaceae) (G. N. M. obs. pess.).

A mata de galeria ocorrente na várzea do curso médio-inferior do rio Piratini (a leste da cidade de Pedro Osório), incluída na Área das Formações Pioneiras, apresenta uma

influência bastante significativa da Floresta Estacional Semidecidual Submontana em sua composição florística (distinguindo-se de outras matas de galeria situadas mais ao sul ou a oeste, que apresentam uma influência pouco notável da mesma). A mata de galeria do rio Piratini (a leste de 31^o52'S, 52^o47'W), cobre aproximadamente 40 km², possuindo larguras entre 0,5 e 2 km. A composição florística é semelhante àquela das matas de galeria do rio Camaquã, embora estejam ausentes algumas espécies características daquela área, como *Inga* spp. e *P. rigida* (G. N. M. obs. pess.).

Tanto a mata de encosta do Cerro das Almas quanto a mata de galeria do rio Piratini estão indiretamente em contato com a Região da Floresta Estacional Semidecidual por meio de matas de galeria de alguns cursos d'água de médio e pequeno porte.

Região da Savana

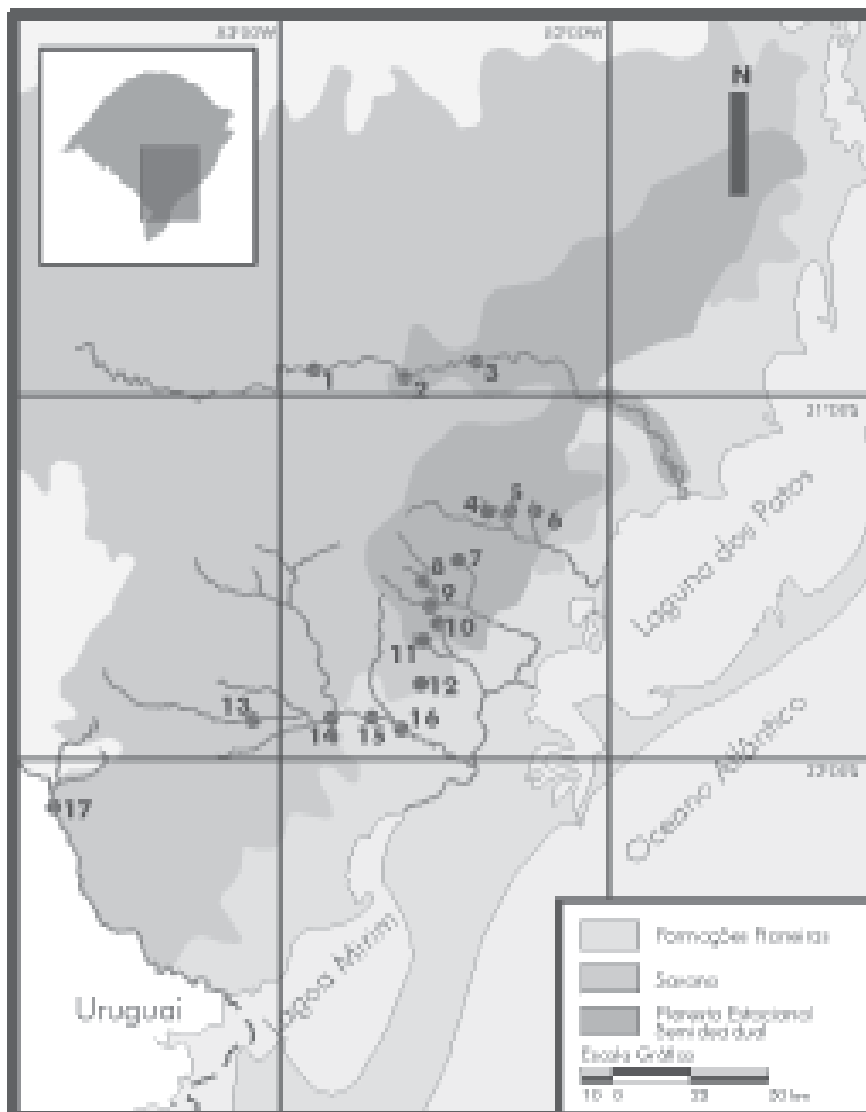
A Região Fitoecológica da Savana (campos) ocupa a maior parte do Planalto Sul-Rio-Grandense, onde recobre terrenos do pré-cambriano, sobre relevo aplainado a dissecado (altitudes até pouco superiores a 400 m s.n.m.), sendo caracterizada por apresentar vegetação gramíneo lenhosa intercalada por agrupamentos de espécies arbóreas, em parte xeromorfas. Os ambientes florestais estudados nessa região compreendem estreitas matas de galeria e pequenos agrupamentos arbóreos em encostas (capões), situados a sudoeste da extremidade meridional da região da Floresta Estacional Semidecidual. Dentre as espécies arbóreas características dessas matas estão *Scutia buxifolia* (Rhamnaceae), *Sebastiania klotzschiana* (Euphorbiaceae), *Eugenia uniflora* (Myrtaceae), entre outras (IBGE 1986). Estão ausentes nessas matas as bromeliáceas do gênero *Vriesia*, bem como as grandes concentrações de orquídeas epífitas características das florestas úmidas de encosta (G. N. M. obs. pess.). Igualmente ausentes nas pequenas matas dessa área são as espécies arbóreas de grande área foliar ("macrofoliadas") como *F. insipida* e *S. morotoni*, características

de áreas mais tropicais, além de um grande número de espécies das matas de encosta (G. N. M. obs. pess.).

O clima da região de savana é semelhante ao da Floresta Estacional Semidecidual sendo, contudo, menos ameno

durante o inverno, provavelmente em função da continentalidade. A precipitação média anual na micro-região de Santa Vitória do Palmar, que inclui Herval e municípios a leste, é de 1.232 mm, e a temperatura média gira ao redor de 16,6°C (Rosa 1985).

Figura 1. Áreas amostradas durante os trabalhos de campo; 1-3 – Rio Camaquã (1 – Paredão, 2 – Assentamento Renascer, 3 – Passo da Guarda), 4-6 – São Lourenço do Sul (4 – Taquaral, 5 – Harmonia, 6 – Picada das Antas), 7 – Arroio Andrade, 8 – Arroio Caneleiras, 9 – Arroio Cadeia, 10 – Arroio Micaela, 11 – Santo Amor, 12 – Cerro das Almas, 13 – Vila Basílio, 14 – Passo da Orqueta, 15-16 – Rio Piratini (15 – granja Silvana, 16 – Passo do Ricardo), 17 – Passo do Centurião. Bacias hidrográficas de norte para sul: rio Camaquã, rio Turuçu, rio Pelotas, arroio Moreira, rio Piratini e rio Jaguarão.



Resultados

No presente estudo foram registradas 99 espécies de aves que regularmente ocuparam o interior ou bordas de floresta (tabela 1). Outras 12 espécies florestais não detectadas nas áreas amostradas são mencionadas na literatura para a região da Serra dos Tapes ou adjacências da Planície Costeira (apêndice 2). Adicionalmente, dois pares de espécies – *Otus choliba* e *O. sanctaecatarinae* e *Cranioleuca obsoleta* e *C. pyrrhophia* – não foram positivamente separados em campo, embora sejam comuns no Planalto Sul-Rio-Grandense (Belton 1984). Indivíduos do gênero *Cranioleuca* observados na mata de galeria do rio Camaquã seriam atribuíveis à *C. obsoleta* quanto a caracteres cromáticos. Entretanto, devido à não realização de coleta de espécimes para estudo, e tendo-se em vista a extrema similaridade entre as vozes das espécies do grupo *C. pyrrhophia* (Maijer e Fjeldsâ 1997), bem como a existência de fortes indícios de hibridação entre os táxons deste grupo no interflúvio Camaquã-Jaguarão (Belton 1984), considerou-se impraticável a determinação a nível específico dos indivíduos registrados em campo.

Riqueza específica nas áreas amostradas

O número de espécies de aves registradas nas áreas amostradas variou de 19 a 85 (tabela 1). Dentre as 12 áreas visitadas, apenas Arroio Andrade, Arroio Caneleiras, Arroio Cadeia e Cerro das Almas foram amostradas durante um período superior a 100 horas e em pelo menos três das quatro estações do ano (tabela 1, apêndice 1). Nessas áreas, procurou-se distinguir as espécies residentes das ocasionais ou vagantes (“core” contra “noncore species”, *sensu* Remsen 1994). Espécies com três ou menos registros foram consideradas ocasionais. Para as demais áreas, considerou-se insuficiente o período de observações para distinguir espécies de baixa densidade

populacional das ocasionais ou em trânsito.

Ortalis guttata, *Aramides saracura* e *Lurocalis semitorquatus*, registrados por G. A. Bencke (com. pess. 2001) junto ao Passo da Guarda em 1987 e 1990, estão incluídos no total referido para o rio Camaquã. *Hemithraupis guira*, registrado na localidade de Paredão (30°55'S, 52°57'W), Encruzilhada do Sul (Maurício e Dias 2000), é um elemento adicional da mata de galeria do médio curso desse rio. Em outro trecho visitado (Assentamento Renascer), nenhuma espécie adicional para essa área foi encontrada.

No remanescente do arroio Andrade, *Accipiter bicolor*, *Geotrygon montana*, *Elaenia parvirostris* e *Schiffornis virescens* foram registradas em três ou menos ocasiões e, portanto, foram consideradas ocasionais. Entretanto, pelo menos *G. montana* pode ter sido subestimada em campo, uma vez que sua vocalização não era familiar aos observadores. *Schiffornis virescens*, registrado em apenas três ocasiões nesse sítio (um indivíduo), foi comum num dos grandes fragmentos de mata do sul de São Lourenço do Sul (Taquaral) (Maurício e Dias 1998). As demais espécies foram mais comuns ao sul dessa área.

Das 78 espécies de aves registradas nos dois remanescentes do arroio Caneleiras, *Buteo brachyurus*, *G. montana*, *Ramphastos dicolorus*, *Piculus aurulentus* e *Pyroderus scutatus* foram assinalados em três ou menos ocasiões. *Geotrygon montana* foi registrada nidificando em Rincão da Caneleira, onde talvez seja uma espécie residente. As demais provavelmente são elementos ocasionais nos dois remanescentes, tendo populações estabelecidas apenas nos fragmentos maiores, como aqueles do arroio Andrade e do arroio Cadeia.

Dentre as 75 espécies de aves registradas nos fragmentos florestais da área do arroio Cadeia, quatro foram consideradas ocasionais (i.e., *Micrastur ruficollis*, *R. dicolorus*, *Pachyramphus viridis* e *Euphonia violacea*).

No Cerro das Almas, dez espécies tiveram três ou menos registros, sendo, portanto, consideradas ocasionais na área: *A. bicolor*, *Accipiter striatus*, *B. brachyurus*, *Lurocalis semitorquatus*, *R. dicolorus*, *Synallaxis ruficapilla*,

Tabela 1. Aves registradas em doze áreas da Serra dos Tapes, no inter-flúvio Camaquã-Jaguarão: RC – Rio Camaquã; SL – São Lourenço do Sul; AA – Arroio Andrade; ACn – Arroio Caneleiras; ACd – Arroio Cadeia; AM – Arroio Micaela; SA – Santo Amor; CA – Cerro das Almas; RP – Rio Piratini; Or – Passo da Orqueta; Ba – Basílio; PC – Passo do Centurião. *Limites distribucionais:* o asterisco (*) indica que a respectiva localidade de registro representa a área de ocorrência mais austral conhecida para a espécie (ver texto). *Extensões de distribuição:* 1 – o registro representa extensão entre 10 e 50 km para o sul na distribuição global conhecida da espécie; 2 – o registro representa uma extensão entre 50 e 100 km para o sul na distribuição conhecida da espécie no Rio Grande do Sul ou na distribuição global admitida da espécie; 3 – o registro representa uma extensão superior a 100 km para o sul na distribuição conhecida da espécie no Rio Grande do Sul. Sequência e tratamento taxonômicos segundo apêndice 2.

	RC	SL	AA	ACn	ACd	AM	SA	CA	RP	Or	Ba	PC
<i>Crypturellus obsolatus</i>	X	X	X	X	X	X	X	X			X	X
<i>Accipiter bicolor</i>		X	X	X	X			X ¹				
<i>Accipiter striatus</i>								X				
<i>Buteo brachyurus</i>								X ²				
<i>Buphonia magnirostris</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Alicia astur ruficollis</i>		X	X		X	X ²						
<i>Oriolus ganulus</i>	X	X	X	X	X	X ²						
<i>Penelope obscura</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	X		X	X
<i>Arundiniza cayana</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	X		X	X
<i>Arundiniza saracura</i>	X ²											
<i>Columba picazuru</i>	X		X		X			X	X		X	
<i>Lophortyx verreauxi</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Lophortyx ruficollis</i>	X		X	X	X			X			X	
<i>Cathartes aura</i>			X	X ²								
<i>Pyrrhura frontalis</i>	X	X	X	X				X	X		X	X
<i>Amazona pretrei</i>	X ²											
<i>Priva cayana</i>	X	X	X	X	X		X	X	X			
<i>Otus sp.</i>		X	X	X			X	X				
<i>Strix hylophila</i>			X	X	X ²							
<i>Nyctibius griseus</i>		X	X	X				X ²				
<i>Geococcyx semitorquatus</i>	X		X	X	X			X ²				
<i>Chauleura meridionalis</i>		X	X ²									
<i>Streptopelia talamoni</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	X ²			
<i>Thalassidroma melanops</i>		X	X	X	X		X	X				
<i>Leucocochlearis albicollis</i>	X	X	X	X	X		X	X				
<i>Trogon surrucura</i>	X	X	X	X	X		X	X	X ²			
<i>Ramphastos dicolorus</i>		X	X	X	X	X		X ²				
<i>Ramphastos toco</i>	X ²											
<i>Picumnus nebulosus</i>	X							X	X			X ¹
<i>Colaptes melanocephalus</i>	X			X	X		X	X	X			
<i>Piculus aurulentus</i>	X	X	X	X		X	X	X	X ²			
<i>Dryocopus lineatus</i>			X	X ²								
<i>Veniliornis spilogaster</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	X		X	
<i>Campylorhynchus robustus</i>			X ²									
<i>Scytalopus speluncuz</i>	X	X	X	X	X	X	X	X ²				
<i>Mackenziasna leachii</i>	X ²											
<i>Thamnophtis caeruleascans</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Chamaeza campanisona</i>	X	X	X ²									
<i>Conopophaga lineata</i>			X	X	X	X	X	X	X		X	X
<i>Synallaxis ruficapilla</i>	X		X					X	X			
<i>Synallaxis cinerascens</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	X ²			
<i>Uraniolenca sp.</i>	X								X			
<i>Syndactyla rufosuperciliata</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Heleobletus contammatus</i>	X	X	X	X	X				X ²		X	
<i>Sclerurus scancor</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	X ²			

Legatus leucophaeus, *P. viridis*, *Pachyramphus validus* e *P. scutatus*. Todas, com exceção de *A. striatus* (de status indefinido na região), são espécies residentes ou sazonalmente frequentes em fragmentos florestais ao norte dessa área. *Synallaxis ruficapilla*, ademais, é comum na mata de galeria do Piratini, aproximadamente 10 km para o sul.

Extensões de distribuição

Das 99 espécies encontradas durante os trabalhos de campo, 24 não tinham registros anteriores à 1998 para a região em questão. Os registros da maioria destes elementos nas áreas de estudo representam importantes extensões de suas distribuições conhecidas (Maurício e Dias 1998, 2000). As demais espécies eram referidas para esta região por outros autores (apêndice 2).

O registro de *L. leucophaeus* em três localidades visitadas (i.e., Taquaral, Arroio Andrade e Cerro das Almas) representa uma extensão de sua distribuição conhecida em aproximadamente 250 Km para o sul. Os registros prévios dessa espécie no Rio Grande do Sul restringem-se à metade setentrional do mesmo (Belton 1985). Extensões de distribuição menos significativas, tanto em nível estadual (i.e. considerando a distribuição de uma espécie apenas dentro do Estado) quanto global (i.e., considerando a distribuição total previamente conhecida de uma espécie), estão indicadas na tabela 1.

Limites distribucionais

Os resultados obtidos sugerem que 39 das 99 espécies registradas possuem seus limites meridionais extremos de distribuição dentro da região compreendida entre os rios Camaquã e Piratini (ver tabela 1), uma vez que não são mencionadas para o Uruguai, país situado imediatamente ao sul da área de estudo (Arballo e Cravino 1999). Outras oito espécies florestais (*Penelope superciliaris*, *Leptodon cayanensis*, *Spizastur melanoleucus*, *Columba*

plumbea, *Pionopsitta pileata*, *Caprimulgus rufus*, *Phibalura flavirostris* e *Procnias nudicollis*), não detectadas durante os trabalhos de campo tem, igualmente, seus registros mais austrais conhecidos na área de estudo.

Embora *Amazona pretrei* e *Ramphastos toco* tenham sido mencionados para localidades ao sul da área do rio Camaquã por Ihering (1899), suas distribuições atuais na Serra dos Tapes parecem estar restritas à bacia do referido rio. Ademais, a ocorrência de *A. pretrei* ao sul dessa bacia provavelmente estava relacionada apenas a movimentos sazonais pós-reprodutivos (ver abaixo).

A indicação da ocorrência de *Carpornis cucullatus* em um setor a sudoeste de Pelotas (Belton 1985:89, mapa 177), representa um equívoco na localização do registro de Ihering (1899) para a Serra do Herval, situada a norte do rio Camaquã (Maurício e Dias 1998). Portanto, a presença de *C. cucullatus* no Cerro das Almas representa a ocorrência mais austral efetiva conhecida para a espécie.

Além dos registros para o rio Piratini, *Heliobletus contaminatus*, *Dendrocolaptes platyrostris*, *Tolmomyias sulphurescens* e *Turdus subalaris* foram observados em estreitas matas de galeria da sub-bacia do rio Santa Maria (localidades de Vila Basílio e Passo da Orqueta), localizada em áreas de savana. Nessa área, as matas de galeria de tributários do rio Piratini fazem contato com aquelas do alto curso de bacias situadas imediatamente ao sul, o que sugere que tais espécies possam ter uma distribuição ainda mais austral que a verificada.

Espécies ameaçadas

Espécies ameaçadas em nível global. Na área de abrangência deste estudo foram registradas uma espécie ameaçada e cinco “quase-ameaçadas” (“near-threatened”) em nível global (Collar *et al.* 1992). O *status* de cada uma na região é discutido abaixo.

Amazona pretrei (ameaçada). Essa espécie tem sua distribuição geográfica atual restrita ao estado do Rio Grande do Sul e à

áreas adjacentes do estado de Santa Catarina e da província de Misiones, Argentina (Collar *et al.* 1992). O declínio populacional de *A. pretrei* tem sido relacionado à captura de jovens para a comercialização, à perda de hábitat e à caça (Collar *et al.* 1992, 1997). Na área de estudo, sua ocorrência foi verificada apenas na mata de galeria do rio Camaquã, onde foi considerado escasso em setembro (até oito indivíduos detectados) e comum em dezembro de 1999 (dezenas de pares observados). As matas de galeria desse rio e de seus tributários são importantes áreas de reprodução para a espécie, a qual é considerada migratória na região (Varty *et al.* 1994). Os registros históricos para Pelotas e São Lourenço do Sul (Araujo 1897, Ihering 1899), e os relatos de sua ocorrência em grande número nos meses de março e abril nas matas de encosta dos municípios de Pelotas e Arroio do Padre até a década de 1940 (A. Ratmann, O. Lichtnow, com. pess., 1995), sugerem que a espécie executava deslocamentos sazonais regulares para o sul do rio Camaquã no período pós-reprodutivo. Os desmatamentos ocorridos em larga escala nas florestas da Serra dos Tapes até a década de 1960 provavelmente foram os responsáveis pela extinção desses movimentos sazonais, como sugerido em Collar *et al.* (1992). Regionalmente, essa espécie é ameaçada pelo tráfico de animais silvestres e pelo corte seletivo de árvores ao longo do rio Camaquã.

Picumnus nebulosus (“quase-ameaçada”). Essa espécie foi encontrada apenas nas matas de galeria dos rios Camaquã, Piratini e Jaguarão, bem como no Cerro das Almas, única mata de encosta onde foi registrada. Nas matas de galeria dos rios Camaquã e Piratini e na mata de encosta do Cerro das Almas, até cinco indivíduos foram registrados durante os trabalhos de campo. Em vista da extensão das matas de galeria desses rios, *P. nebulosus* aparenta não estar ameaçado na região de estudo.

Piculus aurulentus (“quase-ameaçada”). Essa espécie foi registrada em oito das áreas amostradas. Em pequenos fragmentos de mata, como aqueles dos arroios Caneleiras e Micaela e das localidades de Santo Amor e Picada das

Antas, um ou dois indivíduos foram registrados. Nas manchas maiores, como as do arroio Andrade e Cerro das Almas, e nas matas de galeria dos rios Camaquã e Piratini, até quatro indivíduos foram detectados. Embora seja relativamente escassa nos fragmentos de mata de encosta, essa espécie parece ter distribuição contínua ao longo das extensas matas de galeria dos referidos rios, o que sugere que não esteja ameaçada na região.

Carpornis cucullatus (“quase-ameaçada”). Esse cotingídeo, endêmico à Mata Atlântica das serras litorâneas do sudeste e sul do Brasil (Snow 1982), foi registrado em seis áreas com matas de encosta e na floresta de galeria do rio Camaquã, bem como em matas do litoral da Laguna dos Patos no município de Pelotas. Nos fragmentos florestais de Picada das Antas, Santa Eulália e naqueles das áreas do Arroio Caneleiras e Arroio Micaela (todos com menos de 50 ha), apenas um ou dois indivíduos foram detectados, ao passo que em remanescentes maiores, como os do arroio Cadeia e arroio Andrade, até quatro e oito indivíduos foram respectivamente registrados (números correspondentes somente a machos, detectados através de suas vocalizações). Na mata ciliar do rio Camaquã, apenas um indivíduo foi detectado. Para a mata de encosta do Cerro das Almas, onde a biologia dessa espécie foi estudada entre 1997 e 2000, sua população foi estimada em 20-25 indivíduos. Nessa área, a dieta de *C. cucullatus* consistiu principalmente de frutos de árvores e arbustos, notadamente das famílias Araliaceae, Myrtaceae, Moraceae e Rubiaceae (G. N. Maurício, dados não publicados). Uma vez que depende de matas primárias com um suprimento adequado de frutos ao longo do ano (Bencke 1996, G. N. M., obs. pess.), essa espécie pode estar ameaçada na região em face à crescente demanda por lenha por parte da população rural.

Cyanocorax caeruleus (“quase-ameaçada”). Grupos de cinco a dez indivíduos dessa espécie foram regularmente registrados em todas as matas de encosta visitadas, bem como na floresta de galeria do rio Camaquã. Na área de estudo, *C. caeruleus* ocupa também

matas secundárias de tamanhos diversos, aparentando sobreviver em paisagens florestais bastante fragmentadas. Apesar de supostamente estar em declínio (Parker *et al.* 1996), a espécie não aparenta estar ameaçada na Serra dos Tapes.

Euphonia chalybea (“quase-ameaçada”). Essa espécie foi registrada nas matas de galeria dos rios Camaquã e Piratini, assim como em todas as matas de encosta amostradas. É, aparentemente, pouco numerosa na maioria das áreas (até quatro contatos), exceto no remanescente do Arroio Andrade, onde foi razoavelmente comum (até dez contatos obtidos em um dia de trabalho de campo). Essa espécie, igualmente, não aparenta estar ameaçada na região, uma vez que ocupa matas secundárias e, ocasionalmente, agrupamentos arbóreos junto a pomares de propriedades rurais (G. N. M., obs. pess.).

Espécies raras ou ameaçadas no Rio Grande do Sul. Dentre as espécies de aves registradas durante os trabalhos de campo, três são consideradas ameaçadas e outras três raras em nível estadual (*sensu* Belton 1985).

Ramphastos dicolorus. Espécie considerada ameaçada no âmbito estadual. Na área de estudo foi pouco numerosa (até cinco indivíduos) nas matas de encosta ao sul de 31°30'S e razoavelmente comum (grupos de até 12 indivíduos) nos remanescentes florestais de arroio Andrade e São Lourenço do Sul. Embora seja freqüentemente avistada em pomares de áreas abertas, essa espécie provavelmente dependa das matas primárias da região para reproduzir. É perseguida pela população rural.

Ramphastos toco. Ameaçada no Estado, onde aparentemente teve uma retração em sua área de ocorrência (Belton 1984). Essa espécie foi encontrada nos arredores do Passo da Guarda, em setembro de 1999, quando dois pares foram avistados em matas de galeria de tributários do rio Camaquã. Adicionalmente, um indivíduo foi registrado em dezembro do mesmo ano na vizinha localidade de Armada (30°58'S, 52°24'W), município de Canguçu. Embora existam registros dessa espécie para Pelotas e São Lourenço do Sul (Ihering 1899, L. Lichtnow, com. pess., 1995), sua área de

ocorrência atual na Serra dos Tapes provavelmente está restrita à calha do rio Camaquã.

Campephilus robustus. Espécie rara e ameaçada no Rio Grande do Sul (Belton 1984, 1985), tendo sido registrada na área de estudo apenas na mata de encosta do arroio Andrade, onde até três indivíduos foram detectados. Possivelmente, sua sobrevivência na região dependa da existência de grandes fragmentos florestais, podendo ser considerada uma das espécies mais ameaçadas na Serra dos Tapes.

Phyllomyias burmeisteri e *P. virescens.* Embora sejam consideradas raras no Rio Grande do Sul (Belton 1985), registros recentes (Bencke 1996, Bencke e Kindel 1999, Maurício e Dias 1998, G. A. Bencke e G. N. M., dados não publicados) indicam que essas espécies foram subestimadas em campo. Na área de abrangência do presente trabalho, pelo menos *P. virescens* é uma espécie razoavelmente comum, ao passo que *P. burmeisteri* é comparativamente escasso.

Pyroderus scutatus. Espécie rara no Rio Grande do Sul (Belton 1985), considerada por Sick (1997) ameaçada no Brasil. Foi registrada em quatro diferentes matas de encosta durante os trabalhos de campo, sendo residente apenas nos remanescentes do arroio Cadeia e do arroio Andrade, onde até cinco indivíduos foram detectados. No Parque Farroupilha e no Cerro das Almas, foram obtidos, respectivamente, um e três registros, envolvendo sempre um único indivíduo. Uma vez que parece não sobreviver em fragmentos pequenos (Sick 1997), essa espécie pode estar severamente ameaçada de extinção na área de estudo.

Espécies sem registros atuais para a Serra dos Tapes

Doze espécies florestais mencionadas na literatura para a região da Serra dos Tapes (ver apêndice 2) não possuem registros recentes para essa área, sugerindo que possam estar regionalmente extintas ou apenas sendo subestimadas em campo.

Geranospiza caerulescens e *Penelope superciliaris*. Registrados para a foz do rio Camaquã por Ihering (1899). *G. caerulescens* foi encontrado em áreas adjacentes, no sudoeste do Rio Grande do Sul (Belton 1984) e, possivelmente, ainda ocorra na área de estudo. Já *P. superciliaris*, conhecida no Estado somente através de registros obtidos no fim do Século XIX (Ihering 1899), provavelmente esteja extinta na região. O registro de *P. superciliaris* por Araujo (1897), que mencionou que o “Jacú” (sic) era uma espécie abundante no município de Pelotas, deve referir-se a *Penelope obscura*, único representante do gênero encontrado na área de estudo.

Leptodon cayanensis e *Spizastur melanoleucus*. Esses gaviões, mencionados por Ihering (1899) para São Lourenço do Sul, têm registros recentes no estado somente para sua metade setentrional (Belton 1984, 1994), estando provavelmente extintos na área de estudo.

Columba plumbea. Ihering (1899) e Emil Kaempfer encontraram essa espécie nos arredores de São Lourenço do Sul (Belton 1984). E. Kaempfer coletou nessa área em outubro de 1931 (Naumburg 1935), o que indica que a espécie ocorreu na Serra dos Tapes pelo menos até a primeira metade do século XX. Em anos recentes, tem sido registrada no Rio Grande do Sul somente na Mata Atlântica do extremo nordeste e no Parque Estadual do Turvo (Belton 1984, Bencke e Kindel 1999).

Pionopsitta pileata. Mencionada por Ihering (1899) para Pelotas e São Lourenço do Sul. L. Lichtnow (com. pess., 1995) relatou que um grupo pequeno de “cuiú-cuiús” freqüentou, por alguns dias, a mata do arroio Andrade, vários anos atrás. Este, e os registros de Belton (1984) para o Rincão dos Pereira, ao norte do rio Camaquã, sugerem que a espécie era ocasionalmente freqüente na Serra dos Tapes. Atualmente, a espécie aparenta não contar com populações estabelecidas na área de estudo.

Aratinga leucophthalmus. Ihering (1899) reportou a ocorrência dessa espécie para Pelotas, baseado em uma comunicação de C.

Ritter, um dos seus colaboradores. Um registro para a alta bacia do rio Camaquã, na década de 1970 (Belton 1984), sugere que a espécie possa ocorrer ocasionalmente na Serra dos Tapes.

Glaucidium brasilianum. Emil Kaempfer coletou essa espécie na margem oeste da Lagoa Mirim onde, entretanto, não foi mais detectada (Belton 1984).

Aegolius harrisi. Mencionada para São Lourenço do Sul por Ihering (1900, in Belton 1984). Essa espécie pouco conhecida pode ter sido subestimada durante os trabalhos de campo, uma vez que ocorre no Uruguai, em região limítrofe à área de estudo (Arballo e Cravino 1999).

Caprimulgus rufus. Pinto (1938) cita um espécime coletado em São Lourenço do Sul, no ano de 1904. Relatos de trabalhadores rurais indicam que essa espécie ocorria em outras localidades da área de estudo onde, entretanto, não tem sido detectada. Belton (1984) registrou-a apenas no extremo noroeste do estado. No entanto, G. A. Bencke (in litt. 1998) registrou essa espécie na Serra dos Prestes (30°50'S, 52°34'W), poucos quilômetros ao norte do rio Camaquã, sugerindo que ainda possa ocorrer na área de estudo.

Phibalura flavirostris. Ihering (1899) mencionou essa espécie para São Lourenço do Sul, o que representa o registro mais austral conhecido para a mesma no Rio Grande do Sul. Os registros recentes desse cotingídeo migratório no Estado restringem-se ao topo da escarpa do Planalto das Araucárias e à região do alto rio Uruguai (Belton 1985).

Procnias nudicollis. A primeira menção dessa espécie para a Serra dos Tapes foi feita por Araujo (1897), que relatou sua ocorrência no município de Pelotas: “(...) o Ferreiro, *Chasmoryncus* [sic] *nudicollis* que faz ouvir, nas solidões das mattas, sua voz sonora e estridente, semelhante á pancada de uma martellada sobre a bigorna”. Belton (1985) mencionou essa espécie para São Lourenço do Sul com base em relatos de moradores antigos da região, os quais informaram que a mesma aparecia regularmente próximo àquela localidade

muitos anos atrás, durante a primavera e o verão. Esses relatos coincidem com vários depoimentos colhidos junto a moradores de algumas localidades visitadas. A. Rodeghiero e A. Ratmann (com. pess., 1995) informaram que a espécie fora comumente detectada até a década de 1960 em matas de encosta ao longo do arroio Cadeia e no Rincão da Caneleira. No remanescente florestal do arroio Andrade, dois a três machos dessa espécie foram registrados anualmente na primavera e verão até o início da década de 1960 (O. Lichtnow, com. pess., 1995). H. Frömming e familiares (com. pess., 2000) relataram que a “araponga” aparecia regularmente no remanescente da localidade de Harmonia até o início da década de 1970, sendo, aparentemente, mais comum em décadas anteriores. Essa espécie também foi registrada no setor nordeste do Planalto Sul-Rio-Grandense, nos arredores de Mariana Pimentel, em 1979 (Belton 1985). Registros recentes (i.e., após 1980) de *P. nudicollis* no Rio Grande do Sul são conhecidos apenas para o extremo nordeste (Belton 1985, Bencke e Kindel 1999), onde ainda existem grandes trechos de floresta contínua na orla do Planalto das Araucárias. Provavelmente, essa espécie esteja extinta na Serra dos Tapes, assim como nas regiões florestais excessivamente fragmentadas do Estado (ver abaixo). Ao longo de sua área de ocorrência, seu declínio populacional é atribuído não só à perda de hábitat, mas também à intensa pressão de captura para o comércio de aves silvestres (Ridgely e Tudor 1994).

Discussão

No Rio Grande do Sul, o número de espécies de aves florestais tende a diminuir com o aumento da latitude (cf. Belton 1984, 1985). De um modo geral, esse padrão se repetiu na área de estudo, com o número de espécies decrescendo de norte para sul. Embora o total de espécies registradas na mata de galeria do rio Camaquã – área mais setentrional amostrada – tenha sido inferior àquele verificado em matas de encosta mais para o sul, a riqueza

específica nas florestas da bacia daquele rio é, aparentemente, semelhante ou superior àquela das áreas mais austrais. G. A. Bencke e A. Kindel (*in litt.* 1998) registraram 86 das 113 espécies de aves consideradas neste trabalho em matas de galeria e de encostas de vales ao longo de tributários da margem esquerda do rio Camaquã, cerca de 5 km ao norte dos trechos visitados durante o presente estudo. Destas, 16 não foram registradas ao redor do Passo da Guarda embora, em sua maioria, ocorram em matas de encosta de São Lourenço do Sul e Pelotas, vários quilômetros para o sul. Assim sendo, pelo menos 91 espécies florestais ou de borda de mata compõem a avifauna das florestas do médio curso do rio Camaquã e de seus tributários.

Nos fragmentos de mata de encosta do extremo sul da Região da Floresta Estacional Semidecidual, 90 espécies de aves foram registradas, sendo que apenas no remanescente do arroio Andrade ocorrem ao menos 85 destas. Nos blocos florestais situados ao sul do limite meridional dessa região fitoecológica (Cerro das Almas e mata de galeria do rio Piratini), registrou-se um total de 82 espécies de aves. Por outro lado, nas matas da região da Savana, a sudoeste, apenas 47 espécies foram encontradas. Para um grande número de espécies, as matas dessa última área podem representar “sumidouros” (“sink habitats” *sensu* Pulliam e Dunning 1997), pois são relativamente pobres em espécies arbóreas e estruturalmente mais simples do que as matas de encosta e do litoral.

A despeito das florestas da vertente leste do Planalto Sul-Rio-Grandense serem consideradas, tanto por estudos antigos (Ihering 1892) quanto recentes (IBGE 1986), o limite meridional da Mata Atlântica (*sensu lato*), trabalhos sobre áreas ou centros de endemismo para aves tem situado o limite sul dessa região zoogeográfica na escarpa do centro do Rio Grande do Sul, a norte de 30° sul (Cracraft 1985, Haffer 1974, 1985, Parker *et al.* 1996). O Planalto Sul-Rio-Grandense e a planície costeira contígua (situados ao sul de 30° S) têm sido, em sua totalidade, incluídos na região dos Pampas, uma das áreas de endemismo para

aves não florestais proposta para a América do Sul (Haffer 1985, Parker *et al.* 1996).

Considerando-se o número de táxons endêmicos às regiões da Mata Atlântica e dos Pampas presentes no inter-flúvio Camaquã-Jaguarão, observa-se que, nesse setor do Planalto Sul-Rio-Grandense, há uma influência significativa dessas duas áreas de endemismo. Dos 30 gêneros de aves considerados endêmicos à Mata Atlântica por Haffer (1974), sete estão representados na área de estudo, onde são elementos típicos das matas de encosta (*Leucochloris*, *Carpornis* e *Pyrrhocoma*) ou destas e das florestas de galeria (*Stephanoxis*, *Heliobletus*, *Mackenziaena* e *Stephanophorus*). De 11 gêneros característicos da área de endemismo dos Pampas (Haffer 1985), pelo menos nove estão presentes nos campos e áreas úmidas da região (*Limnornis*, *Limnortites*, *Spartonoica*, *Anumbius*, *Amblyramphus*, *Xanthopsar*, *Gubernatrix*, *Donacospiza* e *Embernagra*, Belton 1984, 1985, obs. pess.). Estes resultados indicam que no inter-flúvio Camaquã-Jaguarão há uma forte interpenetração de dois contingentes endêmicos distintos, separados localmente pela ocupação de habitats específicos (floresta e áreas abertas).

Considerando-se a relação de espécies endêmicas à essas regiões proposta por Parker *et al.* (1996), observa-se uma situação similar (veja, ainda, notas ao final do apêndice 2). Das 199 espécies endêmicas à região da Floresta Atlântica (Parker *et al.* 1996), 36 (18%, incluindo-se *Melanotrochilus fuscus* e *Phacellodomus erythrophthalmus*, registrados apenas em áreas urbanas ou palustres da região) são conhecidas para o inter-flúvio Camaquã-Jaguarão, ao passo que, das oito espécies indicadas pelos mesmos autores como endêmicas à região dos Pampas, seis (75%) são conhecidas para a mesma área (*Larus atlanticus*, *Limnornis curvirostris*, *Spartonoica maluroides*, *Cranioleuca sulphurifera*, *Sturnella defilippii* e *Sporophila palustris*, cf. Ihering 1899, Maurício e Dias 1996, obs. pess.). Apesar da maioria (75%) das espécies endêmicas à região dos Pampas ocorrer nesse inter-flúvio e apenas cerca de 1/5 das espécies endêmicas à região

da Mata Atlântica serem conhecidas para esta mesma área, a representatividade destas últimas na avifauna regional é expressivamente maior. Estas representam c. 10,4% das 344 espécies de aves conhecidas para o inter-flúvio Camaquã-Jaguarão (Belton 1984, 1985, 1994, G. N. M. e R. A. D., dados não publicados), ao passo que aquelas endêmicas à região dos Pampas representam somente 1,7% deste total.

Embora grande parte do Planalto Sul-Rio-Grandense compreenda terrenos abertos ou semi-abertos, característicos da área dos Pampas, a vertente leste dessa unidade geomorfológica detém um cunho bastante característico da Floresta Atlântica (*sensu stricto*), o que é indicado tanto por elementos faunísticos quanto florísticos (Reitz *et al.* 1988). Imediatamente ao sul da área de estudo, a influência atlântica torna-se apenas marginal. Para o Uruguai, são conhecidas 13 espécies endêmicas à região da Mata Atlântica (*sensu stricto*, Parker *et al.* 1996, cf. Arballo e Cravino 1999), o que representa somente 3% da avifauna desse país e 6,5% do total indicado para aquela área de endemismo. Essa tendência de diminuição da influência atlântica com o aumento da latitude observa-se, igualmente, dentro da área de estudo, proporcionalmente ao decréscimo do número total de espécies florestais verificado do norte para o sul. Na região da Floresta Estacional Semidecidual, nas Manchas de Floresta ao sul e na Região da Savana, foram registradas, respectivamente, 30, 24 e 8 espécies endêmicas à Mata Atlântica. As causas desse cenário podem estar relacionadas não apenas à fatores ambientais atuais, mas também à fatores históricos. Estudos palinológicos recentes indicam que no Planalto Sul-Rio-Grandense e no litoral da Laguna dos Patos as formações florestais começaram a se desenvolver há cerca de quatro mil anos antes de presente, como o resultado do aumento da umidade e da temperatura no continente sul-americano (Cordeiro e Lorscheitter 1994). Evidências advindas de estudos fitosociológicos e fitogeográficos sugerem que no Rio Grande do Sul, após o início dessa expansão florestal, elementos arbóreos da Floresta Ombrófila Densa começaram a se dispersar sobre as

florestas estacionais, ocupando os espaços das espécies sazonais, processo que estaria ocorrendo ainda hoje (Jarenkow 1994). A ausência de várias espécies arbóreas da Mata Atlântica do nordeste do Rio Grande do Sul em setores adjacentes da escarpa meridional do estado – situação não justificada por fatores climáticos e edáficos – é interpretada como sendo a consequência da falta de oportunidade histórica para essas espécies se interiorizarem (Jarenkow 1994). Ao longo da vertente leste do Planalto Sul-Rio-Grandense, esse mesmo cenário parece estar ocorrendo, tanto em relação à elementos botânicos quanto à avifauna. Espécies que encontram na calha do rio Camaquã seus limites meridionais de distribuição (e.g., *Aramides saracura*, *Mackenziaena leachii*) teriam suas ocorrências esperadas também em setores mais austrais. A ausência dessas espécies nos remanescentes florestais do extremo sul da região da Floresta Estacional Semidecidual aparenta não ter relações com a fragmentação das matas da região, uma vez que ocorrem em fragmentos bastante diminutos (obs. pess.). Por outro lado, particularidades ecológicas podem ter influência decisiva na distribuição de outras espécies. Com relação aos cotingídeos, elementos predominantemente frugívoros, os fatores que determinam os limites distribucionais podem estar relacionados à aspectos ecológicos, considerando que seus limites meridionais de distribuição coincidem com aqueles da Floresta Estacional Semidecidual Submontana, onde a maior parte da mata é constituída por indivíduos de espécies zoocóricas (Souza 1999). A mata de encosta do Cerro das Almas, por exemplo, que exibe claramente essa característica, abriga, provavelmente, a população mais austral de *Carpornis cucullatus*, já que numerosas espécies zoocóricas importantes na dieta desse cotingídeo (e.g. *Faramea marginata*, Rubiaceae, *Ficus organensis*, Moraceae, e *Schefflera morototoni*, Araliaceae) são escassas ou completamente ausentes imediatamente ao sul, tal como nas matas de galeria da bacia do rio Piratini. Alternativamente, fatores históricos e ambientais podem estar operando

simultaneamente na dispersão dessas e de várias outras espécies florestais na região. A compreensão destes fatores dependerá amplamente de estudos de história natural e ecologia de cada espécie, bem como da percepção das variações climático-ambientais ocorrentes ao longo do gradiente latitudinal.

Conservação

A região da Floresta Estacional Semidecidual, parte da qual ocupa a metade norte da área de estudo, encontra-se, atualmente, totalmente desbravada, contendo apenas poucos e diminutos remanescentes da cobertura florestal original (IBGE 1986). Em contraste, a cobertura vegetal das demais áreas encontra-se comparativamente bem preservada, fruto de colonização e uso da terra diferenciados. Desafortunadamente, a maior riqueza em espécies encontra-se exatamente naquela que é a região mais descaracterizada do inter-flúvio Camaquã-Jaguarão, onde não existem unidades de conservação efetivamente implantadas.

Tem sido demonstrado que a fragmentação florestal e o isolamento subsequente dos remanescentes têm levado à extinção local numerosas espécies de aves na região Neotropical (Willis 1979, Willis e Eisenmann 1979). No sudeste do Brasil, vários casos de extinções locais e regionais de aves florestais tem sido documentados e relacionados à destruição e à fragmentação da cobertura florestal original (Willis 1979, Aleixo e Vielliard 1995, Bencke 1997, Christiansen e Pitter 1997). Para a área de estudo, algumas extinções podem ser inferidas com base em registros antigos (ver acima), e outras podem ser previstas para um futuro breve. Espécies grandes, como os acipitrídeos *Leptodon cayanensis* e *Spizastur melanoleucus*, ou vocalmente conspícuas, como *Columba plumbea* e *Procnias nudicollis*, presumivelmente teriam sido detectadas se ainda ocorressem na área de estudo. Espécies com grandes áreas de vida, como os gaviões de porte avantajado, estão entre os grupos de organismos mais

ameaçados pela fragmentação (Noss e Csuti 1997), não ocorrendo em remanescentes pequenos e isolados (Willis 1979). Grandes frugívoros, como *C. plumbea* e *P. nudicollis*, provavelmente não subsistam em fragmentos pequenos, devido à sua dependência de um suprimento contínuo de frutos nas diferentes estações do ano (Willis 1979). Entretanto, os frugívoros *Carpornis cucullatus* e *Pyroderus scutatus* ainda se mantêm no mosaico de remanescentes de floresta primária da área de estudo. A causa da extinção prematura de *C. plumbea* e de *P. nudicollis* em relação à outros grandes frugívoros pode estar associada aos seus hábitos migratórios no estado (Belton 1985, Bencke e Kindel 1999, G. A. Bencke e A. Kindel, dados não publicados). Espécies migratórias, incapazes de transpor paisagens desfavoráveis e que requerem recursos específicos em diferentes épocas do ano e em distintas áreas, estão propensas à extinção local com o isolamento causado pela fragmentação (Noss e Csuti 1997). Essas duas espécies podem ser dependentes de corredores contínuos de floresta para se deslocarem e se alimentarem durante suas migrações regulares (G. N. M. e G.A. Bencke, dados não publicados) o que as tornaria bastante vulneráveis à fragmentação, como sugerido por Robbins *et al.* (1999) para *P. nudicollis*.

Extinções adicionais nos fragmentos de mata da área de estudo são bastante prováveis para um futuro não muito distante, sendo o tempo decorrente a partir do isolamento das manchas remanescentes, a distância, e o grau de conexão entre as mesmas, fatores determinantes nesse processo (Saunders *et al.* 1991). As extinções mais rápidas são mais prováveis em espécies que dependem inteiramente de habitats não alterados, que requerem grandes territórios e que ocorrem em baixas densidades; o comportamento de dispersão e a demografia irão, igualmente, determinar a resposta de cada espécie à fragmentação (Saunders *et al.* 1991). *Campephilus robustus*, *Chamaeza campanisona* e *Xiphocolaptes albicollis* foram registrados exclusivamente em fragmentos ou segmentos de mata com mais de 100 ha, uma situação

similar à reportada para essas espécies em outros estudos (Willis 1979, Christiansen e Pitter 1997, Anjos e Boçon 1999). Os resultados obtidos sugerem que *Micrastur ruficollis*, *Ramphastos dicolorus* e *P. scutatus* são igualmente bastante afetados pelo tamanho dos fragmentos, tendo sido raramente encontrados naqueles com menos de 90 ha. Por outro lado, observa-se que, na área de estudo, estas e outras espécies subsistem em fragmentos muito menores do que aqueles existentes em regiões florestais fragmentadas onde já foram extintas (Willis 1979, Willis e Eisenmann 1979, Christiansen e Pitter 1997). Este cenário sugere que várias, se não a maioria das espécies florestais, formam localmente “metapopulações”, ou seja, conjuntos de subpopulações que ocupam manchas de habitat adequado cercadas por ambientes inóspitos, estando interligadas por imigração e emigração de indivíduos (Pulliam e Dunning 1997). Nessa paisagem fragmentada, espécies incapazes de transpor manchas de habitat estariam mais propensas à extinção (Noss e Csuti 1997).

Nesse contexto, dentro da área de estudo, estreitas matas de galeria, mesmo que perturbadas, devem ter importância fundamental como corredores, possibilitando o trânsito de indivíduos entre os fragmentos e, conseqüentemente, o fluxo de gens e recolonizações após extinções locais (Meffe e Carroll 1997). Espécies que regionalmente não estão restritas às matas primárias provavelmente estão menos propensas à extinção local, uma vez que podem utilizar manchas de mata secundária para se dispersarem ou mesmo se reproduzirem. As espécies registradas em matas secundárias na área de estudo incluem aquelas listadas na tabela 1 para a localidade de Santo Amor e outras treze adicionais: *Ortalis guttata*, *Columba picazuro*, *Leptotila verreauxi*, *Picumnus nebulosus*, *Synallaxis ruficafilla*, *Cranioleuca* sp., *Lochmias nematura*, *Elaenia mesoleuca*, *Empidonomus varius*, *Pachyramphus viridis*, *Turdus subalaris*, *Saltator similis* e *Thraupis sayaca*. É possível que, localmente, mesmo espécies do interior de floresta primária usem matas secundárias como corredores ou,

eventualmente, se desloquem por ambientes semi-abertos. O registro de algumas espécies de interior de mata (e.g., *M. ruficollis*, *P. scutatus*) em fragmentos relativamente isolados aponta nesse sentido.

Embora os desmatamentos em larga escala na área de estudo tenham cessado há pelo menos três décadas, os impactos por eles causados sobre a avifauna florestal provavelmente persistam por um período indeterminado. Populações isoladas, pequenas demais para serem viáveis, podem persistir por longos períodos simplesmente devido à longevidade dos indivíduos (Saunders *et al.* 1991).

A degradação lenta e paulatina das matas de galeria e de vários fragmentos florestais da área de estudo tende a provocar e/ou aumentar o isolamento das populações de espécies com limitada capacidade de dispersão ou sensíveis à alterações ambientais. A preservação dos remanescentes florestais, a manutenção e a recuperação dos corredores de mata que os interligam é imprescindível para minimizar a possibilidade de extinções adicionais na comunidade local de aves florestais.

Embora unidades de conservação sejam especialmente necessárias para garantir a preservação das matas de galeria do rio Camaquã (Varty *et al.* 1994), a proteção dos remanescentes florestais da área de estudo é igualmente recomendável (Albuquerque 2000), como forma de salvaguardar as populações mais austrais de vários táxons endêmicos à Mata Atlântica e evitar uma significativa perda na biodiversidade regional. Estudos dirigidos sobre os efeitos da fragmentação florestal na comunidade local de

aves enfocando, principalmente, a relação espécies/área e a capacidade de dispersão de aves de mata em paisagens fragmentadas são extremamente necessários.

Agradecimentos

Somos especialmente gratos aos colegas e amigos José Fernando Pacheco e Paulo Sérgio M. da Fonseca, cujo apoio e incentivo contribuiu de forma decisiva na elaboração deste trabalho. José Fernando Pacheco, Glayson A. Bencke e André de Mendonça-Lima contribuíram com sugestões ao manuscrito. G. A. Bencke gentilmente cedeu-nos dados não publicados e colaborou com importantes discussões sobre vários tópicos deste trabalho. Somos imensamente gratos à Aline M. da Silveira pelo auxílio na digitação e correção de várias partes do texto. Rafael Arnoni e Karen M. da Silva, a quem somos igualmente gratos, desprendidamente elaboraram o mapa da área de estudo. Os amigos Cristiano A. Souza e Enrique A. Salazar forneceram valiosas informações sobre aspectos florísticos da área de estudo. Somos gratos à Roberto E. Reis pela revisão do abstract. Agradecemos aos senhores Herbert Frömming e família, Luiz e Otto Lichtnow, Arlindo Rattman, Armindo e Carla Rodeghiero e José Carlos Souza, que gentilmente permitiram nossos estudos em suas propriedades e contribuíram com importantes informações. À Jorge L. B. Albuquerque somos especialmente gratos pelo convite para apresentarmos este trabalho no presente livro.

Bibliografia

- Albuquerque, E. P. (1981) Lista preliminar das aves observadas no Parque Florestal Estadual do Turvo, Tenente Portela, Rio Grande do Sul, Brasil. *Roessléria* 4: 107-122.
- Albuquerque, E. P. (1983) Lista preliminar das aves observadas no Parque Florestal Estadual de Espigão Alto, Barracão, Rio Grande do Sul, Brasil. *Roessléria* 5: 371-378.
- Albuquerque, J. L. B. (2000) Avifauna da Floresta Atlântica do Sul do Brasil: conservação atual e perspectivas para o futuro. p. 273-285 Em: Alves, M. A. dos S., J. M. C. da Silva, M. V. Sluys, H. de G. Bergallo e C. F. D. da Rocha, (Orgs.). *A ornitologia no Brasil: pesquisa atual e perspectivas*. Rio de Janeiro: Ed. Uerj.

Aleixo, A. e J. M. E. Vielliard (1995) Composição e dinâmica da avifauna da mata de Santa Genebra, Campinas, São Paulo, Brasil. *Revta. Bras. Zool.* 12: 493-511.

Anjos, L. dos e R. Boçon (1999) Bird communities in natural forest patches in southern Brazil. *Wilson Bull.* 111: 397-414.

Araujo, F. (1897) Principaes representantes da fauna do Municipio: mamíferos e aves. p. 23-27 Em: *Estatística do Municipio de Pelotas*. Pelotas: Intendencia Municipal. Livraria Commercial/Souza Lima & Meira.

Arballo, A. e J. Cravino (1999) *Aves del Uruguay. Manual Ornitológico*. Vol. 1. Montevideo: Editorial Agropecuaria Hemisferio Sur.

Belton, W. (1984) Birds of Rio Grande do Sul, Brazil. Part 1. Rheidae through Furnariidae. *Bull. Amer. Mus. Nat. Hist.* 178: 371-631.

Belton, W. (1985) Birds of Rio Grande do Sul, Brazil. Part 2. Formicariidae through Corvidae. *Bull. Amer. Mus. Nat. Hist.* 180: 3-241.

Belton, W. (1994) *Aves do Rio Grande do Sul: distribuição e biologia*. São Leopoldo: Editora Unisinos.

Bencke, G. A. (1996) Annotated list of birds of Monte Alverne, central Rio Grande do Sul. *Acta Biol. Leopoldensia* 18: 17-42.

Bencke, G. A. (1997) Sobre a coleção de aves do Museu do Colégio Mauá, Santa Cruz do Sul (RS). *Biociências* 5: 143-164.

Bencke, G. A. e A. Kindel (1999) Bird counts along an altitudinal gradient of Atlantic forest in northeastern Rio Grande do Sul, Brazil. *Ararajuba* 7: 91-107.

Christiansen, M. B. e E. Pitter (1997) Species loss in a forest bird community near Lagoa Santa in southeastern Brazil. *Biol. Conserv.* 80: 23-32.

Collar, N. J., L. P. Gonzaga, N. Krabbe, A. Madroño Nieto, L. G. Naranjo, T. A. Parker III e D. C. Wege (1992) *Threatened birds of the Americas: The ICBP/IUCN Red Data Book, 3rd ed., part 2*. International Council for Bird Preservation, Cambridge, U. K.

Collar, N. J., D. C. Wege e A. J. Long (1997) Patterns and causes of endangerment in the new world avifauna. p. 237-260 Em: J. V. Remsen, Jr., (ed.). *Studies in Neotropical Ornithology honoring Ted Parker*. Ornithol. Monogr. Nº 48.

Cordeiro, S. H. e M. L. Lorscheitter (1994) Palynology of Lagoa dos Patos sediments, Rio Grande do Sul, Brazil. *Journal of Paleolimnology* 10: 35-42.

Cracraft, J. (1985) Historical biogeography and patterns of differentiation within the South American avifauna: areas of endemism. p. 49-84 Em: P. A. Buckley, M. S. Foster, E. S. Morton, R. S. Ridgely e F. G. Buckley, (eds.). *Neotropical Ornithology*. Ornithol. Monogr. Nº 36.

Haffer, J. (1974) *Avian speciation in tropical South America, with a systematic survey of the Toucans (Ramphastidae) and Jacamars (Galbulidae)*. (Nuttall Ornithological Club, Cambridge, Mass. [Publ. No.14.]).

Haffer, J. (1985) Avian zoogeography of the Neotropical lowlands. p. 113-146 Em: P. A. Buckley, M. S. Foster, E. S. Morton, R. S. Ridgely e F. G. Buckley, (eds.). *Neotropical Ornithology*. Ornithol. Monogr. N^o 36.

IBGE (1986) *Folha SH.22 Porto Alegre e parte das folhas SH.21 Uruguaiana e SI.22 Lagoa Mirim: geologia, geomorfologia, pedologia, vegetação, uso potencial da terra. Levantamento de Recursos Naturais*, v.33. Rio de Janeiro: IBGE.

Ihering, H. (1891) As árvores do Rio Grande do Sul. p. 164-196 Em: G. A. Azambuja, (ed.). *Anuário do Estado do Rio Grande do Sul para o Anno 1892*. Porto Alegre : Gundlach & Krahe.

Ihering, H. (1899) As aves do Estado do Rio Grande do Sul. p. 113-154 Em: G. A. Azambuja, (ed.). *Anuário do Estado do Rio Grande do Sul para o Anno 1900*. Porto Alegre: Gundlach & Krahe.

Jarenkow, J. A. (1994) *Estudo fitossociológico comparativo entre duas áreas com mata de encosta no Rio Grande do Sul*. Tese de Doutorado em Ecologia. Universidade Federal de São Carlos, 122 p.

Mähler Jr., J. K. (1996) Contribuição ao conhecimento da avifauna do Parque Estadual do Turvo, Rio Grande do Sul, Brasil. *Acta Biol. Leopoldensia* 18: 123-128.

Maijer, S. e J. Fjeldså (1997) Description of a new *Craniroleuca* spinetail from Bolivia and a "leapfrog pattern" of geographic variation in the genus. *Ibis* 139: 606-616.

Marín, M. (1997) Species limits and distribution of some New World spine-tailed swifts (*Chaetura* spp.). p. 431-443 Em: J. V. Remsen, Jr, (ed.). *Studies in Neotropical Ornithology honoring Ted Parker*. Ornithol. Monogr. N^o 48.

Maurício, G. N. e R. A. Dias (1996) Novos registros e extensões de distribuição de aves palustres e costeiras no litoral sul do Rio Grande do Sul. *Ararajuba* 4: 47-51.

Maurício, G. N. e R. A. Dias (1998) Range extensions and new records for forest birds in southern Rio Grande do Sul, Brazil. *Bull. Brit. Orn. Cl.* 118: 14-25.

Maurício, G. N. e R. A. Dias (2000) New distributional information for birds in southern Rio Grande do Sul, Brazil, and the first record of the Rufous Gnateater *Conopophaga lineata* for Uruguay. *Bull. Brit. Orn. Cl.* 120: 230-237.

Meffe, G. K. e C. R. Carroll (1997) Conservation reserves in heterogeneous landscapes. p. 305-343 Em: Meffe, G. K. e C. R. Carroll (eds). *Principles of Conservation Biology*, 2nd ed. Sunderland: Sinauer Associates, Inc.

Naumburg, E. M. B. (1935) Gazetteer and maps showing collecting stations visited by Emil Kaempfer in eastern Brazil and Paraguay. *Bull. Amer. Mus. Nat. Hist.* 68: 449-469.

Noss, R. F. e B. Csuti (1997) Habitat fragmentation. p. 269-304 Em: Meffe, G. K. e C. R. Carroll (eds). *Principles of Conservation Biology*, 2nd ed. Sunderland: Sinauer Associates, Inc.

Parker III, T. A., D. F. Stotz and J. W. Fitzpatrick (1996) Ecological and distributional databases. p. 113-436 Em: D. F. Stotz, J. W. Fitzpatrick, T. A. Parker III e D. K. Moskovitz. *Neotropical birds: ecology and conservation*. Chicago and London: Univ. Chicago Press.

Pinto, O. M. de O. (1938) Catálogo das aves do Brasil, 1^a parte. *Rev Mus. Paulista* 22: 1-566.

Pinto, O. M. de O. (1978) *Novo Catálogo das aves do Brasil. 1^a Parte*. São Paulo: Empresa Gráfica da Revista dos Tribunais.

Pulliam, H. R. e J. B. Dunning (1997) Demographic processes: population dynamics on heterogeneous landscapes. p. 203-232 Em: Meffe, G. K. e C. R. Carroll (eds). *Principles of Conservation Biology*, 2nd ed. Sunderland: Sinauer Associates, Inc.

Reitz, R., R. M. Klein e A. Reis (1988) *Projeto Madeiras do Rio Grande do Sul*. Herbário Barbosa Rodrigues, Superintendência de Desenvolvimento da Região Sul – SUDESUL e Secretaria da Agricultura e Abastecimento – DRNR.

Remsen Jr., J. V. (1994) Use and misuse of bird lists in community ecology and conservation. *Auk* 111: 225-227.

Ridgely, R. S. e G. Tudor (1989) *The birds of South America. V. 1. The Oscine Passerines*. Austin: Univ. of Texas Press.

Ridgely, R. S. e G. Tudor (1994) *The birds of South America. V. 2. The Suboscine Passerines*. Austin: Univ. of Texas Press.

Robbins, M. B., R. B. Faucett e N. H. Rice (1999) Avifauna of a Paraguayan cerrado locality: Parque Nacional Serranía San Luis, Depto. Concepción. *Wilson Bull.* 111: 216-228.

Rosa, M. (1985) *Geografia de Pelotas*. Pelotas: Editora da Universidade Federal de Pelotas.

Saunders, D. A., R. J. Hobbs e C. R. Margules (1991) Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. *Conserv. Biol.* 5: 18-32.

Sick, H. (1997) *Ornitologia brasileira*. Rio de Janeiro: Editora Nova Fronteira.

Silva, J. M. C. da e F. C. Straube (1996) Systematics and biogeography of Scaled Woodcreepers (Aves: Dendrocolaptidae). *Stud. Neotrop. Fauna and Environm.* 31: 3-10.

Snow, D. W. (1979) Cotingidae. p. 281-308 Em: M. A. Traylor Jr. (ed.). *Check-list of birds of the World*, 8. Cambridge: Museum of Comparative Zoology.

Snow, D. W. (1982) *The Cotingas*. Ithaca, NY: Cornell University Press.

Souza, C. A. (1999) Florística e aspectos ecológicos do componente arbóreo de uma área com mata de encosta em Pelotas, RS. Monografia de Conclusão do Curso de Ciências Biológicas (Bacharelado). Universidade Federal de Pelotas.

Varty, N., G. A. Bencke, L. M. Bernardini, A. S. Cunha, E. V. Dias, C. S. Fontana, D. L. Guadagnin, A. Kindel, E. Kindel, M. M. Raymundo, M. Richter, A. O. Rosa e C. A. S. Tostes (1994) *Conservação do papagaio-charão Amazona pretrei no sul do Brasil: um plano de ação preliminar*. Porto Alegre: EDIPUCRS (Divul. Mus. Ciênc. Tecnol. – UBEA/PUCRS nº 1).

Willis, E. O. (1979) The composition of avian communities in remanescent woodlots in Southern Brazil. *Papéis Avulsos Zool.* 33: 1-25.

Willis, E. O. e E. Eisenmann (1979) A revised list of birds of Barro Colorado Island, Panama. *Smithsonian Contr. Zool.* nº 291.

Apêndice 1. Caracterização dos sítios estudados na Serra dos Tapes. FES – Floresta Estacional Semidecidual; MF – Manchas Florestais; RS – Região da Savana. O período de visitas é fornecido em meses (1 – Janeiro, 2 – Fevereiro, 3 – Março...), com o respectivo ano entre parênteses; o travessão indica a amplitude do período (e.g., 3 – 6: mensalmente entre março e maio).

Área	Sítio de amostragem	Região	Coord.	Município	Altitude (m s.n.m.)	Área (ha) ¹	Esforço (horas)	Vegetação	Período
Rio Comaqui	Passo da Guarda	FES	30°55' S, 52°27' W	Cangaçu	10-90		32	Mata de galeria	9, 12 (1989)
Rio Comaqui	Assentamento Renacer	FES	30°50' S, 52°37' W	Cangaçu	10-90		8	Mata de galeria	1 (2001)
São Lourenço do Sul	Faquarel	FES	31°19' S, 52°23' W	São Lourenço do Sul	100-200	200	13	Mata primária de encosta	11 (1995)
São Lourenço do Sul	Harmonia	FES	31°18' S, 52°17' W	São Lourenço do Sul	80-180	350	3	Mata primária de encosta	12 (2000)
São Lourenço do Sul	Picada das Antas	FES	31°19' S, 52°13' W	São Lourenço do Sul	80-140	10	16	Mata primária de encosta	1, 2 (1998)
Arroio Andrade	Arroio Andrade	FES	31°26' S, 52°28' W	Arroio do Padre	260-310	140	220	Mata primária de encosta	2, 3, 5, 8, 10, 12 (1995); 7, 8 (1996); 1 (1997); 3 (1998); 3, 11 (1999)
Arroio Candelária	Parque Paroupilha	FES	31°30' S, 52°34' W	Pelotas	110-130	11	25	Mata primária de encosta	10 (1995); 6, 7 (1996); 3, 10 (1997); 3 (1998)
Arroio Candelária	Rimão de Candelária	FES	31°30' S, 52°35' W	Pelotas	180-270	16	121	Mata primária de encosta	8 (1994) – 3 (1995)
Arroio Candeia	Arroio Candeia	FES	31°33' S, 52°31' W	Morro Redondo	80-120	90	63	Mata primária de encosta	7, 8, 9 (1995); 11 (1996); 6, 10 (1997)
Arroio Cadein	Arroio dos Porcos	FES	31°33' S, 52°30' W	Pelotas	40-60	10	47	Mata primária de encosta	12 (1994); 1 (1995)
Arroio Cadein	Santa Estelita	FES	31°34' S, 52°30' W	Pelotas	100	15	30	Mata primária de encosta	1 (1995); 11 (1996); 3, 8, 10 (1997)
Arroio Michelina	Morro da Anreia	FES	31°36' S, 52°30' W	Pelotas	220-280	14	6	Mata primária de encosta	10 (1993); 3 (2000)
Arroio Michelina	EMERALDA de Cascata	FES	31°37' S, 52°30' W	Pelotas	180-220	16	5	Mata primária de encosta	10, 11 (2000)
Santo Amor	Santo Amor	FES	31°40' S, 52°35' W	Morro Redondo	100	8	97	Mata primária e secundária de encosta	3, 6, 9, 10 (1994)
Cerro das Almas	Cerro das Almas	MF	31°16' S, 52°35' W	Capão do Leão	267	300	1300	Mata primária de encosta	2 (1997); 1 (2001)
Cerro das Almas	Pedreiras do Cerro das Almas	MF	31°16' S, 52°33' W	Capão do Leão	200	300	25	Mata primária de encosta	10 (1995); 8 (1996); 7, 10 (1997)
Rio Piratini	Granja Silvana	MF	31°52' S, 52°14' W	Pedro Osório	10-20		28	Mata de galeria	2 (1998); 2, 3 (2000)
Rio Piratini	Passo do Ricardo	MF	31°54' S, 52°18' W	Capão do Leão	10-20		21	Mata de galeria	2 (1998); 1 (2001)
Passo da Orquidea	Passo da Orquidea	RS	31°51' S, 52°50' W	Pedro Osório e Piratini	20-10		12	Mata de galeria	3, 4 (1995); 10 (2000)

¹ É fornecida a área somente das manchas e fragmentos de mata de encosta.

Apêndice 2. Aves florestais mencionadas para a região da Serra dos Tapes, Rio Grande do Sul, e planície costeira adjacente. Autores: 1 – Araujo (1897); 2 – Ihering (1899); 3 – Pinto (1938); 4 – Belton (1984, 1985, 1994); 5 – Maurício e Dias (1998, 2000); 6 – este estudo. E – espécie endêmica à região da Mata Atlântica segundo Parker *et al.* (1996). L – espécie registrada no litoral da Laguna dos Patos no município de Pelotas. Sequência e tratamento taxonômicos segundo Sick (1997), exceto para *Ortalis guttata*, *Chaetura meridionalis* e *Lepidocolaptes falcinellus*, cuja taxonomia segue, respectivamente, Pinto (1978), Marín (1997) e Silva e Straube (1996); *Vireo olivaceus* e *Tangara preciosa* seguem o tratamento adotado em Ridgely e Tudor (1989).

Tinamidae		
<i>Crypturellus obsoletus</i>	3, 4, 6	
Accipitridae		
<i>Leptodon cayanensis</i>	2	
<i>Accipiter bicolor</i>	3, 4, 6	
<i>Accipiter striatus</i>	4, 6 L	
<i>Buteo brachyurus</i>	5, 6	
<i>Rupornis magnirostris</i>	4, 6 L	
<i>Spizastur melanoleucus</i>	2	
<i>Geranoospiza caerulescens</i>	2	
Falconidae		
<i>Micrastur ruficollis</i>	3, 5, 6	
Cracidae		
<i>Ortalis guttata</i>	3, 4, 6 L	
<i>Penelope superciliaris</i>	2	
<i>Penelope obscura</i>	1, 4, 6 L	
Rallidae		
<i>Aramides cajanea</i>	4, 6 L	
<i>Aramides saracura</i>	4, 6 E	
Columbidae		
<i>Columba picazuro</i>	2, 3, 4, 6 L	
<i>Columba plumbea</i>	2, 4*	
<i>Leptotila verreauxi</i>	2, 4, 6 L	
<i>Leptotila rufaxilla</i>	2, 4, 6	
<i>Geotrygon montana</i>	5, 6	
Psittacidae		
<i>Aratinga leucophthalmus</i>	2	
<i>Pyrrhura frontalis</i>	1, 2, 4, 6 E L	
<i>Pionopsitta pileata</i>	2, 6 E	
<i>Amazona pretrei</i>	1, 2, 4, 6 E	
Cuculidae		
<i>Piaya cayana</i>	1, 4, 6 L	
Strigidae		
<i>Otus choliba</i>	4	
<i>Otus sanctaecatarinae</i>	3, 4 E	
<i>Glaucidium brasilianum</i>	4*	
<i>Strix hylophila</i>	3, 5, 6 E	
<i>Aegolius harrisi</i>	4	
Nyctibiidae		
<i>Nyctibius griseus</i>	2, 4, 6	
Caprimulgidae		
<i>Lurocalis semitorquatus</i>	5, 6	
<i>Caprimulgus rufus</i>	3	
Apodidae		
<i>Chaetura meridionalis</i>	5, 6	
Trochilidae		
<i>Stephanoxis lalandi</i>	2, 4, 6 E L	
<i>Thalurania glaucopis</i>	5, 6 E	
<i>Leucochloris albicollis</i>	4, 6 E L	
Trogonidae		
<i>Trogon surrucura</i>	4, 6 E	
Ramphastidae		
<i>Ramphastos dicolorus</i>	1, 5, 6 E	
<i>Ramphastos toco</i>	2, 4, 6	
Picidae		
<i>Picumnus nebulosus</i> **	2, 4, 6	
<i>Colaptes melanochloros</i>	4, 6 L	
<i>Piculus aurulentus</i>	1, 4, 5, 6 E	
<i>Dryocopus lineatus</i>	3, 5, 6	
<i>Veniliornis spilogaster</i>	2, 4, 6 E L	
<i>Campephilus robustus</i>	5, 6 E	
Rhinocryptidae		
<i>Scytalopus speluncae</i>	4, 5, 6 E	
Thamnophilidae		
<i>Mackenziaena leachii</i>	4, 6 E	
<i>Thamnophilus caerulescens</i>	4, 6 L	
Formicariidae		
<i>Chamaeza campanisona</i>	4, 5, 6	
Conopophagidae		
<i>Conopophaga lineata</i>	5, 6 E L	
Furnariidae		
<i>Synallaxis ruficapilla</i>	5, 6 E	
<i>Synallaxis cinerascens</i> **	2, 4, 6 L	
<i>Cranioleuca pyrrhophia</i>	4	
<i>Cranioleuca obsoleta</i>	4 E	
<i>Syndactyla rufosuperciliata</i>	4, 6 L	

Heliobletus contaminatus 4, 5, 6 E
Sclerurus scansor 4, 6 E L
Lochmias nematura 4, 6
 Dendrocolaptidae
Sittasomus griseicapillus 4, 6 L
Xiphocolaptes albicollis ** 5, 6
Dendrocolaptes platyrostris 4, 5, 6
Lepidocolaptes falcinellus 4, 6 E L
 Tyrannidae
Phyllomyias fasciatus 5, 6
Phyllomyias burmeisteri 5, 6
Phyllomyias virescens 5, 6 E
Camptostoma obsoletum 4, 6 L
Elaenia parvirostris 4, 6 L
Elaenia mesoleuca ** 4, 6 L
Phylloscartes ventralis 4, 6 L
Todirostrum plumbeiceps 4, 6 L
Tolmomyias sulphurescens 5, 6 L
Platyrinchus mystaceus 5, 6
Lathrotriccus eulerei 4, 6 L
Myiarchus swainsoni 4, 6 L
Myiodynastes maculatus 4, 6 L
Legatus leucophaeus 6
Empidonomus varius 4, 6 L
Tyrannus melancholicus 4, 6 L
Pachyramphus viridis 4, 6 L
Pachyramphus polychopterus 2, 4, 6 L
Pachyramphus validus 4, 6
 Pipridae
Chiroxiphia caudata 4, 6 E L
Schiffornis virescens 5, 6 E
 Cotingidae
Phibalura flavirostris 2
Carpornis cucullatus 4*, 5, 6 E L
Pyroderus scutatus 5, 6 E ***
Procnias nudicollis 1, 4, 6 E
 Corvidae
Cyanocorax caeruleus 2, 4, 6 E L
 Muscicapidae
Turdus subalaris 4, 6 E L
Turdus rufiventris 1, 2, 4, 6 L
Turdus amaurochalinus 4, 6 L
Turdus albicollis 4, 6 L
 Vireonidae
Cyclarhis gujanensis 4, 6 L
Vireo olivaceus 4, 6 L
 Emberizidae
Parula pitayumi 4, 6 L
Basileuterus culicivorus 2, 4, 6 L

Basileuterus leucoblepharus 4, 6 E L
Coereba flaveola 4, 6 L
Pyrrhocoma ruficeps 5, 6 E
Hemithraupis guira 5, 6
Tachyphonus coronatus 5, 6 E L
Thraupis sayaca 4, 6 L
Stephanophorus diadematus ** 4, 6 L
Pipraeidea melanonota 4, 6 L
Euphonia chlorotica 4, 6 L
Euphonia violacea 5, 6
Euphonia chalybea 5, 6 E
Euphonia cyanocephala 4, 6
Tangara preciosa ** 2, 4, 5, 6 L
Poospiza lateralis ** 2, 4, 6 L
Saltator similis 5, 6 L
Passerina brissonii 4, 6 L
Cacicus chrysopterus 2, 4, 6 L

* Menção baseada em material coletado por Emil Kaempfer (cf. Belton 1984, 1985).

** Espécies não consideradas endêmicas à Mata Atlântica em Parker *et al.* (1996), embora tenham distribuições tão ou mais restritas à esta região quanto *Veniliornis spilogaster*, *Conopophaga lineata*, *Sclerurus scansor* e *Basileuterus leucoblepharus*, todos considerados endêmicos à esta área pelos mesmos autores. Portanto, o número de espécies endêmicas àquela região zoogeográfica indicado no apêndice 2 pode ser considerado incompleto.

*** *Pyroderus scutatus* é incluído por Parker *et al.* (1996) no cômputo geral das espécies endêmicas à Mata Atlântica, embora seja, tradicionalmente, considerado coespecífico com formas andinas (Snow 1979, 1982).

Alterações ambientais antrópicas sobre a avifauna na Amazônia: o caso de Rondônia

José Flávio Cândido Júnior¹

Introdução

A floresta amazônica permaneceu praticamente intacta até a década de 60, quando as atividades produtivas na região mantinham características basicamente extrativistas, pouco afetando a mata (IBAMA 1986, Furtado 1998). Essa situação começou a se alterar em 1964, com a abertura da rodovia Belém - Brasília, que estimulou várias atividades econômicas, principalmente agropecuária, mineração e extração de madeira. Esse incremento de atividades fez com que a população aumentasse rapidamente na área de influência da rodovia, passando de 100 mil para 2 milhões de pessoas entre os anos de 1960 e 1970 (Furtado 1998). A abertura e asfaltamento de outras rodovias, como a Cuiabá - Porto Velho - Rio Branco (BR-364, cujo início se deu em 1980), a rodovia Transamazônica (cujo primeiro trecho foi inaugurado em 1972) e a Cuiabá - Santarém (inaugurada em 1976), vieram a acelerar o processo da alteração ambiental amazônica, principalmente após o INCRA (Instituto Nacional de Colonização e Reforma Agrária) estimular a colonização da região por meio de agrovilas.

O padrão de uso da terra no estado de Rondônia segue, em muitos aspectos, o padrão observado em outros locais da Amazônia, com a retirada da cobertura vegetal original sempre ao lado de áreas já alteradas. Essa retirada se dá principalmente a partir dos rios, estradas e rodovias, e é quase sempre mais intensa nas

proximidades das cidades, num padrão já descrito por Buschbaker (1986). Em uma escala local, o resultado observado é um mosaico de ambientes não alterados, áreas alteradas por cortes seletivos e áreas cultivadas. Isso implica na redução em área e maior isolamento dos fragmentos florestais, que se tornam cada vez mais depauperados.

À semelhança do que ocorreu em outros locais da Amazônia, as atividades agropecuárias desenvolvidas no estado de Rondônia não tiveram o resultado esperado, observando-se uma rápida exaustão dos solos, o que obrigou o agricultor a realizar novas derrubadas para garantir sua subsistência. Esse tipo de prática, aliado ao intenso assentamento de colonos, propiciou um desastre ambiental de escala sem precedentes no estado: em menos de 20 anos (de 1978 a 1996), a porcentagem de desmatamento se elevou de 1,76% para 22,71%, e o número de habitantes saltou de 100 mil para aproximadamente 1,5 milhão (Rondônia 1997). O solo, depauperado, ou foi abandonado, produzindo uma vegetação secundária chamada localmente de “quiçaça” e que dificulta muito as atividades agrícolas posteriores, ou foi transformado em pasto e adquirido por grandes fazendeiros, havendo extensa substituição da mata original por áreas abertas. Até mesmo essas pastagens se empobrecem rapidamente e perdem sua importância econômica. Segundo Fearnside (1989), em Rondônia, um pasto com três anos produz o dobro de capim que um pasto com 12 anos.

A implantação de pastagens é também estimulada pela especulação imobiliária (IBAMA 1986), uma vez que a pastagem valoriza as terras. Além disso, se um posseiro ilegal, também chamado de “grileiro”, deseja reclamar o direito de posse e mais tarde de propriedade de uma área, necessita fazer “benfeitorias” no local, e o desmatamento, com posterior implantação de pastagem, é o método mais rápido e barato de fazê-lo. Ao obter o título de propriedade, o posseiro vende a área para um grande fazendeiro e repete o processo em uma área contígua.

A intensiva retirada de madeira de boa qualidade na região também contribui muito para a alteração da fisionomia natural, fato atualmente agravado pelo esgotamento das florestas da Malásia, que vem provocando a alta nos preços do mercado internacional (Johns 1991). Além da procura pelas madeiras de lei, existe uma grande demanda de lenha para as indústrias de cimento e siderúrgicas.

A mineração também provoca numerosos danos ambientais, econômicos e sociais. Os principais são o assoreamento dos rios, limitando a navegação comercial e o deslocamento de muitas comunidades ribeirinhas e a poluição das águas com substâncias como o mercúrio, que afeta a economia de subsistência de muitas comunidades e a saúde de toda a população, além de desestimular o turismo (IBAMA 1986).

Outro fator determinante da condição de perturbação antrópica atual é a crise energética. O desenvolvimento do estado de Rondônia, como o de toda a Amazônia, tem demandado cada vez mais energia. Como as usinas termoeletricas são muito dispendiosas, tem-se buscado a geração de energia a partir de hidrelétricas. Estas, no entanto, dadas as condições topográficas de toda a bacia amazônica, são de pequena queda e formam grandes lagos, com baixo rendimento. Essa situação implica no alagamento de grandes extensões de mata. Diversos exemplos desta situação podem ser aprestados, como Tucuruí, que inundou 2.430 km² de mata, Balbina, que inundou 2.346 km² e, em Rondônia, a hidrelétrica de Samuel, que inundou 360 km². Balbina, inclusive, apesar de ter inviabilizado

tão extenso trecho de mata, não consegue gerar energia no final do período de estiagem, como foi registrado em novembro e dezembro de 1997.

Pesa ainda o aspecto cultural, em que a mata é considerada uma área “suja” ou “perigosa” pelo homem do meio rural. Qualquer proprietário que não retire a mata de sua propriedade é tido como preguiçoso por seus vizinhos, que alegam que a propriedade deve ser mantida limpa, sob pena de surgirem doenças, cobras, etc. Essa mentalidade foi bem equacionada por Ab’Saber (1977): “o brasileiro tem dificuldade, por uma razão ou outra, de conviver com uma paisagem onde sobreexistem florestas”.

Essa condição de região com grande diversidade ambiental e alta pressão antrópica fez com que surgisse o interesse em avaliar como essa pressão tem afetado a composição da avifauna de Rondônia e de que modo, usando aves como bio-indicadores, seria possível prever alterações semelhantes em outras áreas. Os resultados seriam então utilizados para orientar os legisladores no sentido de minimizar os efeitos negativos da colonização humana moderna. Desta forma, foram analisadas as mudanças no número de espécies, no número de indivíduos por espécie e na identidade das espécies em função da alteração ambiental. O aspecto mais ousado dessa abordagem é, sem dúvida, a questão da previsibilidade, uma vez que praticamente inexistem trabalhos e/ou protocolos consolidados que explorem a previsibilidade de perturbações ambientais em ambientes neotropicais.

Essa abordagem coincide ainda, com a principal temática deste livro, na medida em que busca aliar o conhecimento científico com a definição de estratégias de ação e preservação ambiental.

Método de avaliação da alteração ambiental

Tradicionalmente, perturbações têm sido vistas principalmente como eventos incomuns ou não naturais que causam alterações

estruturais abruptas em comunidades naturais (Karr e Freemark 1983), embora existam trabalhos relacionando positivamente as perturbações ambientais e a alta diversidade biológica observada nos ambientes neotropicais (por exemplo, Salo *et al.* 1986, Gentry e Emmons 1987). Essa definição é bastante subjetiva, uma vez que a vulnerabilidade dos organismos é determinada pela capacidade diferenciada de cada indivíduo em explorar o ambiente e fazer uso dos recursos disponíveis. A vulnerabilidade do ambiente é, por sua vez, determinada pela capacidade do ambiente de absorver as mudanças sem afetar a quantidade e qualidade dos recursos. Isto posto, fica difícil decidir que grau de alteração pode ser definido como uma perturbação.

Existem vários trabalhos relacionando a fragmentação de ambientes florestais e alterações na diversidade e abundância de espécies de aves, a maioria deles realizados em ambientes temperados. Os estudos em ambiente neotropical são ainda muito escassos, podendo ser citados principalmente os trabalhos de Terborgh (1974), Willis (1974, 1979), Leck (1979), Karr (1982), Lovejoy *et al.* (1986), Bierregaard e Lovejoy (1989), Bierregaard (1990a, 1990b), Lovejoy e Bierregaard (1990), Johns (1991), Bierregaard *et al.* (1992), Thiollay (1992), Kattan *et al.* (1994), Willson *et al.* (1994), Stouffer e Bierregaard (1995) e Canaday (1997). Tamanha é a falta de informação disponível que uma publicação do Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA), datada de 1991, tratando das bases científicas para a formulação de estratégias de preservação e desenvolvimento da Amazônia não faz nenhuma referência às aves e seu importante papel como bio-indicadores de perturbação (Val *et al.* 1991).

Delimitações de abrangência

Para as discussões que se seguem, é necessário que se façam algumas delimitações de abrangência:

a) Perturbação Antrópica: A perturbação

do meio ambiente é provocada por dois tipos de causas: naturais e atividade humana. Enquanto a primeira muitas vezes promove maior riqueza e diversidade de espécies, por aumentar o número de nichos disponíveis (Gentry 1986, Salo *et al.* 1986), a segunda contribui para a diminuição da diversidade e perda de espécies, principalmente em ambientes neotropicais (Laurance e Bierregaard 1997). Para o presente propósito, definiu-se perturbação antrópica ao resultado de atividades humanas de grande escala e que alteram o meio ambiente, como a construção de estradas e represas, o surgimento de cidades, grandes desmatamentos e mineração. Foram excluídas daí as atividades tradicionais de tribos indígenas, populações ribeirinhas e pequenos colonos porque, apesar de constituírem atividades antrópicas no sentido estrito do termo, essas são de pequena monta, praticamente não causando alterações ambientais importantes. Várias vezes no corpo deste trabalho também os termos “fragmentação”, “degradação” e “alteração” do ambiente são aplicados como sinônimo de perturbação antrópica.

b) Centros de Atividade Antrópica: Foram assim considerados as cidades, rodovias e grandes rios usados para a navegação. Esses centros foram definidos após o estudo de imagens de satélite do estado de Rondônia, verificando-se que os desmatamentos e atividades agropecuárias eram mais intensos próximos a esses locais, decaindo com o aumento da distância.

c) Ambientes Estudados: O estado de Rondônia apresenta três grandes tipos de formações vegetais originais, cada uma delas com várias subdivisões: a mata, em mais de 80% do território, o cerrado, somente em manchas no extremo sul/sudeste do estado e em alguns pontos nas áreas de maior altitude (serras e chapadas), e os ambientes aquáticos ligados à bacia do rio Guaporé. A região de cerrado, embora importante dada sua interface com a floresta amazônica e forte pressão antrópica devido à recente expansão da fronteira agrícola, não foi estudada, pois apresenta fauna muito distinta daquela

observada no restante do estado, dificultando as comparações. De modo semelhante, as regiões periodicamente inundadas da bacia do Guaporé sofrem grande influência do pantanal mato-grossense, o que dificulta a comparação com o restante do estado, e apresentam ainda uma dificuldade metodológica, na medida em que as áreas somente podem ser adequadamente inventariadas, tanto na época da seca quanto das chuvas, por via aérea, o que também inviabiliza as comparações com o restante do estado.

d) Locais e Aves Estudados: Todos os pontos amostrais foram definidos em regiões de mata de “Terra Firme”, com diferentes graus de perturbação e/ou fragmentação. As áreas de mata periodicamente inundadas (matas de igapó) foram evitadas porque a época das chuvas impede a padronização dos métodos de amostragem. Além disso, a avifauna desses locais é bastante distinta nos períodos de seca e de chuvas.

Trabalho de campo

Para os levantamentos de campo, foram feitas 22 expedições com duração de 15 dias cada uma, no período de setembro de 1996 a outubro de 1997. Essas expedições foram distribuídas de modo que cada região de estudo fosse visitada duas vezes, uma vez na época da seca e outra na época das chuvas, de modo a equalizar possíveis efeitos de sazonalidade. Para as coletas de dados e análises foram consideradas as populações de aves encontradas nos trechos de mata das áreas em estudo. As populações registradas foram consideradas do tipo completamente abertas (“population completely open”, segundo McArdle e Gaston 1993). Sob esse aspecto, não foi possível quantificar medidas como densidade, número total de indivíduos e variação populacional estacional.

Foram utilizados dois métodos de registro das aves: captura com redes ornitológicas (linha com 10 redes de 12 x 2,5m, malha de 38mm e 3 redes de 61mm, dispostas isoladamente) e observações. As redes foram

abertas do clarear do dia até ao meio-dia, perfazendo cerca de 6,5 horas de amostragem, durante dois dias consecutivos, sendo revisadas a intervalos regulares de uma hora. As observações visuais e auditivas das aves foram realizadas com auxílio de binóculos e gravadores, principalmente no final das tardes (das 15:30h ao escurecer) e/ou durante as manhãs (do clarear do dia ao fechamento das redes), em pontos fixos ou durante deslocamentos nas áreas de estudo, utilizando trilhas já abertas, “carreadores” (picadas abertas pelos madeireiros) e estradas. Em algumas ocasiões, foram feitas escaladas até o dossel das árvores para permitir o adequado registro das espécies que freqüentam esse estrato e que são de difícil visualização e identificação. Utilizou-se para esse fim equipamento para escalada e corda, que era lançada até uma forquilha.

A escolha dos dois métodos baseou-se no fato de que nenhum método isolado é suficiente para se realizar levantamentos de aves (Karr 1981, Ralph e Scott 1981, Terborgh *et al.* 1990).

Para realizar as coletas de dados, as regiões e locais de coleta foram escolhidos de maneira a preencher o conjunto de critérios indicados a seguir:

1. Dentro de uma mesma região de levantamentos, todas as localidades deveriam estar situadas na mesma formação vegetal, que deveria ser aquela dominante. Foram, portanto, evitadas pequenas manchas de vegetação e áreas com mosaicos. Para a escolha dos pontos amostrais em cada região, utilizaram-se imagens de satélite dos anos de 1995 e 1996, mapas de vegetação do RADAM/BRASIL (fitogeográfico e fitoecológico, escala 1:1.000.000), mapa rodoviário de Rondônia de 1993 e mapa da divisão política.

2. Todos os pontos amostrais foram definidos em áreas de Mata de Terra Firme, para permitir a colocação das redes. Não se determinaram pontos em áreas passíveis de alagamento (mata de igapó, por exemplo), porque no período das chuvas o levantamento ficaria impossibilitado. Apenas as espécies registradas em mata foram utilizadas para as

análises quantitativas.

3. Em cada região, foram definidos pontos amostrais a distâncias variáveis de cidades e rodovias, uma vez que se constatou, na avaliação do desmatamento, por meio de imagens de satélite, que esses são os principais centros de irradiação de alteração ambiental de origem antrópica.

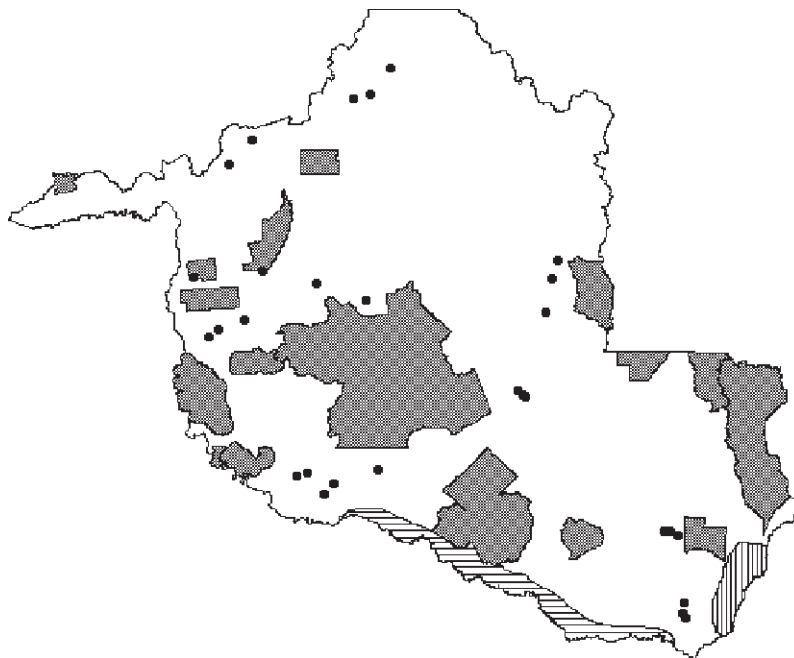
4. Os pontos amostrais foram posicionados em cada região de modo a espelhar a ação antrópica, procurando delimitar pontos onde havia aparentemente pouca alteração (avaliada pela quantidade de cobertura vegetal remanescente), pontos onde essa alteração foi considerada alta (áreas de mata muito fragmentadas e/ou isoladas) e pontos onde essa situação era intermediária.

5. Inicialmente, a escolha dos pontos amostrais buscou também considerar o histórico

da colonização, separando, por exemplo, regiões onde a mineração teria sido o fator predominante da colonização, daqueles em que a exploração madeireira tivesse alavancado o processo. Logo, porém, percebeu-se que essa distinção não era possível, dada a dificuldade de distinguir um efeito do outro: muitas vezes a exploração madeireira iniciou o processo, juntamente com a caça de subsistência, e, sendo encontrado minério, a extração deste passou a prevalecer, para depois ser abandonada, sendo as terras usadas posteriormente para a pecuária. Com essa mistura de efeitos, optou-se por avaliar o efeito antrópico como um todo, sem tentar discriminar cada fator separadamente.

6. Devido a acordos entre o governo de Rondônia e a FUNAI, as áreas indígenas (FIGURA 1) não puderam ser visitadas.

Figura 1: Representação gráfica dos locais onde se realizaram levantamentos no Estado de Rondônia. Os pontos representam a localização de cada ponto amostral. Foram destacadas também as áreas indígenas (em cinza), as áreas de cerrado (hachurado vertical) e as áreas alagadas da bacia do Rio Guaporé (hachurado horizontal), onde não foram realizadas amostragens.



Análises

Para o estudo e discussão dos dados obtidos durante as expedições, foram feitas, sempre que necessário, duas baterias de análises: uma usando os dados de capturas e outra usando os registros totais (capturas e observações). Esse procedimento se fez necessário porque os dois métodos de coleta de dados possuem características peculiares que exigem tratamentos diferenciados: os dados de captura são essencialmente quantitativos, uma vez que se registra e se marca cada indivíduo capturado; enquanto que os dados de observação foram qualitativos, registrando-se somente presença e ausência das espécies. A opção por se registrar somente a presença ou ausência das espécies se baseou na constatação de que os métodos visuais e auditivos são pouco confiáveis na estimativa de abundância de aves de mata (Rappole *et al.* 1993, Thiollay 1994).

Como as oportunidades de reprodução, forrageio e sobrevivência das espécies varia espacialmente, implicando em uma distribuição espacial também heterogênea das comunidades naturais, foram realizadas amostragens em diferentes pontos do estado e os dados obtidos foram analisados conjuntamente.

Em função dos problemas que existem quando se comparam comunidades naturais, como a diferença no tamanho das amostras e discrepâncias no esforço amostral e com o intuito de verificar a abrangência da amostragem realizada durante os trabalhos, foram traçadas Curvas de Rarefação de Hurlbert (Hurlbert 1971, Krebs 1989), utilizando-se os dados obtidos nos levantamentos (foram agrupadas as observações e capturas), relacionando o número acumulado de espécies em função do número de registros. As curvas assim obtidas apresentam tendência à estabilização na medida em que a amostragem se torna mais representativa, embora raramente atinjam a horizontal.

A escolha de Curvas de Rarefação para as análises se justifica por dois motivos básicos:

o principal foi que a forma da curva obtida e o grau de horizontalidade expressam o nível de confiabilidade dos dados obtidos, uma vez que constituem medidas da abrangência da amostragem. O segundo motivo foi facilitar a comparação do presente trabalho com outros já realizados, buscando a padronização das análises. Desta forma, mesmo que se tenham amostras desbalanceadas, é possível definir se determinada comunidade possui maior ou menor número de espécies que outra.

Impactos antrópicos

Para se avaliar os impactos antrópicos sobre a avifauna, além dos dados de captura e observação em cada região visitada, foram anotadas diversas características ambientais dos pontos amostrais, na expectativa de se obter informações do ambiente que pudessem explicar os resultados obtidos. Esses aspectos ambientais estão explicitados na TABELA 1, que apresenta a descrição de cada variável.

As análises preliminares, de cunho exploratório, buscaram relacionar os dados de captura e os registros totais (capturas e observações) com as seis primeiras variáveis ambientais (distância da cidade mais próxima, distância da mata mais próxima, distância da rodovia mais próxima, porcentagem de mata residual, tempo de colonização e porcentagem de fragmentação da vegetação original), tomadas separadamente. Foram também refeitas as análises incorporando-se uma sétima variável ("Região"), na suposição de que as regiões onde foram feitas as coletas teriam efeito no resultado das análises.

Para essas análises, procedeu-se à Regressão Múltipla dos dados, na expectativa de se obter informações do ambiente que pudessem explicar os resultados obtidos nas coletas e, com isso, inferir sobre a relação entre alterações do ambiente e a avifauna.

Essas variáveis ambientais foram determinadas após o estudo das imagens de satélite dos anos de 1995 e 1996 (LANDSAT-5, bandas 3, 4 e 5), que mostrou que as áreas desmatadas se concentravam ao longo das

Tabela 1: Descrição das variáveis usadas nas análises estatísticas. As variáveis ambientais (exploratórias) foram definidas após estudo das imagens de satélite disponíveis.

CÓDIGO	DESCRIÇÃO
<i>Variáveis explanatórias (x)</i>	
DCID	Distância entre o Ponto Amostral e a cidade mais próxima, em linha reta.
DMAT	Distância entre o Ponto Amostral e a mata contínua mais próxima, em linha reta.
DROD	Distância entre o Ponto Amostral e a rodovia mais próxima, em linha reta.
MATR	Porcentagem de mata residual. Mediu-se a quantidade de área coberta por mata numa área circular de 2,5km de diâmetro ao redor do ponto amostral.
TEMP	Tempo de colonização.
FRAG	Porcentagem de fragmentação do ambiente, medida pela razão entre as somatórias dos perímetros e as áreas dos fragmentos estudados, num círculo de 2,5 km de diâmetro.
REG	Região onde foi feito o levantamento.
<i>Variáveis dependentes (y)</i>	
SPPT	Nº de espécies de mata registradas em cada local.
SPPC	Nº de espécies capturadas em cada local.
INDIV	Nº de indivíduos capturados em cada local.

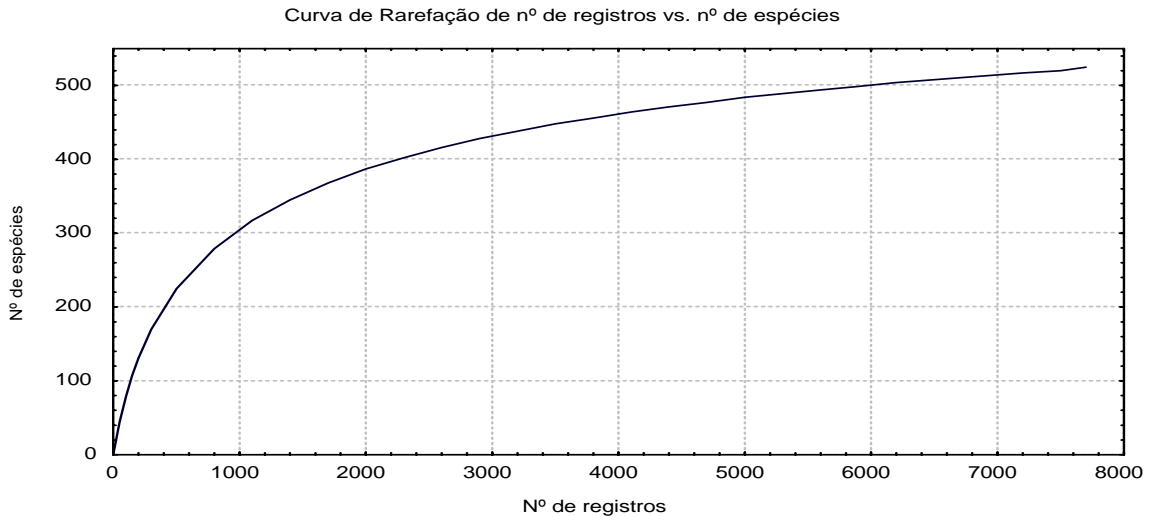
rodovias e principalmente próximas às áreas urbanas, e que áreas de colonização mais antiga apresentavam maiores áreas de desmatamento. A escolha das variáveis relacionando as porcentagens de área desmatada, mata íntegra mais próxima e grau de fragmentação dos ambientes naturais foi inspirada diretamente nos trabalhos de Willis (1984) e no princípio de Biogeografia de Ilhas (MacArthur e Wilson 1967).

Para o cálculo da porcentagem de mata residual ao redor da área de amostragem e o grau de fragmentação do ambiente, foi necessário estabelecer-se uma padronização de área. Definiu-se esta como um círculo de 2,5 km de diâmetro, levando-se em conta a amplitude de área normalmente coberta durante as observações. Esta área, que compreende cerca de 490 ha (aproximadamente 5 km²), também seria a área suficiente para comportar de 10 a 20 territórios da maioria das espécies de aves de mata em ambiente amazônico, segundo Terborgh *et al.* (1990), ou a área-de-vida de alguns formicarídeos amazônicos (Bierregaard 1986), que pode ter cerca de 1 a 2 km².

Resultados

Durante o período de estudos, foram registradas 512 espécies, de 56 famílias, tendo sido capturadas 158 espécies, num total de 1.116 indivíduos manuseados, considerando-se capturas e recapturas. Uma análise mais detalhada dessa lista encontra-se em preparação (Cândido Jr. *et al.* em preparação). O esforço de observação e de captura de espécies resultou em 7.700 registros. A curva de Rarefação de Hurlbert, relacionando o número acumulado de espécies em função do número de registros realizados (FIGURA 2) tende à estabilização (horizontalização). Essa tendência indica que a amostragem foi abrangente e que os resultados obtidos são representativos da avifauna de mata do estado de Rondônia.

Figura 2: Curva de Rarefação de Hurlbert, relacionando o número cumulativo de espécies em função do número de registros (capturas e observações).



As curvas de rarefação para os períodos de seca e de chuvas, não detectaram diferenças marcantes entre os resultados dos levantamentos de avifauna (FIGURA 3), indicando que as comunidades não se alteraram de modo significativo frente aos aspectos sazonais. Essa informação concorda com a obtida por Bierregaard (1990b) que, trabalhando em Manaus, encontrou diferenças nas taxas de abundância entre os períodos de chuva e seca em apenas dez das 37 espécies testadas. Não houve também uma tendência geral entre as espécies que mostraram diferenças nas taxas de captura, sendo que algumas se tornaram mais freqüentes na época da seca e outras na época das chuvas. Bierregaard (1990b) considerou normal esse comportamento, uma vez que a maioria das espécies de sub-bosque não é migratória, devendo mudar algum aspecto de seu comportamento alimentar em vez de se deslocar para outras áreas. Catteral *et al.* (1998), entretanto, registraram mudanças entre inverno e verão nas densidades de espécies de aves estudadas no sudeste da Austrália e sugeriram que essas diferenças seriam devidas a deslocamentos realizados pelas espécies.

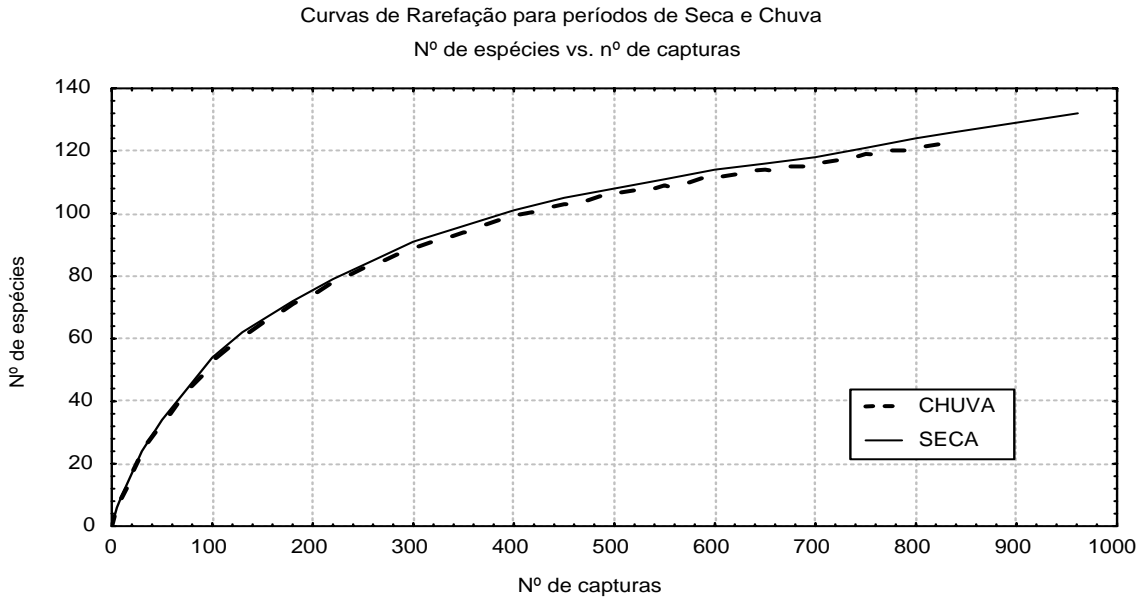
Outros autores também registraram padrões não uniformes de sazonalidade entre

as espécies estudadas (Karr *et al.* 1982, Karr e Freemark 1983, Blake *et al.* 1990). Karr (1981), entretanto, afirma que a tendência é de se obter maiores taxas de captura durante a estação seca.

A espécie mais capturada durante os levantamentos foi *Glyphorhynchus spirurus*, com 140 capturas (8,8% do total), seguida por *Pipra fasciicauda* (5,2%) e *Hylophylax poecilinota* (4,9%). Juntas, as 20 espécies mais freqüentes nas redes durante os levantamentos em Rondônia representaram 55,7% das capturas (FIGURA 4). Este valor não difere estatisticamente ($\chi^2 = 0,72$ $P > 0,05$) dos valores obtidos por Bierregaard (1990b), em Manaus (65%). A conformação do gráfico na FIGURA 4 apresenta um padrão típico de florestas tropicais, com um pequeno número de espécies com grande número de indivíduos e grande número de espécies com poucos registros. Do total de espécies capturadas, 143 (91,7%) foram consideradas raras segundo a definição de Karr (1971), apresentando menos de 2% de capturas nas amostras.

Para efeitos de comparação, foi construída a TABELA 2 contendo o número de capturas por classe de abundância, deste levantamento, acrescentando-se os dados da tabela apresentada por Karr *et al.* (1990), que

Figura 3: Curvas de Rarefação de Hurlbert, para os dados de captura obtidos na estação seca e nas chuvas.



fizeram cálculos envolvendo levantamentos no Parque La Selva (Costa Rica), em Pipeline Road e Ilha de Barro Colorado (Panamá), em Manaus (Brasil) e no Parque de Manu (Peru). Como os vários levantamentos citados tiveram

Nº de indivíduos por espécie - dados de captura

Rondônia ter registrado maior número de espécies que os obtidos nas outras áreas, ele apresenta também um expressivo número de espécies com apenas uma captura. Por outro lado, o número de espécies com mais de 20 na amostra de 1000 indivíduos é em comparação ao que foi obtido em outros locais, indicando não haver espécies dominantes no presente estudo.

no total de capturas. A reta tracejada 7% das capturas.

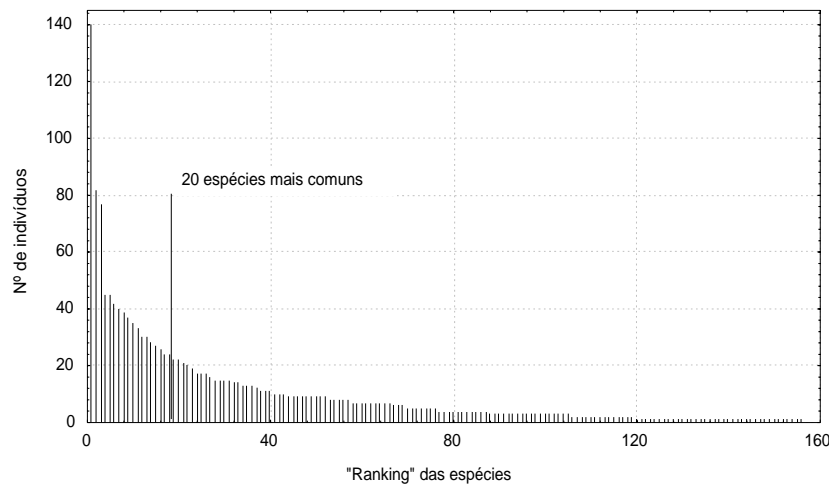


TABELA 2: Comparação do número de espécies por classe de abundância em Rondônia e nas quatro áreas neotropicais, citadas por Karr *et al.* (1990) para dados de captura, com amostra de 1000 indivíduos. As áreas amostradas por Karr foram o Parque La Selva (Costa Rica), Pipeline Road (Panamá), Manaus (Brasil) e o Parque Manu (Peru).

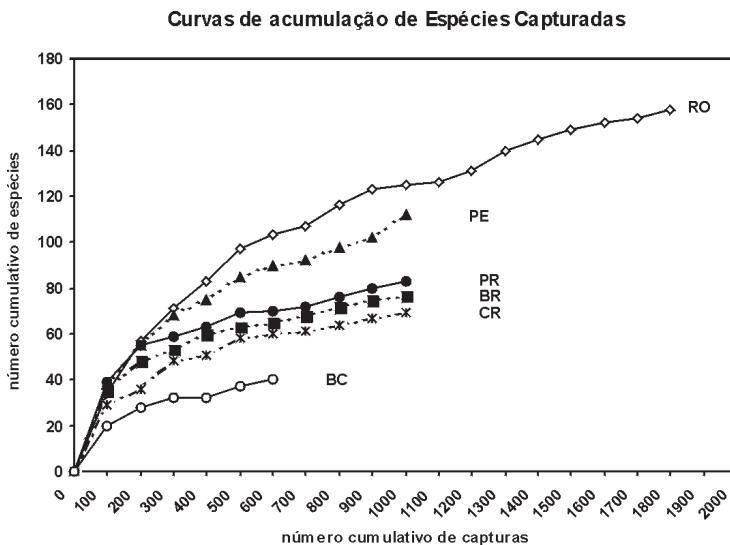
Categorias	Rondônia	Karr <i>et al.</i> (1990)			
		Pq. La Selva	Pipeline road	Manaus	Pq. Manu
		Costa Rica	Panamá	Brasil	Peru
> 20 capturas	11	10	14	17	13
11 – 20 capturas	16	14	10	15	19
2 – 10 capturas	73	33	43	34	44
1 captura	25	13	17	10	35
Total de espécies:	125	70	84	76	111

Esses resultados indicam grande riqueza de espécies em Rondônia e, ao menos potencialmente, grande sensibilidade a perturbações ambientais. Essa sensibilidade é inferida dado que espécies naturalmente raras, ou seja, aquelas que são raras não devido a alterações nos seus índices populacionais, são, basicamente, espécies com requerimentos ecológicos bastante restritos. Maiores considerações sobre esse assunto serão feitas no item “Impacto da ocupação humana”.

Para uma análise comparativa da riqueza de espécies em Rondônia, é apresentada na FIGURA 5 uma curva relacionando o número de novas espécies registradas nas capturas, em função do número de indivíduos capturados, comparando-a com as curvas montadas de modo semelhante e apresentadas por Karr *et al.* (1990), com dados das localidades já citadas na TABELA 2 e que se conhece como tendo grande riqueza de espécies.

Os valores obtidos em Rondônia indicam

FIGURA 5: Número acumulado de espécies *versus* o número acumulado de capturas, obtidos em Rondônia (RO) e dados semelhantes obtidos em cinco outras áreas na região neotropical: PE: Parque de Manu (Peru), PR: Pipeline Road (Panamá), BR: Manaus (Brasil); CR: Parque La Selva (Costa Rica), BC: Ilha de Barro Colorado (adaptado de Karr *et al.* 1990).



uma riqueza de espécies maior que a registrada em todos os locais citados por Karr *et al.* (1990). Embora até no patamar de 300 indivíduos capturados a riqueza de espécies se mostre similar aos resultados obtidos no Parque de Manu, a partir daí os valores obtidos para Rondônia foram muito mais elevados: no patamar de 600 indivíduos, por exemplo, enquanto o parque de Manu registrou 90 espécies, Rondônia já registrava 103. Com 900 registros de captura, o parque Manu apresentou 102 espécies, enquanto Rondônia ostentou 123. Embora os resultados apresentados nessa análise devam, porém, ser interpretados com cautela, uma vez que estão sendo comparadas regiões com diferentes áreas, topografias, padrões climáticos e históricos de influência humana (Karr *et al.*, 1990), essa constatação indica o Estado de Rondônia como novo referencial no que tange à biodiversidade de aves no neotrópico, que pode se repetir em outras localidades da Amazônia.

Impacto da ocupação humana

As análises de regressão linear múltipla indicaram que entre as variáveis ambientais tomadas, as variáveis “Distância da rodovia”, “Distância da mata”, “Tempo de colonização” e “Porcentagem de mata restante” não se mostraram significativas ($p > 0,05$), sendo, portanto, desconsideradas nas análises. Quando se ajustou a variável “Distância da cidade” aos dados de espécies registradas, esta se mostrou significativa ($P < 0,01$, $r = 0,557$) (FIGURA 6). Ao se ajustar em seguida a variável “Porcentagem de fragmentação”, esta se mostrou não significativa. Quando, ao contrário, a primeira variável a ser ajustada foi “Porcentagem de fragmentação”, ela se mostrou significativa ($P < 0,01$, $r = 0,658$) (FIGURA 7) e “Distância da cidade”, não. Essa situação sugeriu haver uma interação entre as variáveis. Essa interação foi testada e se mostrou não significativa. Em todos os casos, porém, a variável “Região” se manteve altamente significativa ($P < 0,01$), indicando que tanto a distribuição quanto a composição

da avifauna do estado de Rondônia são muito diferentes de região para região e que qualquer análise mais detalhada da avifauna do estado precisa, necessariamente, levar esse fator em consideração.

Esses resultados se contrapõem aos apresentados por Saunders *et al.* (1991), que afirmaram que o tempo desde o isolamento, o grau de isolamento, e a dimensão do fragmento são bons preditores da perda de espécies, e aos de Stouffer e Bierregaard (1995b), que afirmaram que o tamanho do fragmento é um pobre preditor de quais espécies permanecerão no local, uma vez que o tempo de isolamento, distância entre fragmentos e, principalmente, os tipos de vegetação existentes entre eles, exercem forte influência no resultado final. É razoável supor, porém, que eles sejam bons preditores quando se analisa um determinado fragmento; e que a análise de vários fragmentos simultaneamente apresente um grande número de outras variáveis que mascaram essa capacidade de previsão.

Desta forma, os resultados obtidos levam à conclusão que tanto a distância da cidade quanto o nível de fragmentação da mata são bons preditores do número de espécies de aves de mata que existem em um determinado local em Rondônia, e que existe uma redundância de efeitos medidos por essas duas variáveis ambientais. Seria possível, então, utilizar apenas uma das duas variáveis para explicar os dados e para as avaliações subsequentes. Escolheu-se, porém, apresentar o comportamento dos dois componentes isoladamente, como um modo de melhor equacionar o efeito antrópico.

A apresentação das duas variáveis independentemente tem também a função de auxiliar os legisladores e os responsáveis pela delimitação de áreas e projetos: a partir dos dados aqui apresentados, podem-se fazer previsões sobre os possíveis efeitos antrópicos na avifauna, quer se use a distância dos centros urbanos como parâmetro, quer se use o grau de fragmentação da mata.

Figura 6: Relação entre o número de espécies registradas em cada Ponto Amostral e a variável “Distância da Cidade”.

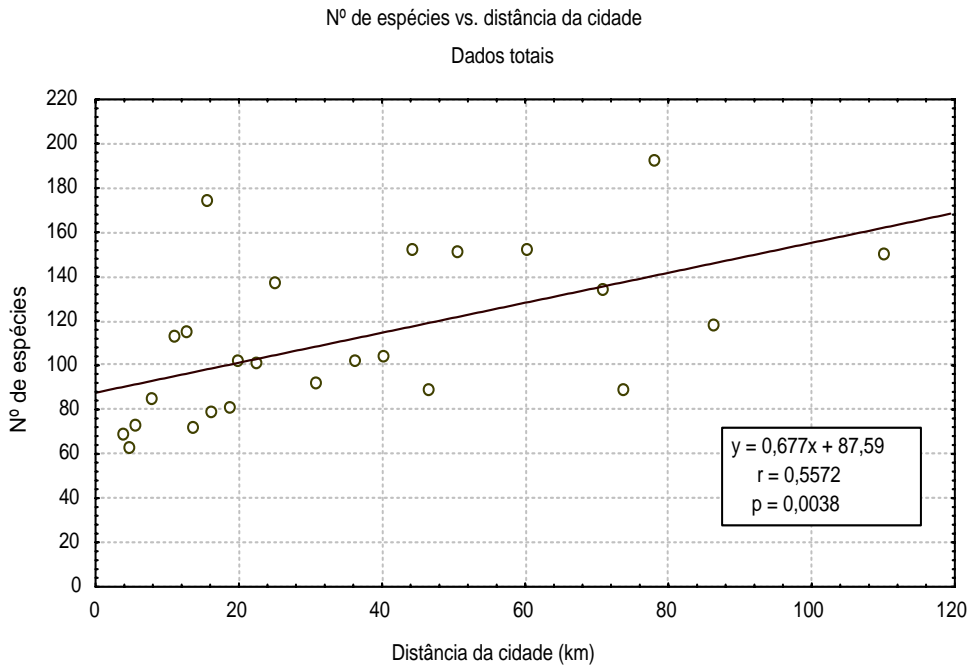


Figura 7: Relação entre número de espécies registradas em cada Ponto Amostral e a variável “Porcentagem de fragmentação”.

Na FIGURA 8, está representada a relação esperada entre o número de espécies de mata registradas durante os levantamentos

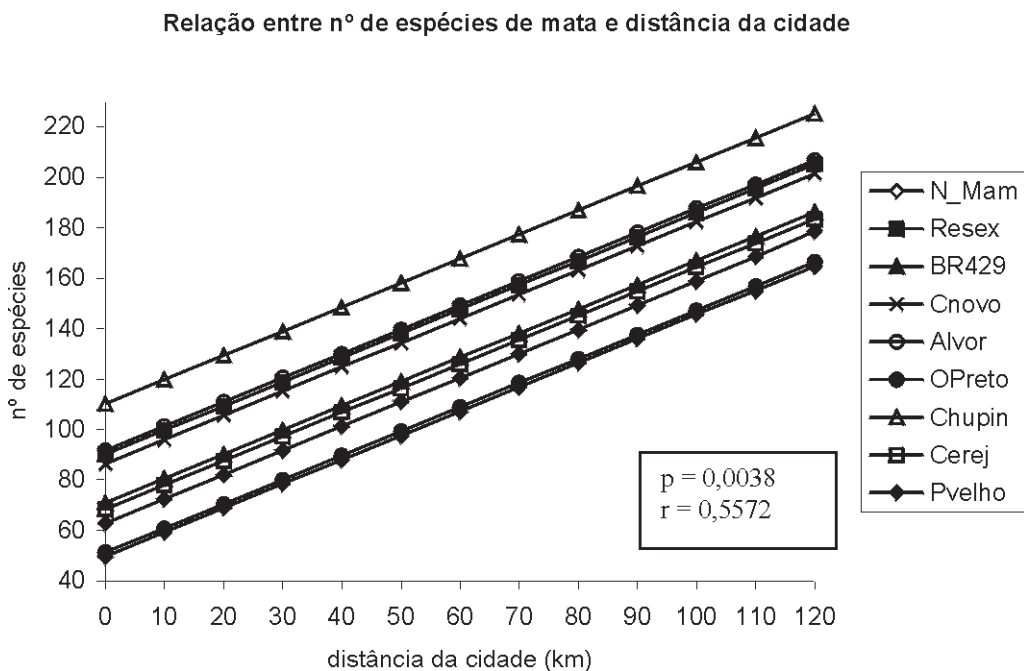
(capturas e observações) e a distância da cidade mais próxima (considerada o centro de dispersão da atividade antrópica), levando-se

em consideração a região. Na FIGURA 9 tem-se a mesma relação, desta vez em função do grau de fragmentação da mata.

Com relação à distância da cidade mais próxima, à medida que se afasta dos centros urbanos, aumenta o número de espécies de aves. A perda média de espécies de aves de mata, quando se sai de 110km para as cercanias das cidades, foi de 59% (variando entre 49 e 68%, dependendo da região tomada). Desta forma, as áreas de proteção ambiental, sejam elas Parques ou Reservas, devem ser dispostas o mais distante possível das cidades, dado o

efeito perturbador que estas exercem. Peres e Terborgh (1995) determinaram que a retirada de produtos da floresta na Amazônia é fortemente influenciada pela dificuldade de acesso e que a distância média percorrida a pé para retirada de produtos da floresta é de cerca de 10km. Os autores sugeriram, então, uma área de isolamento de 10km ao redor das reservas, sem estradas ou rios navegáveis, como medida de preservação. A partir dos dados deste trabalho, verifica-se que essa distância deve ser ainda maior, quando se trata da proximidade de cidades.

Figura 8: Relação esperada, obtida por meio de regressão múltipla, entre o número de espécies de mata registradas durante os levantamentos (capturas e observações) e a distância da cidade mais próxima (considerado o centro de dispersão da atividade antrópica), levando-se em consideração as várias regiões de Rondônia onde foi feito o trabalho.

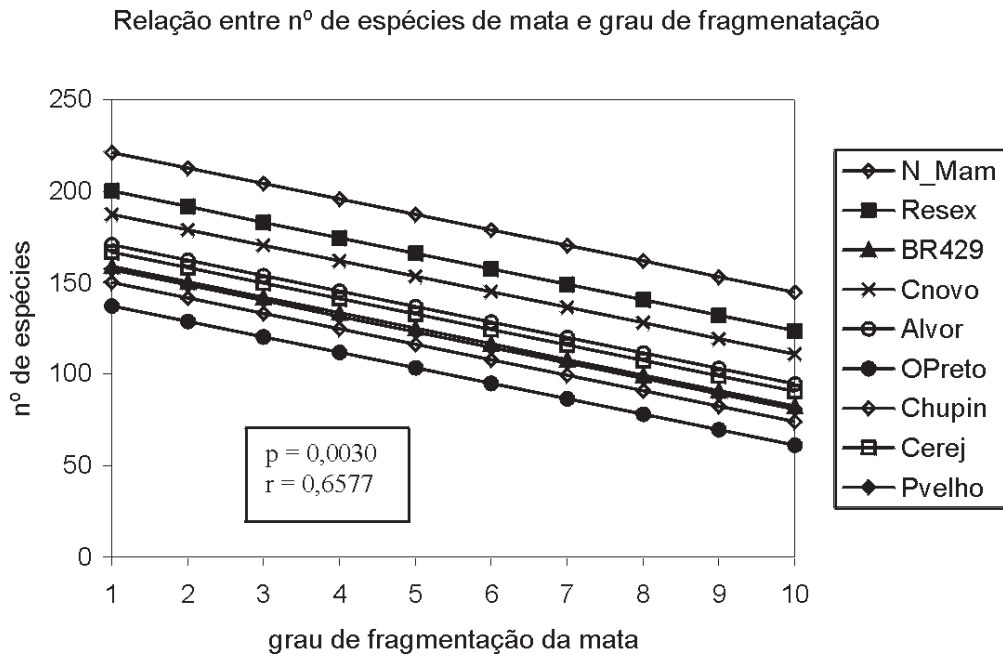


No que se refere ao grau de fragmentação da mata, quanto mais se fragmenta a mata, menor é o número de espécies que permanecem nela. Saindo de uma área sem fragmentação para uma área bastante alterada, observou-se uma perda média de cerca de 70% das espécies (entre 59 e 86%, dependendo da região estudada). Esses resultados confirmam o princípio de

Biogeografia de Ilhas, segundo o qual o número de espécies que permanecerá em uma reserva é função direta da sua área e seu grau de isolamento.

Tão importante, porém, quanto a porcentagem de espécies perdidas é saber quais são essas espécies (Saunders et al. 1991, Cândido Júnior 1993) e como suas freqüências são alteradas, à medida que se provocam

Figura 9: Relação esperada, obtida por meio de regressão múltipla, entre o número de espécies de mata registradas durante os levantamentos (capturas e observações) e o grau de fragmentação da mata, levando-se em consideração as várias regiões de Rondônia onde foi feito o trabalho.



alterações na mata. Mesmo que a espécie continue no local, a diminuição do número de indivíduos é danosa por causa do perigo da depressão de endocruzamento e porque a manutenção do número baixo de indivíduos aumenta as chances de extinção estocástica. Além disso, populações pequenas demais para serem viáveis podem persistir em uma área devido somente à longevidade dos indivíduos. Existem registros de que aves de pequeno porte podem sobreviver de 15 a 20 anos (Saunders *et al.* 1991). Sendo assim, a presença de determinada espécie em um ambiente não é garantia de sua permanência; somente a reprodução com recrutamento e/ou recolonização o são.

Uma análise mais detalhada dessa variação de espécies, bem como uma análise envolvendo guildas tróficas, estão sendo elaboradas e não serão discutidas aqui (Cândido Jr, em preparação)

Um modo de minimizar o efeito da fragmentação seria a conexão dos fragmentos por “corredores” – faixas de ambiente natural

mantidas ou criadas entre fragmentos, que permitam a passagem de indivíduos ou propágulos entre as áreas isoladas – aspecto já sugerido por Wilson e Willis (1975). A existência desses corredores agiria tanto aumentando as taxas de imigração quanto diminuindo as taxas de extinção de espécies no local. O uso de corredores é, entretanto, controverso, uma vez que as várias vantagens advindas dessa estratégia estariam associadas a custos e desvantagens não menos importantes, como mencionado por Simberloff e Cox (1987) e Cândido Jr. (1993), e que estariam relacionados à grande dificuldade de se controlar doenças contagiosas, predadores introduzidos e fogo.

No que tange ao elevado custo da criação de corredores, entretanto, pode-se contra-argumentar dizendo que o custo de sua criação é mais uma forte razão para se planejar antecipadamente a manutenção dessas áreas durante o processo de ocupação antrópica. De qualquer modo, ainda que não há evidências concretas das vantagens ou desvantagens dos

corredores, por falta de comprovação experimental suficiente.

Uma recomendação importante que se obtém dos resultados obtidos no trabalho em Rondônia refere-se às reservas legais dos lotes existentes nas linhas de colonização no Estado (que normalmente apresentam 50 m de frente por 2.000 m de fundo). A legislação ambiental específica que somente 50% do lote pode ser desmatado, sendo preservado o restante como reserva legal, mas a legislação não especifica qual porção do lote deve ser preservado. Uma vez que se constatou que a fragmentação da mata é importante elemento de perda de espécies, devem ser feitos esforços no sentido de manter essas reservas legais unidas, minimizando a fragmentação. Isso pode ser obtido determinando-se que a metade da frente dos lotes seja utilizada, preservando-se a metade do fundo. Essa medida, além de distanciar a área preservada da estrada, une a reserva legal de um lote às reservas dos dois vizinhos dos lados e à reserva dos vizinhos de fundo.

Conclusões

O Estado de Rondônia apresenta uma avifauna rica e diversificada. Essa avifauna tem sido muito afetada pelos processos de degradação ambiental provocados pelas perturbações antrópicas.

Os resultados obtidos nos levantamentos demonstram que as amostragens com redes de captura e com observação direta dos indivíduos foram bastante abrangentes, registrando grande número das espécies presentes. As amostragens durante o período das secas e das chuvas mostraram resultados bastante semelhantes, quando se consideraram todas as espécies e indivíduos registrados/capturados nos dois períodos.

Os levantamentos mostraram ainda que Rondônia apresenta poucas espécies de mata que têm muitos indivíduos e um grande número de espécies com poucos indivíduos, constituindo uma distribuição de abundância típica das matas neotropicais com alta riqueza de espécies. Essa situação indica, ao menos potencialmente,

grande sensibilidade a perturbações ambientais.

As análises exploratórias relacionando as variáveis ambientais medidas (distância da cidade mais próxima, distância da mata mais próxima, distância da rodovia, porcentagem de mata residual, tempo de colonização humana e porcentagem de fragmentação do ambiente) e a riqueza de espécies de cada Ponto Amostral não mostraram nenhum padrão definido, em contraposição aos resultados de vários trabalhos. Entretanto, quando se inseriu nas análises a variável “região”, os padrões se tornaram evidentes, mostrando ser a região um importante fator discriminante. Considerando a região dos levantamentos, obteve-se boa correlação entre a distância da cidade mais próxima e o número de espécies presentes, o mesmo acontecendo com o grau de fragmentação da área, medido em porcentagem de área íntegra. Esses resultados levam à conclusão de que tanto a distância da cidade quanto o grau de fragmentação são bons preditores do número de espécies que existem em um determinado local, pois refletem o impacto das perturbações ambientais. Essas duas variáveis podem também auxiliar os legisladores e técnicos na tomada de decisões concernentes à utilização da terra.

Os resultados deste trabalho mostraram ainda que o principal centro de perturbação antrópica são as cidades, e não as rodovias ou rios (que em muitos locais da Amazônia desempenham o mesmo papel das rodovias). Em relação à distância da cidade mais próxima, à medida em que se distancia da mesma, aumenta o número de espécies de aves de mata.

O grau de fragmentação da mata é também importante elemento preditor da riqueza de espécies de mata em Rondônia que a distância da mata íntegra mais próxima ou o tamanho do fragmento de mata estudado e que, quanto mais fragmentada é a mata em estudo, maior é a perda de espécies em relação ao conjunto original.

Esses dois parâmetros evidenciam que as áreas de proteção ambiental, sejam parques ou reservas, devem ser dispostas o mais distante possível das cidades, dado o efeito perturbador que tais centros exercem, e que essas áreas devem ser o menos fragmentadas possível.

Bibliografia

- Ab'saber, A. N. (1977) Potencialidades paisagísticas brasileiras. *Geomorfologia (Instituto Geográfico da Universidade de São Paulo)*, 55 : —.
- Bierregaard, R. O. (1986) Changes in bird communities in virgin forest and isolated Amazonian forests fragments. *Ibis*, 128 : 166-167
- Bierregaard, R. O. (1990a) Avian communities in the understory of Amazonian forest fragments. Em: Keast, A. (ed.) *Biogeography and ecology of forest bird communities*. Academic Publishing, p. 333-43.
- Bierregaard, R. O. (1990b) Species composition and trophic organization of the understory bird community in a central Amazonian Terra Firme forest. Em: Gentry, A. H. (ed.) *Four neotropical rainforests*. New Haven: Yale University Press, p. 217-36.
- Bierregaard, R. O. e T. E. Lovejoy (1989) Effects of forest fragmentation on amazonian understory birds communities. *Acta Amazonica*, 19 : 215-241.
- Bierregaard, R. O., T. E. Lovejoy, V. Kapos, A. A. Santos e R.W. Hutchings (1992) The biological dynamics of tropical rainforest fragments. *Bioscience*, 42 : 859-866.
- Blake, J. G., F. G. Stiles e B. A. Loiselle (1990) Birds of La Selva Biological Station: habitat use, trophic composition, and migrants. Em: Gentry, A. H. (ed.) *Four neotropical forests*. New Haven: Yale University Press, p.161-82.
- Buschbaker, R. J. (1986) Tropical deforestation and pasture development. *Bioscience*, 36 : 22-28.
- Bush, B. M. (1994) Amazonian speciation: a necessary complex model. *J. Biogeogr.* 21 : 5-17.
- Canaday, C. (1997) Loss of insectivorous birds along a gradient of human impact in Amazonia. *Biol. Conserv.*, 77 : 63-77.
- Cândido Júnior, J. F. (1993) The contribution of community ecology to choice and design of natural reserves. *Ciênc. Cult. (São Paulo)*, 5 : 100-103.
- Catteral, C. P., M. B. Kingston, K. Park e S. Sewell (1998) Deforestation, urbanization, and seasonality: interacting effects on a regional bird assemblage. *Conserv. Biol.*, 84 : 65-81.
- Fearnside, P. M. (1989) Processos predatórios na floresta tropical úmida da Amazônia. *Estudos Avançados*, 3 : 21-35.
- Furtado, B. Desmatamento é recorde no governo FHC. *Folha de São Paulo*, São Paulo, 27 jan. 1998. Brasil, p. 8.
- Gentry, A. H. e L. H. Emmons (1987) Geographic variation in fertility, phenology, and composition of the understory of neotropical forests. *Biotropica*, 19 : 216-227.

- Hurlbert, S. H. (1971) The non-concept of species diversity: a critique and alternative parameters. *Ecology*, 52 : 577-586.
- Ibama (1986) *Diretrizes ambientais para Rondônia*: documento compacto. Brasília: Ibama, 158p.
- Johns, A. D. (1991) Response of Amazonian rain forest birds to habitat modification. *J. Trop. Ecol.*, 7 : 417-437.
- Karr, J. R. (1981) Surveing birds with mist nets. Em: Ralph, C. J., Scott, J. M. (eds.) Estimating numbers of terrestrial birds. *Stud. Avian Biol.* 6 : 62-67.
- Karr, J. R. (1982) Avian extinctions on Barro Colorado Island, Panama: a reassessment. *Am. Nat.*, 119 : 220-239.
- Karr, J. R. (1990) The avifauna of Barro Colorado Island and the Pipeline Road, Panama. In: Gentry, A. H. (ed.) *Four neotropical forests*. New Haven: Yale University Press, p. 183-98.
- Karr, J. R. e K. E. Freemark (1983) Habitat selection and environmental gradients: dynamics in the “stable” tropics. *Ecology*, 64 : 1481-1494.
- Karr, J. R., S. Robinson, J. G. Blake e R. O. Bierregaard Jr. (1990) Birds of four neotropical forests. In: Gentry, A. H. (ed.) *Four neotropical rainforests*. New Haven: Yale University Press, p. 237-69.
- Karr, J. R., D. W. Schemske e N. Brokaw (1982) Temporal variation in the undergrowth bird community of a tropical forest. In: Leigh, E. G., A. S. Rand e D. M. Windsor (eds.) *The ecology of a tropical forest: Seasonal rhythms and long-term changes*. Washington, D. C.: Smithsonian Inst. Press, p. 441-53.
- Kattan, G. H., H. Alvarez-Lopez, M. Giraldo (1994) Forest fragmentation and bird extinction: San Antonio eight years later. *Conserv. Biol.*, 8 : 138-146.
- Krebs, C. J. (1989) *Ecological Methodology*. New York: Harper Collins, 654p.
- Laurence, W. F e R. O. Bierregaard (eds.) (1997) *Tropical forest remnants: ecology, management, and conservation of fragmented communities*. Chicago, Univ. Press.
- Leck, C. (1979) Avian extinction in an isolated tropical wet forest preserve, Ecuador. *Auk*, 96: p. 1-343.
- Lovejoy, T. E. e R. O. Bierregaard (1990) Central Amazonian forests and the Minimum Critical size of Ecosystems Project. Em: Gentry, A. H. (ed.) *Four neotropical rainforests*. New Haven: Yale University Press, p. 60-71.
- Lovejoy, T. E., R. O. Bierregaard, A. B. Rylands, J. R. Malcon, C. E. Quintela, L. H. Harper, K. S. Brown, A. W. H. Powell, G. V. N. Powell, H. O. R. Schubart e M. B. Hayes (1986) Edge and other effects of isolation on Amazon forest fragments. Em: Soulé, M. E. (ed.) *Conservation Biology: the science of scarcity and diversity*. Sunderland: Sinauer, p. 257-285.

- MacArthur, R. H. e E. O. Wilson (1967) *The theory of island biogeography*. Princeton: University Press, _____ p.
- McArdle, B e K. Gaston (1993) The temporal variability of populations. *Oikos*, 67 : 187-191.
- Peres, C. A. e J. H. Terborgh (1995) Amazon nature reserves: an analysis of the defensibility status of existing conservation units and design criteria for the future. *Conserv. Biol.*, 9 : 34-46.
- Ralph, C. J. e J. M. Scott (1981) *Estimating numbers of terrestrial birds*. Lawrence: Allen Press, Cooper Ornithological Society, 630p. (Studies in Avian Biology nº 6).
- Rappole, J. H., W. J. McShea e J. Vega-Rivera (1993) Evaluation of two survey methods in upland avian breeding communities. *J. Field Ornithol.*, 64 : 55-70.
- Ronônia. *Desmatamento em Rondônia: 1978 - 1996*. Porto Velho: Governo de Rondônia, Sedam, Seplan, Ibama, Planaflo, 1997. (Informações obtidas na Internet).
- Salo, J., R. Kalliola, I. Hakkinen, Y. Makinen, P. Nielma, M. Puhakka e P. D. Coley (1986) River dynamics and the diversity of amazon lowland forest. *Nature*, 322 : 254-258.
- Saunders, D. A., R. J. Hobbs e C. R. Margules (1991) Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. *Conserv. Biol.*, 5 : 18-32.
- Stouffer, P. C. e R. O. Bierregaard (1995) Use of amazonian forest fragments by understory insectivorous birds. *Ecology*, 76 : 2429-2445.
- Terborgh, J. W. (1974) Preservation of natural diversity: the problem of extinction prone species. *Bioscience*, 24 : 715-722.
- Terborgh, J. W., S. K. Robinson, T. A. Parker III, C. A. Munn e N. Pierpont (1990) Structure and organization of an Amazonian forest bird community. *Ecol. Monogr.*, 60 : 213-238.
- Thiollay, J. M. (1992) Influence of selective logging on bird species diversity in a Guianan rain forest. *Conserv. Biol.* 6 : 47-63.
- Thiollay, J. M. (1994) Structure, density and rarity in an Amazonian rainforest bird community. *J. Trop. Ecol.* 10 : 449-481.
- Val, A. L., R. Figliulo e E. Feldberg (eds.) (1991) *Bases científicas para a estratégia de preservação e desenvolvimento da Amazônia: Fatos e perspectivas*. Manaus: INPA, 425p.
- Willis, E. O. (1974) Populations and local extinctions of birds on Barro Colorado island, Panama. *Ecol. Monogr.*, 44 : 153-169.
- Willis, E. O. (1979) The composition of avian communities in remanescent woodlots in southern Brazil. *Pap. Avulsos Zool. (São Paulo)*, 33 : 1-25.
- Willis, E. O. (1984) Conservation, subdivision of reserves, and the anti-dismemberment hypothesis. *Oikos*, 42 : 396-398.

Willson, M. F., T. L. DeSanto, C. Sabag e J. J. Armesto (1994) Avian communities of fragmented south-temperate rainforests in Chile. *Conserv. Biol.* 8 : 508-520.

Wilson, E. O e E. O. Willis (1975) Applied Biogeography. Em: Cody, M. L., J. M. Diamond *Ecology and evolution of communities*. Cambridge, Harvard Univ. Press, p. 522-534.

A test for preadaptation to human disturbances in the bird community of the Atlantic Forest

Jorge J. Protomastro¹⁶

The Atlantic forest of eastern Brazil, eastern Paraguay, and Misiones in Argentina, holds a large number of endemic birds (Stotz *et al.* 1996) and its area has been reduced to 12% of its original extension (Brown and Brown 1992). It consists of a great number of fragments, few of them larger than 1000 ha (Fonseca 1985). As a result, it holds one of the highest concentration of endemic birds at risk in South America (Stotz *et al.* 1996). The future of these populations depends on the conservation of the remnant forest patches while the effect of the internal manmade disturbances remains poorly known, but see Aleixo (1999).

The effects of forest fragmentation for birds were recently analyzed using the species-area relationship (Brooks *et al.* 1999a). The number of species at risk in the medium-term future has been estimated by the remnant area of forest suggesting a time-lag for avian extinctions. In spite of this, the role of secondary forest is important because the number of extinctions could be overestimated depending on the value of second-growths for forest birds (Brooks *et al.* 1999a).

Some studies of bird populations along successional gradients in the tropics have shown that total populations were higher in mid- to late-successional stages than in mature stages (Robinson and Terborgh 1997, Robinson *et al.* 2000). The most likely cause of this pattern is a final decrease in aboveground net primary production related to forest age (Gower *et al.* 1996). The opposite trend was

shown by species richness in Amazonia, it increased steadily from mid-successional primary stage to mature forest (Robinson and Terborgh 1997). No data exist for birds in a successional gradient in the Atlantic forest. Regarding selective logging, damage to bird populations seems to be higher in Amazonia than in the Atlantic forest (Aleixo 1999). Undergrowth insectivores and ant-followers were the most affected guilds in Amazonia (Terborgh and Weske 1969, John 1991, Thyollay 1992, Mason 1996, Borges and Guilherme 2000), while canopy omnivores and frugivores also showed sharp changes in composition (Borges and Guilherme 2000). Such sensitive guilds in the undergrowth are apparently absent in the Atlantic forest. Less marked changes have also been observed for canopy birds in the Atlantic forest. In total, 16.4 % of the species shared by unlogged and selectively logged forest in Sao Paulo's Intervalles park showed statistically significant differences, after 12 years of regrowth (Aleixo 1999). Great differences in community organization among lowland forest birds in South America have recently been shown, whereas disturbance histories may have a fundamental role in its differentiation (Robinson *et al.* 2000). On the other hand, the natural regime of disturbances affects life history adaptations such as ecological tolerance and speciation in forest birds (Fjeldsâ and Rahbek 1997). Persistence of the rich endemic avifauna of the Atlantic forest in patches of reduced area was cited as an example of

preadaptation to human disturbance (Brown and Brown 1992, Budiansky 1994, Bencke and Kindel 1999). Brown and Brown (1992) showed the lack of massive animal extinctions after fragmentation in the Atlantic forest. Possible causes for this lack were the complex topography breaking the region up into many different small microhabitats and a high degree of natural disturbance in short and long time scales, leading to adaptive responses in many populations. This relationship is the basis for what is called the preadaptation hypothesis that explains the persistence of said avifauna. In contrast, a time-lag for real extinctions of endangered endemics was proposed (Brooks *et al.* 1999a). Bencke and Kindel (1999) showed the persistence of restricted range bird populations in a reduced and highly fragmented habitat in Rio Grande do Sul. Budiansky (1994) took into account the lack of animal extinctions in the Atlantic forest to suggest the absence of any functional link between species persistence and area of tropical forest.

Seasonal changes were relatively strong and variable in the Atlantic forest (Brown and Brown 1992), specially in the south where winters are more severe. If natural disturbance was an important aspect in the biogeographic history of the Atlantic forest, it is possible that many taxa had been preadapted to some kind of human disturbance. In this study I have checked the prediction that during vegetation development in a human disturbance gradient, the bird community would be preadapted if richness and composition reached a top before vegetation attained the mature stage. Of course, vegetation stages under analysis should have distinct characteristics.

To compare the bird communities along the disturbance gradient I analyzed rank-abundance curves, relative abundance of species, and overall habitat preferences for rare species recorded only once. I also analyzed, species richness, overall density and overall biomass, for guilds and for total birds.

I studied a disturbance gradient starting in a regrowth forest after 25 years of clearcutting to a late-successional forest after

75 years of selective logging and a primary forest remnant in Iguazu National Park, Argentina.

Methods

Study Area

It was located in Iguazu National Park (67000 ha) in Misiones province, Argentina (25° 36' S, 54° 22' W). The area belongs to the broad leaves *Nectandra-Ocotea-Balfourodendron riedelianum* forest with more than one hundred tree species (Protomastro J. *unpublished manuscript*). The Primary Forest (PF) has large trees up to 1.5 m in diameter at breast high (DBH), 20-35 m high and more than 300 years in age (Devoto y Rothkugel 1935). I found one PF remnant in the north of the park near the Iguazu river. This area extended to about 625 ha, it was crossed by a path that branches from Jacaratia trail near La Botera boat port, 7 km northward from the falls. PF area was estimated on a LANDSAT image 1:250000. The area has a series of gentle hills crossed by small streams. The river has an abrupt cliff about 40 m high, but study plots were located >200 m far from the cliff on the top of hills. There were no evidences in the plots of physiographic characteristics relative to the river border. I stressed that this PF remnant was surrounded by selectively logged forest which has 75 years of regrowth and covers near all the park.

The above mentioned primary forest had four strata: 1) Upper stratum 20-35 m height and 70% in cover. The main trees were: *Nectandra lanceolata*, *Nectandra megapotamica*, *Ocotea puberula*, *Ocotea diospyrifolia*, *Balfourodendron riedelianum*, *Cedrella fissilis*, *Patagonula americana*, *Peltophorum dubium*, *Diatenopterix sorbifolia*, *Holocalyx balansae*, *Lonchocarpus leucanthus*, *Lonchocarpus muehlenbergianus* and *Aspidosperma polyneuron*. 2) Medium stratum 10-20 m high and 50% cover. The main trees were: *Cabralea canjearana*, *Bastardiopsis densiflora*, *Alchornea triplinervia*, *Allophyllus edulis*, *Chrysophyllum gonocarpum*, *Chrysophyllum marginatum*, *Guarea pohlii* and *Jacaratia spinosa*. 3) Lower

stratum 5-10 m height and 20-50% in cover. The main trees were: *Trichilia catigua*, *Sebastiania brasiliensis*, *Solanum discolor*, *Banara tomentosa*, *Coussarea contracta* and *Actinostemon concolor*. 4) Shrub-bamboo stratum: <5 m height and 50-100% in cover. The main shrubs were: *Piper gaudichaudianum* and *Sorocea ilicifolia*. The bamboo were: *Chusquea ramosissima* and *Merostachys clausenii*, several ferns were common in the undergrowth. Plant names as in Dimitri (1974) and Torres et al. (1989).

Late successional forest (LS) was selectively logged between 1921-1927, trunks were cut by axes and then kept away by small carts with two wheels 2.7 m high, named *alzaprime* in Spanish, that were dragged by mules (Devoto and Rothkugel 1935). Most of the park was selectively logged, only small remnants have survived in sites with difficult access (Devoto and Rothkugel 1935). The area was placed at Timbo trail, near 2 km south from Timbo parkranger's house on a gentle slope near 2 km in length with a plain on its top of about 1 km surrounded by a depression with bamboo in the eastern side. The sampling plots were placed in the slope and the top on soils similar to that in PF. Logged species after 1920 were: *Cedrella fissilis*, *Balfourodendron riedelianum*, *Tabebuia ipe* and *Cordia trichotoma* (Devoto and Rothkugel 1935). *Acacia tucumanensis* a medium size tree, *Celtis triflora* and *Pisonia aculeata* vines show a sharp increase in abundance at present.

Mid-successional forest (MS) was the second stage in forest development, 10-30 years in age, following *Solanum verbascifolium* stage, 1-10 years in age after ground cleaning (Devoto and Rothkugel 1935). The main trees of MS were *Cecropia pachystachia*, *Bastardiopsis densiflora* and *Alchornea iricurana*. Dense tangle of *Celtis triflora* and *Chusquea ramosissima* intersperse among the forest. MS was placed near the head of Iguazu International Airport at the southern border of the park. It was a 500-250 m forest stripe that was cleared by bulldozers and burned near 25 years ago. One border limited with the old second-growth forest and the other with a shrubland that surrounds the runway.

Three 25 ha plots were settled in PF, each one was crossed by five parallel lines 500 m in length and 0.6 m wide, each one 100 m equidistant. Lines were tagged every 25 m. Three plots of 25 ha were settled in LS, but one was discarded because a sharp change in soil and vegetation was observed during tree censuses. Lines were tagged as in PF. One plot of 24 ha with 12 parallel lines 200 m in length was settled in MS, each one 100 m equidistant. They were tagged as in the other sites.

Vegetation censuses

Trees (>10 cm DBH) were measured and identified to species in 10 x 50 m stripes, every 100 m of transect in each plot. Twenty-five stripes per plot in PF and LS, and 24 per plot in MS, 124 stripes in total. Censuses were made during 1999. Diameters were measured in 10 cm ranges using a series of calibrated grooves, or using a metric tape for the nearest trunks. The stripe width was measured with a rangefinder ($e < 10$ cm). I walked 50 m to the left and then 50 m back to the right on the same transect line to cover the total stripe and gain precision in width assessment. Trees were identified to species. Stems <10 cm DBH were measured in three subsamples of 1.5 x 5 m. Each stem was assigned to the following range: 1-2.5 cm, 2.6-5 cm and 5.1-10 cm in diameter.

Bird censuses

One year before sampling date nearly all species were identified and recorded. Abundance was estimated by fixed-radius point-counts of 25 m – 10 min (Hutto et al. 1986). Point-counts were settled in the same plots and lines that were used for vegetation survey. Each point-count was sampled four times in different our bands between 5:30 – 9:30 h to lower the variance among stations. Samples were obtained during 1998. Each point-count was 100 m equidistant in a 5 x 5 station grid per plot in PF and LS, and in a 12

x 2 grid in MS. Plot characteristics were described in the study area. In total I sampled 75 stations in PF, 50 stations in LS and 24 in MS, 596 point-count censuses in total. Abundance in each station was calculated as bird number / 4 point-counts.

I analyzed point-counts at three levels, whole treatment that included one or several plots, individual plot, and two adjacent point-count separated by >200 m from other point-counts. The whole treatment analysis were used to compare habitat characteristics according to Parker *et al.* (1996) along species with only one record in the whole survey. The plot level was used to analyze richness, rank-abundance curves, species accumulation curves, and total number of observations per species. The two adjacent point-count were selected for comparisons of richness, relative abundance and total biomass by trophic guilds and by total birds with a larger degree of freedom. Independence among samples was improved by a combination of a minimal distance of 200 m between pairs of adjacent stations (the sample unit) and a fixed radius of 25 m at each point-count. The two station analysis used the whole treatment as the source of data but discarded stations separated by <200 m. So, in total I analyzed 18 samples in PF, 12 in LS and 6 in MS.

Assignment of species to guilds

Species recorded in censuses were assigned to 12 guilds based on feeding habits, preferred foraging strata of vegetation and foraging substrate. This classification was based on Parker *et al.* (1996), Sick (1997) and field observations. Bird biomass was based on Belton (1994), some data not available in this study followed Sick (1997) or Robinson *et al.* (2000). I considered the following guilds: Arboreal omnivore, terrestrial omnivore, aerial granivore, terrestrial granivore, frugivore, canopy insectivore, midstory insectivore, understory insectivore, terrestrial insectivore, bark insectivore, nectarivore, and raptor.

Data analysis

Species richness was calculated for birds in each plot. Rank-abundance curves were compared using Kolgomorov-Smirnov two sample test. The number of abundant species (>20 individuals / point-count, four occasions-10 min) and rare species (< 5 individuals / point-count, four occasions-10 min) were also compared using X^2 test. Rare species with one record in the whole survey were compared in 2 x 2 contingency tables using Fisher exact test, according to habitat characteristics PF vs LS and PF vs MS, Species number per guild, total abundance per guild, total biomass per guild and total species number, total birds abundance and total biomass were analyzed using ANOVA statistics. If data did not meet assumptions of parametric statistics, Kruskal-Wallis test was applied. To check ANOVA assumptions I used Bartellet test and examined the distribution of residuals for detection of outlier (residual value > 2 or < -2). To gain precision and sample independence in guild analysis two adjacent stations were averaged and the adjacent station to this pair, discarded. As long as the focus was to analyze the predaptation hypothesis I limited the number of comparisons to those involving PF. For pair testing I used Fisher's Least Significant Differences which gives high power. Total number of comparisons must be one minus the total number of groups in the ANOVA (Fry 1996). This permitted two comparisons, I used PF vs LS and PF vs MS which were relevant in this study. Pair comparisons after Kruskal-Wallis non-parametric ANOVA were based on Dunn test (Zar 1984). Species abundance were compared along the six plots by X^2 test, then contingency tables were subdivided to analyze the weight of each plot on the overall X^2 value (Zar 1984).

Results

Vegetation

Total basal area was 60% higher in one

PF plot than in LS, but it was only higher to a small amount in the other two plots (table 1). Total basal area was significantly lower in MS, whereas tree density was significantly higher because there were twice the number of trees 10-29.9 cm DBH. Conversely, trees 30-69.9 cm DBH were at least 5 times lower in MS plot than in PF and LS plots. There was no relevant difference among PF and LS plots at these

diameters. The most important difference between PF and LS appeared on large trees ≥ 70 cm DBH, PF plots had twice the number of LS plots. Dead trees had similar numbers in PF and LS and were absent in MS. Undergrowth stems including vines 1-4.9 cm DBH had the following order: LS > MS > PF (table 2). Bamboo stems were as higher in number in PF as in MS, but lower in LS.

Table 1. Comparative structural parameters of vegetation among primary and secondary plots in the Atlantic Forest of Iguazu National Park, Argentina.

Plot ¹	Basal area	Total trunk density	Trunk density	Trunk density	Trunk density	Total dead tree density
	Trees >10 cm DBH	Trees >10 cm DBH	Trees 10-29.9 cm DBH	Trees 30-69.9 cm DBH	Trees >70 cm DBH	
	m ² /ha	n/ha	n/ha	n/ha	n/ha	n/ha
PF1	21.5 ± 10.6	426.4 ± 82.9	291.2 ± 65.2	124.0 ± 33.9	11.2 ± 12.5	31.2 ± 20.2
PF2	16.0 ± 5.6	401.6 ± 75.1	284.0 ± 57.0	112.8 ± 36.9	9.6 ± 13.1	34.4 ± 24.1
PF3	14.9 ± 4.3	434.4 ± 79.0	328.8 ± 69.8	105.2 ± 34.2	9.6 ± 11.5	36.8 ± 23.0
LS1	13.2 ± 3.3	433.6 ± 62.6	326.4 ± 60.0	107.2 ± 45.3	3.2 ± 5.4	39.2 ± 21.8
LS2	13.8 ± 3.6	476.0 ± 91.8	374.4 ± 87.9	96.8 ± 26.0	5.6 ± 8.5	40.0 ± 22.4
MS	8.4 ± 2.5	606.7 ± 196.1	588.0 ± 189.0	18.3 ± 16.8	0	0

¹25 plots of 500 m² in PF (pristine forest) and LS (late second-growth forest), and 24 plots of 500 m² in MS (mid-second-growth forest).

Table 2. Comparative parameters of undergrowth stems and bamboo densities in primary and secondary forest plots.

Plot ¹	Stem density 1-4.9 cm DBH n / 1000 m ²	Stem density 5-10 cm DBH n / 1000 m ²	Bamboo density n / 1000 m ²
PF1	1038 ± 8	71 ± 1.4	1038 ± 11.3
PF2	831 ± 4	69 ± 1.1	1164 ± 11.1
PF3	994 ± 7	71 ± 1.2	1444 ± 13.7
LS1	1665 ± 9	80 ± 1.3	601 ± 11.4
LS2	1388 ± 6	117 ± 2.6	496 ± 7.0
MS	1138 ± 12	96 ± 1.5	1428 ± 27.3

¹25 plots in PF (pristine forest) and LS (late second-growth forest), and 24 plots in MS (mid-second-growth forest). Each plot was composed of three subsamples of 1.5 x 5 m.

Tree basal areas of two important successional species were significantly lower in PF (table 3). A midstory tree species was exclusive of PF. The main timber tree, *Cedrella fissilis*, had twice as much basal area in PF than in any disturbed forest. The number of tree species per plot was similar in PF and LS, but

significantly lower in MS. Late second-growth had a well developed structure but proved to have sharp differences with PF in structure and abundances of some sensitive species. Thus, forest structure and composition was consistent with stage of vegetation development after disturbance.

Table 3. Number of tree species and basal area of selected tree species. Tree species / 25 ha plot, basal area in cm² / ha.

	PF1	PF2	PF3	LS1	LS2	MS
Tree species >10 DBH	65	66	67	65	63	35
<i>Cedrella fissilis</i>	7811	10425	13023	2771	3901	1529
<i>Simira sampaioana</i> ¹	2104	1892	808	0	0	0
<i>Acacia tucumanensis</i>	1970	1327	3022	11947	6821	3573
<i>Cecropia pachystachya</i>	283	479	832	1436	2072	33073

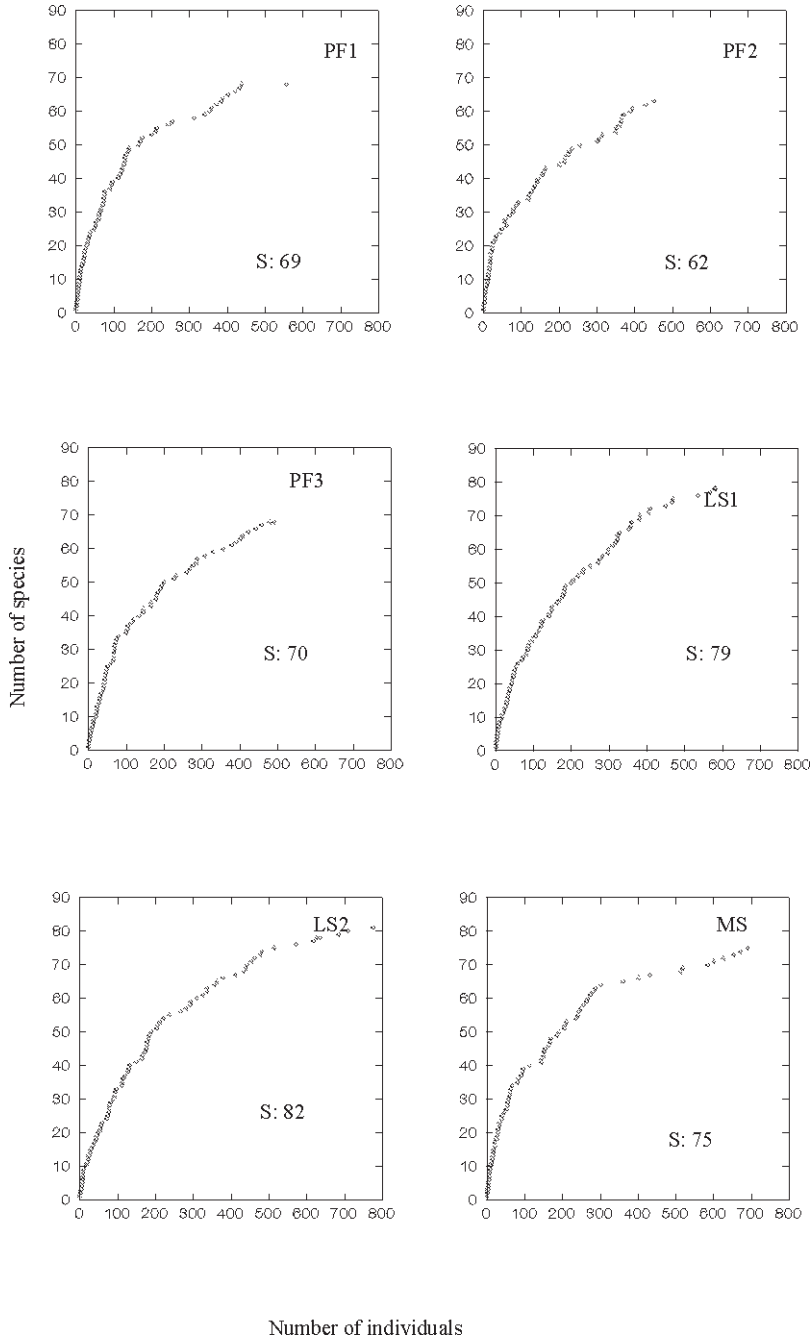
¹ Species identification by Herrera, J. (1999 pers. comm.)

Bird community structure

Point-counts recorded 126 species and 3533 individuals. Forty-three were Atlantic

forest endemics, while six were near-threatened (Brooks *et al.* 1999a). All plots had near asymptotic species accumulation curves (figure 1).

Figure 1. Species accumulation curves for bird communities of pristine forest (PF), late second-growth forest (LS) and mid-second-growth forest (MS). S: species number.



Restricted habitat species

PF accumulated 16 species not recorded in LS, and LS accumulated 20 species not recorded in PF. Whereas, MS accumulated 10 species not recorded in both PF and LS plots. In order to see if forest development shows any pattern associated with these exclusive species I analyzed their habitat preferences using Parker's databases (table 4; Parker *et al.* 1996). *Tapera naevia* and *Troglodytes aedon* were not included in Parker's Atlantic forest list but are present at high numbers in a 250 ha old second growth patch in Willis's study (1979), thus

secondary forest was considered as part of their habitat. The number of restricted habitat species belonging to primary forest (F1 in Parker's databases) and the number of edge species plus secondary habitat species (F1E and/or F15) did not showed statistically significant differences along PF vs LS and PF vs MS comparisons ($P < 0.05$, Fisher exact test). Thus, PF composition did not show any evidence of a higher successional stage compared with LS and MS related to rare species. However, a larger sample size in MS, comparable to that of the other treatments, would show some difference at this point.

Table 4. Habitat characteristics of species with a single record sensu Parker *et al.* (1996).

Species recorded in PF	Habitat	Species recorded in LS	Habitat	Species recorded in MS	Habitat
<i>Campostoma obsoletum</i>	F15	<i>Celeus flavescens</i>	F15, F1	<i>Arremon flavirostris</i>	F1E
<i>Coccyzus americanus</i>	F15	<i>Corythopsis delalandii</i>	F1	<i>Cnemotricus fuscatus</i>	F1E, F15
<i>Colonia colonus</i>	F15, F1E	<i>Drymophila rubricollis</i>	F1	<i>Coryphospingus cuculatus</i>	F1E, F15
<i>Contopus cinereus</i>	F15, F1E	<i>Euphonia violacea</i>	F15, F1E	<i>Euphonia chlorotica</i>	F1E, F15
<i>Conopias trivirgata</i>	F1	<i>Forpus xanthopterygius</i>	F1E, F15	<i>Crypturelus tataupa</i>	F1E, F15
<i>Cyclarhis gujanensis</i>	F15, F1E	<i>Glaucidium brasilianum</i>	F15, F1E	<i>Cyclarhis gujanensis</i>	F1E, F15
<i>Hemitriccus diops</i>	F1	<i>Grallaria varia</i>	F1	<i>Saltator similis</i>	F1E, F15
<i>Myiopagis viridicata</i>	F15, F1	<i>Icterus cayanensis</i>	F15, F1	<i>Turdus amaurochalinus</i>	F1E, F15
<i>Nyctibius griseus</i>	F15, F1E	<i>Ictinia mississippiensis</i>	F1 ³	<i>Antracocorax nigricollis</i>	F15, F1E
<i>Otus choliba</i>	F15, F1E	<i>Megarynchus pitangua</i>	F15, F1E		
<i>Parula pitiayumi</i>	F15, F1	<i>Mionectes rufiventris</i>	F1		
<i>Pyrrhocomma ruficeps</i>	F15, F1	<i>Odontophorus capueira</i>	F1		
<i>Tangara seledon</i>	F15, F1	<i>Piculus aurulentus</i>	F1		
<i>Tapera naevia</i>	F1E ²	<i>Schiffornis virescens</i>	F15, F1		
<i>Todirostrum plumbeiceps</i>	F15, F1E	<i>Stephanoxis lalandii</i>	F15		
<i>Tolmomyias sulphurescens</i>	F15, F1	<i>Synallaxis cinerancens</i>	F1		
		<i>Tersina viridis</i>	F15, F1E		
		<i>Tinamus solitarius</i>	F1		
		<i>Troglodytes aedon</i>	F1E ²		
		<i>Turdus subalaris</i>	F15, F1		

¹ Ecological and Distributional Databases (Parker y otros 1996): F1 primary forest species; F1E primary forest edge species; F15 secondary forest species.

² Willis E. O. (1979).

³ Pers. obs. 1998.

The χ^2 test of homogeneity or the binomial homogeneity test showed statistical differences in abundance for 31 species along one or more study plots (table 5). Subdivision of the contingency table showed that four species had consistent increases in all three PF plots. But only one of them, *Automolus leucophtalmus* was restricted to Parker's primary forest habitat. Six species showed increments

restricted to LS, again only one of them, *Turdus albicollis*, was restricted to Parker's primary forest. The largest change appeared in MS, 13 species showed statistically significant increments in this treatment exclusively, all they were generalist species according to Parker's databases (Parker *et al.* 1996). In addition, MS has had a sharp drop/absence for three species.

Table 5. Total number of observations per 100 point-counts for bird species departing from the homogeneous distribution among the six plots by χ^2 test.

	PF1	PF2	PF3	LS1	LS2	MS	χ^2	p	Forest treatment trend ²
<i>Aratinga leucophtalma</i>	4	2	11	8	11	39.6	73.4	0.001	MS
<i>Arremon flavirostris</i>	0	0	0	0	0	12.5	-	0.001 ¹	MS
<i>Automolus leucophtalmus</i>	6	10	17	0	4	0	34.0	0.001	PF
<i>Baryphthengus ruficapillus</i>	7	1	5	2	19	0	43.1	0.001	-
<i>Basileuterus culicivorus</i>	73	53	52	78	99	46.9	30.0	0.001	LS
<i>Cacicus haemorrhous</i>	9	1	2	13	28	12.5	44.0	0.001	LS-MS
<i>Capsiempis flaveola</i>	1	2	3	3	1	54.2	211.1	0.001	MS
<i>Cnemotriccus fuscatus</i>	0	0	0	0	0	15.6	-	0.001 ¹	MS
<i>Conirostrum speciosum</i>	21	30	24	2	3	14.6	41.3	0.001	LS
<i>Coriphospingus cuculatus</i>	0	0	0	0	0	10.4	-	0.02	MS
<i>Corythopsis delalandi</i>	0	0	0	4	40	12.5	132.0	0.001	MS
<i>Dysithamnus mentalis</i>	21	28	16	27	41	21.9	14.4	0.05	-
<i>Euphonia chlorotica</i>	0	0	0	0	0	11.5	-	0.001 ¹	MS
<i>Habia rubica</i>	42	19	28	28	62	2.1	67.3	0.001	MS
<i>Hemithraupis guira</i>	24	26	16	3	2	4.2	47.2	0.001	PF
<i>Mackenziaena severa</i>	2	0	2	14	11	12.5	28.1	0.001	LS-MS
<i>Myiornis auricularis</i>	43	12	22	26	8	15.6	23.5	0.001	-
<i>Myiopagis viridicata</i>	0	2	10	0	0	26.0	84.6	0.001	MS
<i>Parula pitiayumi</i>	17	13	15	0	0	0	45.5	0.001	PF
<i>Piaya cayana</i>	8	15	14	31	7	16.7	24.4	0.001	-
<i>Pionus maximiliani</i>	9	35	8	4	1	4.2	76.2	0.001	-
<i>Pyriglena leucoptera</i>	1	0	3	7	6	12.5	21.4	0.001	MS
<i>Ramphastos toco</i>	1	0	3	10	4	17.7	37.7	0.001	MS
<i>Saltator similis</i>	0	0	0	0	0	37.5	-	0.005 ¹	MS
<i>Sittasomus griseicapillus</i>	19	21	15	10	8	8.3	11.5	0.05	PF
<i>Thamnophilus caerulescens</i>	0	0	1	1	1	24.0	101.0	0.001	MS
<i>Todirostrum plumbeiceps</i>	0	0	1	0	0	15.6	-	0.003 ¹	MS
<i>Trogon rufus</i>	4	3	3	5	14	3.1	17.3	0.01	-
<i>Turdus albicollis</i>	0	0	2	20	26	6.3	69.3	0.001	LS
<i>Turdus rufiventris</i>	2	0	0	12	13	18.8	41.7	0.001	LS-MS
<i>Vireo olivaceus</i>	3	0	1	1	0	21.9	81.8	0.001	MS

¹Binomial test.

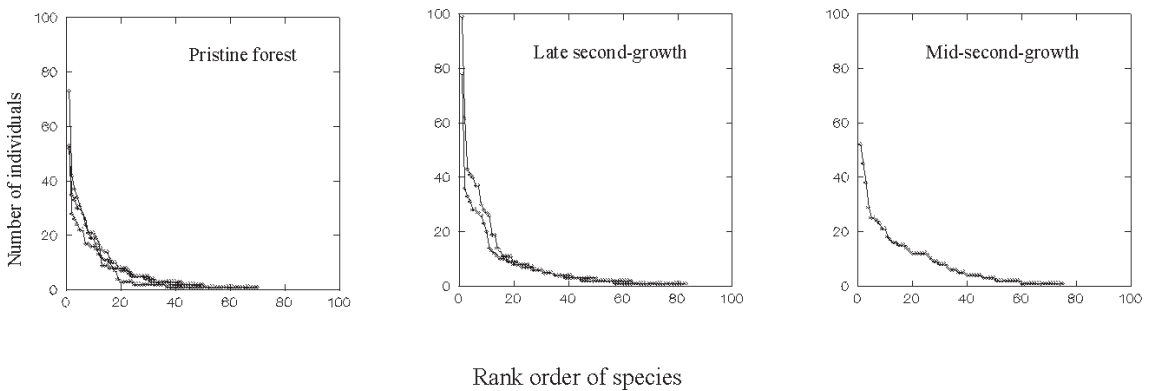
²By subdivision of the contingency table, PF (primary forest), LS (late second-growth forest) and MS (mid-second-growth forest) plots were analyzed.

Rank abundance curves

All six rank abundance curves (figure 2) were significantly different according to Kolmogorov-Smirnov two sample test ($P < 0.05$). This resulted from large variations in numbers among plots in the most abundant species. In spite of this, all plots showed one or

two species with more than 50 individuals per point-count (four occasions-10 min), 6-11 species with more than 20 and less than 50 individuals per point-count, and 35-48 rare species with less than 5 individuals per point-count. Thus, χ^2 test showed no statistical differences among the number of abundant and rare species for all six plots.

Figure 2. Rank-abundance curves for the bird communities of Iguazu forest. Number of individuals per plot. Twenty five point counts in pristine forest and late second-growth, and 24 point counts in mid-second-growth (4 occasions-10 min).



All birds and guild structure

Total species number was statistically lower in PF, it reached as much as 74% of the value observed in disturbed sites (table 6 and 7). In addition, total population number was statistically lower in PF, it reached as much as 75% of the value observed in disturbed sites. On the other hand, total biomass had a relative lower value, it reached only 46% of the value observed in disturbed sites.

Eight out of 12 guild showed some differences among forest treatments in species number, number of individuals, or total biomass. Only the number of species of arboreal granivore was higher in PF, but no difference emerged in number of individuals or biomass. Frugivores, midstory insectivores, understory insectivores, terrestrial insectivores and nectarivores were higher in species number, number of individuals and total biomass in LS or MS. Bark insectivores were higher in LS

than in PF in total biomass only. So, the only guild lowered in number by forest disturbance was arboreal granivores mainly due to a higher number of *Pionus maximiliani* species in PF plots (table 4). As this species was not restricted to primary forest (Parker *et al.* 1996) the difference was not relevant for this study.

Discussion

It has been shown that measurement of species richness increases with sampling area (Mac Arthur and Wilson 1967) as well as with sampling effort (James and Rathbun 1981). In this study sampling effort varied along forest type. So, how varied was richness along forest type? At pairs of point-counts level, primary forest had lower richness (12.5 vs 16.8-17 species). A similar pattern arose at plot level, there where 62-70 species in pristine plots vs 79-82 species in late successional plots, and 75

Table 6. Species richness, population abundance and biomass along a disturbance gradient in Iguazu National Park, Argentina. Values are mean numbers / 4 point-count \pm SE.

		Primary Forest (PF)	Late Second- Growth Forest (LS)	Middle Second-Growth Forest (MS)
Omnivore				
Arboreal	No. Species	3.73 \pm 0.25	5.63 \pm 0.46	5.09 \pm 0.35
	No. Individuals	6.34 \pm 0.79	8.17 \pm 0.84	8.09 \pm 0.94
	Biomass	270.55 \pm 32.35	484.75 \pm 52.80	62.80 \pm 35.45
Terrestrial	No. Species	0	0.04 \pm 0.01	0
	No. Individuals	0	0.04 \pm 0.04	0
	Biomass	0	0.65 \pm 0.01	0
Granivore				
Aerial	No. Species	0.30 \pm 0.10	0.25 \pm 0.15	0.15 \pm 0.10
	No. Individuals	0.81 \pm 0.28	0.59 \pm 0.30	1.25 \pm 0.80
	Biomass	166.35 \pm 68.15	81.65 \pm 54.15	105 \pm 66.65
Terrestrial	No. Species	0.17 \pm 0.01	0.17 \pm 0.07	0.34 \pm 0.17
	No. Individuals	0.17 \pm 0.01	0.21 \pm 0.10	0.67 \pm 0.31
	Biomass	78.90 \pm 27.55	127.40 \pm 65.90	217.00 \pm 98.15
Frugivore				
	No. Species	0.70 \pm 0.16	1.50 \pm 0.21	1.34 \pm 0.31
	No. Individuals	0.81 \pm 0.16	2.09 \pm 0.32	2.69 \pm 1.10
	Biomass	368.75 \pm 80.20	409.7 \pm 96.10	963.1 \pm 327.25
Insectivore				
Canopy	No. Species	1.61 \pm 0.22	1.5 \pm 0.20	1.25 \pm 0.22
	No. Individuals	2.25 \pm 0.27	2.38 \pm 0.35	1.75 \pm 0.22
	Biomass	31.95 \pm 5.50	32.65 \pm 5.25	23.85 \pm 1.76
Midstory	No. Species	2.06 \pm 0.17	2.21 \pm 0.19	2.67 \pm 0.17
	No. Individuals	3.17 \pm 0.28	4.75 \pm 0.63	4.50 \pm 0.71
	Biomass	121.65 \pm 18.80	183.90 \pm 32.00	159.00 \pm 24.75
Understory	No. Species	2.06 \pm 0.24	2.96 \pm 0.33	4.00 \pm 0.64
	No. Individuals	5.00 \pm 0.62	5.67 \pm 0.80	7.75 \pm 1.87
	Biomass	61.30 \pm 7.15	90.15 \pm 14.45	109.85 \pm 25.45
Terrestrial	No. Species	0.03 \pm 0.03	0.59 \pm 0.12	0.54 \pm 0.11
	No. Individuals	0.03 \pm 0.03	0.96 \pm 0.21	0.59 \pm 0.20
	Biomass	2.73 \pm 2.72	35.13 \pm 6.73	8.75 \pm 3.01
Bark	No. Species	1.70 \pm 0.26	1.96 \pm 0.19	1.25 \pm 0.25
	No. Individuals	2.42 \pm 0.42	2.54 \pm 0.30	1.75 \pm 0.36
	Biomass	71.60 \pm 14.60	168.59 \pm 37.30	132.4 \pm 44.00
Nectarivore	No. Species	0.09 \pm 0.05	0.31 \pm 0.10	0.42 \pm 0.16

Table 7. ANOVA results for guilds and total bird population among forest treatments.

Guild		MS	MS	df	df	F value or KW value	P	P for Fisher's LSD test or Dunn test after KW ANOVA	
		Forest type	Error	Forest type	Error			PF vs CSG	PF vs YSG
Omnivore									
Arboreal	No. Species ^L	0.105	0.011	2	33	9.12	0.001	0.001	0.015
	No. Individuals ^L	0.081	0.036	2	33	2.25	ns	0.071	ns
	Biomass (g)	360995.4	94632.0	2	33	6.99	0.003	0.001	0.225
Terrestrial	No. Species	-	-	-	-	2.00	ns	-	-
	No. Individuals	-	-	-	-	2.00	ns	-	-
	Biomass (g)	-	-	-	-	2.00	ns	-	-
Granivore									
Arboreal	No. Species	0.105	0.011	2	33	9.12	0.001	0.001	0.015
	No. Individuals	-	-	-	-	0.60	ns	-	-
	Biomass (g)	-	-	-	-	1.10	0.58	-	-
Terrestrial	No. Species	-	-	-	-	1.03	ns	-	-
	No. Individuals	-	-	-	-	2.12	ns	-	-
	Biomass (g)	-	-	-	-	1.65	ns	-	-
Frugivore									
	No. Species	0.274	0.046	2	33	6.01	0.006	0.002	0.043
	No. Individuals ^T	0.575	0.065	2	33	3.90	0.001	0.001	0.002
	Biomass (g)	-	-	-	-	13.04	0.001	0.01	0.001
Insectivore									
Canopy	No. Species ^L	0.008	0.033	2	33	0.27	ns	ns	ns
	No. Individuals ^L	0.015	0.023	2	33	0.65	ns	ns	ns
	Biomass (g) ^T	0.013	0.055	2	33	0.24	ns	ns	ns
Midstory	No. Species ^L	0.025	0.012	2	33	2.17	ns	ns	0.045
	No. Individuals	41.00	11.00	2	33	3.73	0.035	0.015	0.097
	Biomass (g) ^L	0.167	0.195	2	33	1.60	0.217	ns	ns
Understory	No. Species	36.81	5.39	2	33	6.95	0.003	0.043	0.001
	No. Individuals	68.1	37.2	2	33	1.83	0.176	ns	0.065
	Biomass (g)	25672	7598	2	33	3.38	0.046	0.085	0.024
Terrestrial	No. Species	-	-	-	-	19.39	0.001	0.001	0.005
	No. Individuals	-	-	-	-	19.24	0.001	0.001	0.01
	Biomass (g)	-	-	-	-	18.88	0.001	0.001	0.10
Bark	No. Species ^T	0.051	0.037	2	33	1.35	ns	ns	ns
	No. Individuals	0.035	0.053	2	33	0.68	ns	ns	ns
	Biomass (g) ^L	0.25	0.22	2	33	2.45	0.192	0.031	ns
Nectarivore									
	No. Species	-	-	-	-	5.63	0.060	ns	0.03
	No. Individuals	-	-	-	-	6.35	0.042	ns	0.01
	Biomass (g)	-	-	-	-	7.00	0.030	ns	0.01
Raptor									
	No. Species	-	-	-	-	0.23	ns	-	-
	No. Individuals	-	-	-	-	0.33	ns	-	-

^LLog₁₀ transformation

species in the mid- successional plot. But at total sampling level minor differences were found, pristine area held 94 species (1457 individuals) and late successional forest 98 species (1386 individuals). Mid-successional forest was not included in this comparison because it had only one plot. Thus, to a large scale richness was higher only to a small amount in late successional second-growth. This trend implied a greater spatial heterogeneity in pristine forest than in second-growth forest.

Species composition was similar between primary forest and late second-growth, only one species had consistent higher abundance in all primary forest plots. Mid-second-growth showed large differences in bird composition, there was a sharp increase in edge species and a lost of primary forest species. Thirty three primary forest species were absent in mid-second-growth, although differences in sampling effort could be in part responsible for that. In addition, some bird species could have been transients from the adjacent late second-growth forest.

The overall similarity in composition of the bird communities of pristine forest and late second-growth forest contrasts with larger changes in vegetation structure. The lower number of large trees and the related higher number of stems in the undergrowth, including vines, have had relatively low influence on bird community composition. On the other hand the Amazonian bird community showed sharp differences in composition for undergrowth birds in primary forest and second-growth forest (Terborgh and Weske 1976, Thiollay 1992, Mason 1996). Species number dropped sharply after logging in several Amazonian studies (Johns 1991, Thiollay 1992, Mason 1996), in contrast it showed slightly lower values in Malaysia (Wong 1985, Lambert 1992, Johns 1992) and it showed an increase in the Atlantic Forest (Aleixo 1999 and present study). This trend suggests different biogeographic characteristics related to forest disturbance.

Although selective logging altered vegetation structure and composition in the long run, these treatment had minimal negative effects on restricted habitat bird

species. Besides, many species increased in abundance probably as a result of an increase in insect and fruit production. There was a 100% higher bird biomass in both late and mid-successional forest. Effects on insectivore birds were related to mid and lower strata of vegetation, while omnivore and frugivore increments represented a more general pattern. This result is consistent with other tropical studies that found a higher total population number and biomass in late second-growth forest (Robinson *et al.* 2000) or in late successional primary forest (Robinson and Terborgh 1997). Other studies that found the opposite trend (Wong 1986, Thiollay 1992) seem to reflect strong disturbances which were measured after a short period of regrowth, i.e. more than three trees / ha cut and dragged using bulldozers (see Johns 1985, Mason 1996).

The preadaptation hypothesis suggested by Brown and Brown (1992) on the basis of the low number of extinctions observed in the Atlantic forest is supported for this bird community. Community responses in Iguazu forest pointed out the value of second-growths for forest birds which may play an important role preventing bird extinctions as most of the forest has been selectively logged. Well structured second-growth forest should be considered an important habitat for many forest bird species.

The remnant area of primary forest was used to infer a 41% of endemic species extinctions in the Atlantic forest in the near future (Brooks *et al.* 1999a), the present study showed that secondary forest should be included for bird populations maintenance in the future according to its value.

A time lag for extinctions is the alternative hypothesis for bird persistence at present in forest fragments of the Atlantic forest. Time lag for bird species extinctions in fragments of 1000 ha of tropical forest has been estimated in 25-100 years (Brooks *et al.* 1999b). Thus, species extinction could have homogenized bird communities of the pristine remnant analyzed and late second-growth after the logging event which occurred between 1921 and 1927 (see also Christiansen and Pitter

1997). To check the latter possibility I analyzed bird extinctions in the late century. A macaw species was cited for the area (*Ara chloroptera*) but suffered extinction after very low anthropogenic disturbance, presumably after 1900 (Chebez 1993). Another species (*Propyrrhura maracana*) disappeared after 1950 (Saibene *et al.* 1996). *Pipile jacutinga* was common in the area before large anthropogenic disturbance, but it is still present now at very low densities (Sick 1997, Delegación Técnica NEA, APN, Argentina, *unpublished manuscripts* 1997, 1998). Crested eagles (*Harpia harpyja*, *Morphus guianensis* and another three species) were present at low densities (Olrog 1985, Saibene *et al.* 1993, Chebez 1994, Delegación Técnica NEA, APN, Argentina, *unpublished manuscripts* 1997, 1998). *Claravis godefrida* is known from few records (Saibene *et al.* 1996). *Platycinchla flavipes* was recorded in the early part of the last century (Saibene *et al.* 1996). No other local extinctions, quasi-extinction or severe population drops have been recorded or presumed. These are all the forest dweller species having conservation concern listed for Iguazu. Some other species on custody by the IUCN in Misiones (Collar *et al.* 1994) have different habitat requirements, and others have had several new recent records in Iguazu (Delegación Técnica NEA, APN, Argentina, *unpublished manuscripts* 1987, 1998, Protomastro J. pers. obs. 1998 (e.g. *Dryocopus galeatus*, *Pionopsitta pileata*). In short, approximately 10 species have been recorded having population drops in the area including crested eagles, this is a low number compared with an estimation of 50% due to forest fragmentation after a comparable time-lag as it analyzed in Brooks *et al.* (1999b). Thus, the bird communities of primary forest and late second-growth forest were not homogenized after primary forest reduction to an amount which introduces a serious bias in the comparison in these bird communities.

Some bird populations in second-growths may be locally unsustainable and dependent on source populations of adjacent less damaged or primary areas as stressed by Aleixo (2001: chapter in this book). However, late second-

growth in my study can not be affected by other well preserved area that function as a source of individuals. Late second-growth is the largest area of Iguazu National Park, Argentina (INP: 67000 ha) and covers almost the whole park, only a few patches of primary forest <1000 ha presumably remain. IPN was exploited by a large company between 1921-1927 that set grids of 0.5-km equidistant lines over almost all the property (now INP) to extract logs, this activity was well documented in Devoto and Rothkugel (1935). No support was found for source-sink dynamics between mature and late secondary forest.

Only a small area of Atlantic forest has reached the new century, it is important to show how difficult it will be to achieve a recovering process for the regional biodiversity. The bird community of a well structured secondary forest with an overall 400 tree / ha, 100 of them in the range 30-70 cm DBH was similar to that of a primary forest. If a rough estimate were to be made of the time needed to get forest development to this point, *Cedrella fissilis* a slow growing species common in the canopy which has well defined annual rings (G. Goldstein *pers.com.*) could be used. It has a growing rate of nearly 1 cm / year the first 50 years (Devoto and Rothkugel 1935). Considering that 30-70 cm DBH tree class is responsible for the key structural characteristic of a well structured second-growth forest, the mid value of that class would represent 50 years of growth. Then, considering a good availability of propagules (see Negrelle 1995) this time will roughly be needed to recover the bird community after a clearcut episode.

The remnant area of Atlantic forest (or Paranaense forest) in Misiones, Argentina was 11000 km² in 1991 (Laclau 1994), near 35% of which is protected. In the last years the pattern of land use has been changing in relation to increased human necessities. Present data shows the importance of second-growth forest to maintain avian diversity in a regional context including protected and productive areas.

At present the lack of information about community dynamics in other areas of the

Atlantic forest does not permit to generalize these results. More species are present in core areas of the region, while this study shows community dynamics near the southern edge. It will be of great importance to survey birds along forest disturbances in different points of the Atlantic forest to precise the value of second-growth for conservation and land use projects.

Acknowledgment

I thank J. Albuquerque to give me the

opportunity for writing this chapter. I thank J. Herrera and M. Castelino who assisted in bird identification and J. Herrera in tree identification before this study. I thank Haydée Gonzalez for English improvement and corrections. Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas, Argentina (CONICET) supported my investigations. I am grateful to Administracion de Parques Nacionales, Argentina, for logistic support and for allowing me the privilege to study birds in Iguazu National Park.

Bibliography

Aleixo, A. (1999) Effects of selective logging on a bird community in the Brazilian Atlantic forest. *Condor* 101:537-548.

Aleixo, A. (2001) Conservação da avifauna da Mata Atlântica: Efeito da fragmentação forestal e a importância de florestas secundárias, p. 199-206. Em: Albuquerque, J.L.B., J. F. Candido, F. C. Straube and A. L. Roos (eds.) *Ornitologia e Conservação: da ciência às estratégias*. Sociedade Brasileira de Ornitologia, Curitiba, Paraná.

Belton, W. (1994) *Aves do Rio Grande do Sul: Distribuição e biologia*. São Leopoldo: UNISINOS.

Bencke, G. A. and A. Kindel (1999) Bird counts along an altitudinal gradient of Atlantic forest in northeastern Rio Grande do Sul, Brazil. *Ararajuba* 7:91-107.

Borges, S. H. and E. Guilherme (2000) Comunidade de aves em um fragmento florestal urbano em Manaus, Amazonas, Brasil. *Ararajuba* 8:17-23

Brooks, T., J. Tobias and A. Balmford (1999a) Deforestation and bird extinction in the Atlantic forest. *Animal Conserv.* 2:211-222.

Brooks T. M., S. L. Pimm and J. O. Oyugi. (1999b) Time lag between deforestation and bird extinction in tropical forest fragments. *Conserv. Biol.* 13:1140-1150.

Brown, K. S. and G. G. Brown (1992) Habitat alteration and species loss in Brazilian forest. In: T. C. Whitmore and J. A. Sayer (eds.) *Tropical deforestation and species extinction*. London: Chapman and Hall.

Budiansky, S (1994) Extinction or miscalculation? *Nature, Lond.* 370:105.

Chebez, J. C (1993) Listado de los vertebrados argentinos en peligro de extinción, *Nuestras Aves* 28, suplemento 1:1-4.

_____ (1994) *Los que se van. Especies argentinas en peligro*. Buenos Aires: Albatros.

- Christiansen M. B. and E. Pitter (1997) Species loss in a forest bird community near Lagoa Santa in southeastern Brazil. *Biol. Conserv.* 80:23-32.
- Collar N. J., M. J. Crosby and A. J. Stattersfield (1994) *Birds to watch 2. The world list of threatened birds*. Cambridge: BirdLife International.
- Devoto, F. E. and M. Rothkugel (1935) Informe sobre los bosques del Parque Nacional del Iguazú. *Boletín del Ministerio de Agricultura de la Nación (Argentina)* 37:1-99.
- Dimitri, M. J (1974) La flora arbórea del Parque Nacional Iguazú. *Anales de Parques Nacionales* 12:1-179.
- Fjeldså, J. and C. Rahbek (1997) Species richness and endemism in South American birds: Implications for the design of networks of nature reserves. In: W. F. L. Laurance and R. O. Bierregaard. *Tropical forest remnants. Ecology, management, and conservation of fragmented communities*. Chicago and London: Univ. Chicago Press.
- Fonseca, G. A. B (1985) The vanishing Brazilian Atlantic forest. *Biol. Conserv.* 34:17-34.
- Fry, J. C. (1996) *Biological data analysis. A practical approach*. Oxford, New York, Tokyo: IRL Press at Oxford University Press.
- Gower, S. T., R. E. McMurtrie and D. Murty (1996) Aboveground net primary production decline with stand age: potential causes. *Trends Ecol. Evol.* 11:378-382.
- James, F. C. and S. Rathburn (1981) Rarefaction, relative abundance, and diversity of avian communities. *Auk* 98:785-800.
- Johns, A. D. (1985) Selective logging and wildlife conservation in tropical rain-forest: problems and recommendations. *Biol. Conserv.* 31:355-375.
- Johns, A. D. (1991) Responses of Amazonian rain forest birds to habitat modification. *J. of Trop. Ecol.* 7:417-437.
- Johns, A. D. (1992) Vertebrate responses to selective logging: implications for the design of logging systems. *Phil. Trans. R. Soc. Lond. B* 335:437-442.
- Hutto, R. L., S. M. Pletschet and P. Hendricks (1986) A fixed-radius point count method for nonbreeding and breeding season use. *Auk* 103:593-602.
- Laclau, P (1994) *La conservación de los recursos naturales y el hombre en la selva paranaense*. Buenos Aires: Fundación Vida Silvestre Argentina.
- Lambert, F. R. (1992) The consequences of selective logging for Bornean lowland forest birds. *Phil. Trans. R. Soc. Lond. B* 335:443-457.
- MacArthur, R. H. and E. O. Wilson (1967) *The theory of island biogeography*. New Jersey: Princeton Univ. Press.

- Mason, D. (1996) Responses of Venezuelan understory birds to selective logging, enrichment strips, and vine cutting. *Biotropica* 28:296-309.
- Negrelle R. R. B. (1995) Sprouting after uprooting of canopy trees in the Atlantic rain forest of Brazil. *Biotropica* 27:448-454.
- Olog, C. (1985) Status of wet forest raptors in northern Argentina. *ICBP Technical Publication* 5:191-204.
- Parker III, T. A. T. A., D. F. Stotz and J. W. Fitzpatrick (1996) Ecological and distributional databases, p. 131-436. In: D. F. Stotz, J. W. Fitzpatrick, T. A. Parker III and D. K. Moskovitz. *Neotropical birds: ecology and conservation*. Chicago and London: Univ. Chicago Press.
- Robinson, S. K. and J. Terborgh (1997) Bird community dynamics along primary successional gradients of an Amazonian whitewater river, p. 641-672. In: J. V. Remsen (ed.) *Studies in neotropical ornithology honoring Ted Parker*. Ornithological Monograph Number 48. Washington: American Ornithologists' Union.
- Robinson, D. W., J. D. Brawn and S. K. Robinson (2000) Forest bird community structure in central Panama: Influence of spatial scale and biogeography. *Ecol. Monogr.* 70:209-235.
- Saibene, C., M. Castelino, N. Rey, J. Calo and J. Herrera (1993) *Relevamiento de aves del Parque Nacional Iguazú*. Buenos Aires: L.O.L.A.
- Sick, H. (1997) *Ornitologia brasileira*. Rio de Janeiro: Ed. Nova Fronteira.
- Stotz, D. F., J. W. Fitzpatrick, T. A. Parker III, and D. K. Moskovits (1996) *Neotropical birds: ecology and conservation*. Chicago: Univ. of Chicago Press.
- Terborgh, J. and J. S. Weske (1969) Colonization of secondary habitats by Peruvian birds. *Ecology* 50:765-782.
- Thiollay, J-M. (1992) Influence of selective logging on bird species diversity in a Guianan rain forest. *Conservation Biology* 6:47-63.
- _____ (1994) Structure, density, and rarity in an Amazonian rainforest bird community. *J. Trop. Ecology* 10::449-481.
- Torres, E. O., L. Stutz de Ortega and R. Spichiger (1989) *Noventa especies forestales del Paraguay*. Flora del Paraguay. Serie especial n° 3. Genève: Editions des Conservatoire et Jardin Botaniques de la Ville de Genève, and Missouri Botanical Garden.
- Willis, E. O (1979) The composition of avian communities in remanescent woodlots in southern Brazil. *Pap. Avulsos Zool.* 33:1-25.
- Wong, M. (1986) Trophic organization of understory birds in a Malaysian dipterocarp forest. *Auk* 103:100-116.
- Zar, J. H. (1984) *Biostatistical analysis*. Englewood Cliffs, N.J.:Prentice-Hall, Inc.

Appendix. Bird species recorded in censuses, guild assignment and biomass. Guilds according to Parker *et al.* (1996) and Sick (1997). Biomass was based on Belton (1994), Sick (1997) and Robinson *et al.* (2000). Male and female biomass were averaged, in few cases I extrapolate data from similar species of the genus. I consider the following guilds: Arboreal omnivore (AO), terrestrial omnivore (TO), aerial granivore (AG), terrestrial granivore (TG), frugivore (F), canopy insectivore (CI), midstory insectivore (MI), understory insectivore (UI), terrestrial insectivore (TI), bark insectivore (BI), nectarivore (N), and raptor (R).

SPECIES	BIOMASS (g)
<i>Anthracothonax nigricollis</i> N	4
<i>Aratinga leucophthalma</i> AG	84
<i>Arremon flavirrostris</i> AO	20
<i>Automolus leucophthalmus</i> UI	33
<i>Baryphthengus ruficapillus</i> AO	140
<i>Basileuterus culicivorus</i> UI	10
<i>Cacicus haemorrhous</i> AO	80
<i>Campephilus robustus</i> BI	260
<i>Camptostoma obsoletum</i> CI	9
<i>Capsiempis flaveola</i> UI	8
<i>Celeus flavescens</i> BI	155
<i>Chamaeza campanisona</i> TI	98
<i>Chiroxiphia caudata</i> F	23
<i>Chlorophonia cyanea</i> F	15
<i>Cissopis leveriana</i> F	71
<i>Cnemotriccus fuscatus</i> MI	14
<i>Coccyzus americanus</i> CI	60
<i>Colaptes melanochloros</i> BI	128
<i>Colonia colonus</i> CI	17
<i>Columba picazuro</i> TG	402
<i>Conirostrum speciosum</i> AO	9
<i>Conopias trivirgata</i> CI	18
<i>Conopophaga lineata</i> UI	23
<i>Contopus cinereus</i> MI	15
<i>Coryphospingus cuculatus</i> AO	16
<i>Corythopsis delalandii</i> TI	15
<i>Crypturellus obsoletus</i> TG	545
<i>Crypturellus tataupa</i> TG	400
<i>Cyanocorax chrysops</i> AO	149
<i>Cyclarhis gujanensis</i> AO	29
<i>Dacnis cayana</i> AO	15
<i>Dendrocincla fuliginosa</i> BI	41
<i>Dendrocolaptes platyrrostris</i> BI	66
<i>Drymophila rubricollis</i> UI	10
<i>Dryocopus lineatus</i> BI	240
<i>Dysithamnus mentalis</i> MI	12
<i>Empidonax euleri</i> MI	11
<i>Euphonia chlorotica</i> F	11

SPECIES	BIOMASS (g)
<i>Euphonia pectoralis</i> F	15
<i>Euphonia violacea</i> F	15
<i>Forpus xanthopterygius</i> AG	26
<i>Glaucidium brasilianum</i> C	65
<i>Grallaria varia</i> TI	125
<i>Habia rubica</i> AO	33
<i>Hemithraupis guira</i> AO	13
<i>Hemitriccus diops</i> UI	10
<i>Herpsilochmus rufimarginatus</i> CI	12
<i>Hypoedaleus guttatus</i> CI	20
<i>Icterus cayanensis</i> AO	32
<i>Ictinia mississippiensis</i> R	275
<i>Ictinia plumbea</i> R	279
<i>Lepidocolaptes fuscus</i> BI	21
<i>Lepidocolaptes squamatus</i> BI	29
<i>Leptopogon amaurocephalus</i> MI	12
<i>Leptotila rufaxilla</i> F	285
<i>Mackenziaena severa</i> UI	52
<i>Megarynchus pitangua</i> AO	58
<i>Melanepes flavifrons</i> BI	58
<i>Melanotrochilus fuscus</i> N	4
<i>Mionectes rufiventris</i> TO	15
<i>Myiodynastes maculatus</i> CI	44
<i>Myiopagis caniceps</i> CI	11
<i>Myiopagis viridicata</i> CI	12
<i>Myiornis auricularis</i> UI	5
<i>Myiozetetes similis</i> CI	17
<i>Nyctibius griseus</i> R	178
<i>Odontophorus capueira</i> TG	250
<i>Otus choliba</i> R	116
<i>Parula pitiaiyumi</i> CI	8
<i>Penelope supercilialis</i> F	850
<i>Phaethornis eurynome</i> N	5
<i>Phylidor atricapillus</i> UI	21
<i>Phylidor lichtensteini</i> MI	21
<i>Phylidor rufus</i> MI	26
<i>Piaya cayana</i> MI	134
<i>Piculus aurulentus</i> BI	63
<i>Picumnus temminckii</i> BI	12
<i>Pionopsitta pileata</i> AG	145
<i>Pionus maximiliani</i> AG	293
<i>Pipra fasciicauda</i> F	14
<i>Piprites chloris</i> F	17
<i>Pitylus fuliginosus</i> AO	58
<i>Platyrrinchus mystaceus</i> UI	10
<i>Polioptila lactea</i> CI	6
<i>Pteroglossus castanotis</i> F	160

SPECIES	BIOMASS (g)
<i>Pyriglena leucoptera</i> UI	33
<i>Pyroderus scutatus</i> F	390
<i>Pyrrhocoma ruficeps</i> AO	15
<i>Pyrrhura frontalis</i> AG	88
<i>Ramphastos dicolorus</i> F	400
<i>Ramphastos toco</i> F	540
<i>Ramphotrigon megacephala</i> MI	12
<i>Saltator similis</i> AO	49
<i>Schiffornis virescens</i> AO	25
<i>Selenidera maculirostris</i> F	160
<i>Sittasomus griseicapillus</i> BI	13
<i>Stephanoxis lalandi</i> N	4
<i>Synallaxis cinerascens</i> UI	13
<i>Synallaxis ruficapilla</i> UI	14
<i>Syristes sibilator</i> CI	28
<i>Tachyphonus coronatus</i> AO	27
<i>Tangara seledon</i> AO	20
<i>Tapera naevia</i> UI	56
<i>Terenura maculata</i> CI	10
<i>Tersina viridis</i> AO	32
<i>Thalurania glaucopis</i> N	4
<i>Thamnophilus caerulescens</i> UI	21
<i>Tinamus solitarius</i> TG	1450
<i>Tityra cayana</i> AO	87
<i>Tityra inquisitor</i> AO	44
<i>Todirostrum plumbeiceps</i> UI	6
<i>Tolmomyias sulphurescens</i> MI	17
<i>Trichothraupis melanops</i> AO	23
<i>Troglodytes aedon</i> UI	11
<i>Trogon rufus</i> AO	56
<i>Trogon surrucura</i> AO	72
<i>Turdus albicollis</i> AO	62
<i>Turdus amaurochalinus</i> AO	57
<i>Turdus leucomelas</i> AO	75
<i>Turdus rufiventris</i> AO	79
<i>Turdus subalaris</i> AO	53
<i>Veniliornis spilogaster</i> BI	42
<i>Vireo olivaceus</i> AO	16
<i>Xenops minutus</i> BI	14
<i>Xiphocolaptes albicollis</i> BI	113

Conservação da avifauna da Floresta Atlântica: efeitos da fragmentação e a importância de florestas secundárias

Alexandre Aleixo¹⁷

A avifauna da Mata Atlântica é caracterizada por uma alta riqueza de espécies (682) e uma alta taxa de endemismo (199 espécies ou 29% do total de espécies; Stotz *et al.* 1996). A maior parte das espécies dessa avifauna é composta por espécies florestais (435 espécies ou 63.5% do total de espécies; Stotz *et al.* 1996) que atualmente subsistem em aproximadamente 12% da área originalmente ocupada por florestas no leste e sudeste do Brasil, leste do Paraguai e nordeste da Argentina na província de Misiones (Brown e Brown 1992, Stotz *et al.* 1996). Em vista desse desmatamento de grandes proporções, é notável a ausência de extinções documentadas para espécies de aves da Mata Atlântica (Sick 1997, Bauer *et al.* 2000). Contudo, em virtude dessa redução drástica na cobertura florestal ter ocorrido num espaço relativamente curto de tempo, é possível que estejamos vivendo atualmente durante o intervalo necessário para que a avifauna se adapte a essas mudanças (Brooks e Balmford 1996). Em outras palavras, em termos evolutivos, a redução na área ocupada por floresta terá efeitos drásticos sobre avifauna da Mata Atlântica somente no futuro, quando o número de espécies extintas crescerá abruptamente, sendo uma função da área desmatada (Brooks e Balmford 1996).

As causas desse “atraso” na resposta da avifauna à drástica redução na cobertura florestal da Mata Atlântica são na verdade pouco conhecidas e até hoje existem mais

especulações do que dados comprovando as diversas hipóteses. O destino de populações isoladas e reduzidas é improvável, e muitas gerações são necessárias para que os efeitos de altos níveis de endogamia sejam sentidos por essas populações (ver aspectos teóricos básicos em Gillespie 1998). Uma idéia lançada por Brown e Brown (1992) para explicar a ausência de extinções em massa entre organismos da Mata Atlântica é a da pre-adaptabilidade da biota da Mata Atlântica à perturbações de um modo geral. Brown e Brown (1992) apontam para um histórico de drásticas alterações ambientais, onde reduções drásticas de temperaturas durante períodos glaciais causaram grandes mudanças na extensão e qualidade da cobertura florestal da Mata Atlântica (ver também Colinvaux 1996).

Qual desses dois cenários é o mais correto? Devemos esperar extinções em massa entre espécies de aves da Mata Atlântica no futuro ou essa expectativa não é justificada em função da adaptabilidade da avifauna à perturbações naturais de grande escala? Neste capítulo, tento responder essas questões através de uma síntese de trabalhos disponíveis sobre os efeitos da fragmentação florestal e corte seletivo de espécies arbóreas em comunidades de aves da Mata Atlântica. Esses dois tipos de alterações antrópicas são essencialmente as que mais afetam ambientes florestais na Mata Atlântica e seus efeitos na avifauna podem ajudar a responder as questões levantadas acima.

Efeitos da Fragmentação: Anatomia de um Caso Extremo

Num trabalho pioneiro, Willis (1979) comparou a riqueza de comunidades de aves isoladas em três fragmentos de tamanhos distintos no interior do estado de São Paulo. Willis observou uma correlação positiva entre a área dos fragmentos estudados e o número de espécies de aves observadas nesses fragmentos. Essa correlação, também observada em outros estudos com fragmentação florestal (e.g. Stouffer e Bierregaard 1995), confirmou a aplicabilidade plena da teoria de biogeografia de ilhas à estudos sobre fragmentação florestal. Quinze anos depois que Willis finalizou seus trabalhos de campo num dos fragmentos estudados (Mata de Santa Genebra, em Campinas, abreviada MSG daqui em diante), um novo levantamento intensivo e de longo prazo documentou a extinção local de 30 espécies de aves (Aleixo e Vielliard 1995). Essas extinções locais representaram um decréscimo de 54% no número de espécies de aves florestais habitantes da MSG entre 1978 e 1993 (Aleixo e Vielliard 1995).

A maior parte das espécies extintas localmente na MSG pertence ao grupo ecológico dos insetívoros terrestres e de subosque. Bastante ilustrativo é a extinção local de família Dendrocolaptidae, que contava com 5 espécies na área (Willis 1979), 4 delas endêmicas da Mata Atlântica (*Dendrocincla turdina*, *Dendrocolaptes platyrostris*, *Lepidocolaptes fuscus* e *Campyloramphus falcularius*). Em grandes fragmentos florestais do planalto paulista, espécies como *Dendrocincla turdina*, *Sittasomus griseicapillus*, *Dendrocolaptes platyrostris* e *Lepidocolaptes fuscus* são bastante abundantes, participando como membros regulares de praticamente todos bandos mistos de pássaros avistados num dia (Aleixo 1997). A extinção dessas espécies na MSG demonstra que mesmo espécies endêmicas da Mata Atlântica com ampla distribuição podem ser localmente extintas pela fragmentação florestal.

De um modo geral, grandes frugívoros (cracídeos, psitacídeos, trogonídeos,

ranfastídeos e cotingídeos) e insetívoros especializados em forragear em determinados estratos e substratos da vegetação (dendrocolaptídeos, furnarídeos, formicarídeos e tiranídeos; a maior parte deles endêmicos da Mata Atlântica) compõe o perfil de espécies mais ameaçadas pela fragmentação florestal da Mata Atlântica (Willis 1979, Aleixo e Vielliard 1995, Christiansen e Pitter 1997, Galetti e Aleixo 1998). A extinção local de grandes frugívoros pode ser atribuída à ausência de um número diverso e suficiente de espécies e indivíduos de fruteiras em fragmentos florestais, fato que impossibilita um suprimento adequado de alimento à frugívoros especialistas ao longo do ano (Galetti e Pizo 1996). Serão necessários mais estudos para identificar fatores proximais responsáveis pela extinção local de insetívoros especialistas por estratos da vegetação, notadamente com relação ao impacto de mudanças microclimáticas na entomofauna.

Contudo, existem razões para se suspeitar que o quadro desolador de extinções locais na MSG constitui um caso extremo, onde outros fatores, além da redução na área coberta por floresta, atuam paralelamente. Entre 1987 e 1997 realizei várias excursões ornitológicas em diversos fragmentos florestais do interior do estado de São Paulo, que em razão da sua similaridade avifaunística com a MSG, serviram como diferentes tratamentos num hipotético experimento natural sobre fragmentação, permitindo uma comparação direta com a MSG. Na região de Campinas, vários fragmentos menores que a MSG, alguns com apenas algumas dezenas de hectares, podem ser encontrados no distrito Campineiro de Sousas e nos municípios de Vinhedo e Valinhos. Quatorze das espécies insetívoras comprovadamente extintas na MSG ainda são encontradas regularmente nesses fragmentos menores (*Sittasomus griseicapillus*, *Dendrocolaptes platyrostris*, *Lepidocolaptes fuscus*, *Synallaxis ruficapilla*, *Cranioleuca pallida*, *Automolus leucophthalmus*, *Xenops rutilans*, *Lochmias nematura*, *Batara cinerea*, *Mackenziaena severa*, *Dysithamnus mentalis*, *Drymophila ferruginea*, *Schiffornis virescens* e *Corythopis delalandi*). Os fragmentos onde essas

espécies são encontradas na região de Campinas são relativamente pequenos, mas se inserem numa matriz complexa composta por áreas de pastagens, brejos, pomares, capoeiras e topos de morros florestados. A MSG, por outro lado, se insere numa paisagem muito mais simples, plana e composta por áreas urbanizadas e plantações de cana-de-açúcar. É bem reconhecida a influência da paisagem na qual um fragmento florestal está inserido no balanço entre colonização e extinção locais de espécies. A influência da paisagem é maior ainda entre espécies estritamente florestais, geralmente com baixa capacidade de dispersão, como é o caso dos insetívoros de estratos inferiores da floresta (Borges e Stouffer 1999). É bem possível que a paisagem na qual a MSG está inserida hoje dificulte bastante a recolonização de espécies com baixa capacidade de dispersão através de ambientes não florestais, como é aparentemente o caso de muitos insetívoros de estratos inferiores da floresta, endêmicos da Mata Atlântica.

Outro fator possivelmente responsável pelo empobrecimento extremo da avifauna florestal da MSG é a decadência da qualidade da sua cobertura florestal com o tempo. Isso se deve à forma predominantemente alongada da MSG, ampliando o conhecido “efeito de borda”. Esse efeito propicia o avanço da mata secundária, rica em lianas, rumo ao interior da reserva, através da queda contínua de árvores emergentes devido ao vento. O avanço deste tipo de floresta extremamente alterada têm sido obviamente mais rápido que o estabelecimento de novos indivíduos de árvores emergentes, que manteriam a qualidade da cobertura florestal local. Outros fragmentos florestais na região de Campinas habitados por espécies de aves extintas na MSG não apresentam esse mesmo nível ou tipo de decadência na qualidade da cobertura florestal. Possivelmente, o histórico de incêndios na MSG, iniciados acidentalmente ou com intuito de preparar o canal vizinho para a colheita, pode estar ligado a esse padrão observado. O grau de preservação da cobertura florestal e sua influência na diversidade e organização de comunidades de aves da Mata

Atlântica é o assunto explorado em detalhes abaixo.

Florestas Secundárias Ricas em Espécies de Aves na Mata Atlântica: Números que Podem Enganar

Entre 1994 e 1996 amostramos quantitativamente a avifauna de uma área de floresta secundária vizinha ao Parque Estadual Intervales (PEI), próximo a cidade de Sete Barras, sudeste do estado de São Paulo (Aleixo 1999). A floresta secundária (FS) estudada havia sido explorada seletivamente por madeireiros cerca de 10 anos antes do meu estudo, mas ainda era alvo da pilhagem efetuada por exploradores ilegais de palmito (“palmiteiros”). Meu objetivo principal era o de estudar os efeitos da estrutura secundária da vegetação na comunidade local de aves. Para isso, escolhi como área controle uma parcela de aproximadamente 160 hectares de mata predominantemente primária (FP), localizada no interior do PEI, que tem uma área contínua de floresta de aproximadamente 50.000 hectares.

Minha previsão inicial, baseada em outros estudos desenvolvidos para outras regiões Neotropicais, era detectar uma alteração na vegetação acompanhada de quedas na riqueza de espécies e no índice de diversidade da comunidade de aves habitante da FS (Aleixo 1999). Essa previsão não se concretizou. Ao contrário do esperado, ainda que com vegetação alterada e parcialmente descaracterizada, FS foi mais rica em espécies (157 contra 141) e mais diversa ($H' = 4.34$ contra 4.16) que FP. Todavia, diferenças acentuadas foram encontradas na composição qualitativa e quantitativa entre comunidades de aves de FS e FP (Aleixo 1999). Espécies típicas de clareiras, bordas de mata e outros ambientes naturalmente mais perturbados que a floresta primária, colonizaram ou aumentaram muito de abundância na FS. O aumento de riqueza e diversidade de espécies

na FS pode ser explicado pela coexistência entre espécies típicas de interior de mata e espécies de ambientes de estágios sucessionais iniciais. Essa coexistência é bastante facilitada na FS, mas se restringe à manchas de habitat bem menores na FP, onde a contribuição de ambientes secundários para o acervo de espécies é apenas marginal (Aleixo 1999).

Ainda que aproximadamente 12% das espécies registradas em meu estudo foram significativamente menos abundantes ou extintas na FS, a grande maioria das espécies florestais registradas na FP (76%), não sofreu alterações drásticas de abundância na FS, mesmo com sua vegetação alterada (Aleixo 1999). Existe apenas um outro estudo que trata dos efeitos da estrutura florestal secundária na composição e organização de comunidades de aves da Mata Atlântica (Protomastro 2001: capítulo neste livro). Nesse estudo, os dois tipos de florestas secundárias em diferentes estágios sucessionais amostradas foram mais ricas em espécies que a floresta primária. Como observado em meu estudo (Aleixo 1999), aves do interior da floresta convivem com espécies de clareiras e borda de mata nas florestas secundárias.

Os dois únicos estudos disponíveis até hoje sobre o assunto mostram que florestas secundárias na Mata Atlântica podem abrigar comunidades de aves ricas, diversificadas e bastante similares àquelas de florestas primárias (Aleixo 1999, Protomastro 2001). Contudo, esse padrão não indica que a preservação de florestas secundárias por si só garantiria o futuro das espécies de aves da Mata Atlântica. A maior parte das espécies beneficiadas pela estrutura secundária da vegetação é associada à ambientes perturbados e de um modo geral têm distribuição ampla na região Neotropical (Stotz *et al.* 1996). Por outro lado, em meu estudo, das 21 espécies extintas ou significativamente menos abundantes em FS, mais da metade (11) são endêmicas da Mata Atlântica, sendo que três são consideradas ameaçadas de extinção ou vulneráveis: *Trichilaria malachitacea*, *Carpornis melanocephalus*, *Platyrinchus leucoryphus* e *Hemitriccus orbitatus* (Aleixo 1999). De um modo geral, o balanço

no número de espécies de aves em florestas secundárias da Mata Atlântica é positivo, mas espécies endêmicas da Mata Atlântica, com alto valor conservacionista, são desproporcionalmente mais representadas entre aquelas poucas espécies prejudicadas pela estrutura secundária da vegetação. O destino dessas espécies florestais endêmicas da Mata Atlântica é mais preocupante ainda quando consideramos o contexto da paisagem circundante às florestas secundárias investigadas pelo meu estudo (Aleixo 1999) e o de Protomastro (2001). A proximidade das florestas secundárias por nós estudadas de grandes blocos de mata como o PEI e o Parque Nacional de Iguazú, garante um fluxo contínuo de colonizadores que na verdade podem não conseguir estabelecer populações reprodutivamente viáveis em florestas secundárias até que estas atinjam um estágio sucessional mais avançado. Portanto, a simples presença de algumas espécies endêmicas da Mata Atlântica nas florestas secundárias estudadas, não indica necessariamente que as mesmas não sejam afetadas pela estrutura secundária da vegetação local, especialmente quando extensas áreas de floresta bem preservadas estão presentes nas proximidades, atuando como centros “exportadores” de indivíduos e espécies. Mais estudos sobre a dinâmica populacional de espécies bioindicadoras (grandes frugívoros, insetívoros terrestres e de subosque) endêmicas da Mata Atlântica são necessários para avaliar melhor o efeito da estrutura florestal secundária com uma perspectiva evolutiva de longo prazo.

A análise de perdas de espécies tanto em fragmentos florestais quanto em florestas secundárias é complicada por múltiplos fatores, sendo que a paisagem local, o grau de isolamento, o tamanho de área e a estrutura da vegetação são fatores que interagem entre si continuamente, devendo ser considerados sempre em conjunto.

Extinções de Aves na Mata Atlântica: Quantas, Quando e, Se Possível, Como Evitá-las?

Brooks e Balmford (1996) encontraram uma correlação positiva e estatisticamente significativa entre o número de espécies endêmicas de aves da Mata Atlântica vulneráveis ou ameaçadas de extinção e o número de espécies endêmicas extintas previsto por um modelo matemático com base na redução de área da Mata Atlântica para a porcentagem atual de 12%. Como discutido acima, espécies endêmicas da Mata Atlântica, especialmente aquelas pertencentes às guildas dos grandes frugívoros, insetívoros terrestres e insetívoros de subosque, compõe o grupo mais negativamente afetado pela fragmentação florestal e estrutura secundária da vegetação. Portanto, a previsão de Brooks e Balmford (1996) de que algumas dessas espécies são as candidatas mais prováveis a extinção num futuro próximo tem um embasamento empírico bastante forte. Contudo, o fenômeno de perda de espécies endêmicas de aves da Mata Atlântica em fragmentos florestais e florestas secundárias não é uma função linear simples do tamanho da área florestal remanescente, como considerado pelo modelo utilizado por esses autores (Brooks e Balmford 1996).

Além da área, fatores como a paisagem circundante, relevo, hidrografia, altitude, grau de preservação da vegetação, frequência de fogo, prática de caça ou captura de animais, entre outros, determinam o número e a composição de comunidades de aves habitantes de remanescentes florestais na Mata Atlântica. Apenas para citar um desses aspectos, um relevo bastante ondulado como aquele encontrado em regiões montanhosas, confere uma área real bem maior a um fragmento do que aquela calculada por métodos convencionais. A variação conjunta desses diferentes fatores pode contribuir para a persistência ou extinção de espécies em remanescentes florestais da Mata Atlântica. Modelos que incorporem esses diferentes fatores podem, teoricamente, ser mais precisos

na previsão de extinções do que aquele utilizado por Brooks e Balmford (1996).

A persistência de um grande número de espécies de aves florestais em florestas secundárias na Mata Atlântica pode ser explicada pelo fato da maior parte das espécies florestais nessa região ocorrerem naturalmente tanto em ambientes florestais primários quanto em secundários (habitats F1 e F2 de Stotz *et al.* 1996), análogo ao que ocorre na América Central, mas distinto da região Amazônica (Stotz *et al.* 1996). É possível que a causa dessa plasticidade ecológica maior esteja ligada à um histórico de perturbação da biota da Mata Atlântica, como documentado em diversos estudos palinológicos (ver revisão em Colinvaux 1996). Contudo, como discutido acima, isso não significa que toda avifauna da Mata Atlântica esteja pré-adaptada à perturbação antrópica, como levantado por Brown e Brown (1992) e concluído por (Protomastro 2001). Algumas espécies ligadas à determinados grupos ecológicos, a maior parte delas endêmicas da Mata Atlântica, não conseguem se adaptar à fragmentação ou alteração da vegetação florestal. Isso faz sentido quando os níveis modernos de destruição antrópica da cobertura florestal são comparados àqueles causados historicamente por variações em temperatura e umidade, inferidos a partir de registros palinológicos fósseis (De Oliveira 1992, Colinvaux 1996). É muito provável que a Mata Atlântica jamais tenha experimentado em sua história um nível de destruição maior que o atual, com conversão maciça de florestas em paisagens agropastoris e urbanas. É natural, portanto, que parte da biota, ainda que pequena, não consiga se adaptar à essas alterações e se extinga com o tempo. A dificuldade hoje reside exatamente em prever com detalhes o número e o perfil dessas extinções e um primeiro passo seria a criação de modelos com incorporação do maior número possível de parâmetros que influenciam a riqueza e composição de comunidades de aves em remanescentes da Mata Atlântica.

Uma vez que os efeitos da fragmentação e alteração da estrutura da vegetação na avifauna da Mata Atlântica estão

relativamente bem documentados, a nova fronteira em termos de pesquisas voltadas para a conservação da avifauna da Mata Atlântica reside em estudos ecológico-evolutivos de longo prazo. Esses estudos terão como objetivo principal descobrir fatores causais diretos do declínio e extinção de populações de aves endêmicas da Mata Atlântica em fragmentos e florestas secundárias, fornecendo opções de manejo dessas populações visando a sua conservação à longo prazo.

Exemplos de estudos nessa área incluem:

(1) Estudos de genética populacional que abordem a questão de crescentes níveis de endogamia em populações isoladas em fragmentos florestais quando comparadas à populações habitantes de remanescentes florestais contínuos.

(2) Estudos sobre dinâmica populacional de espécies bioindicadoras endêmicas da Mata Atlântica, grande parte delas pertencentes às guildas do “grupo de risco” (grandes frugívoros, insetívoros terrestres e insetívoros de subosque; ver Willis 1979, Aleixo e Vielliard 1995, Aleixo e Galetti 1997, Christiansen e Pitter 1997, Galetti e Aleixo 1998 e Aleixo 1999 para exemplos dessas espécies). Idealmente, esses estudos devem investigar a capacidade de dispersão dessas espécies e seu potencial em colonizar novos remanescentes florestais. O uso de rádio-telemetria é essencial nesse tipo de estudo.

(3) Estudos ecológicos que identifiquem características de habitat ótimas para espécies endêmicas da Mata Atlântica (tipos, presença e abundância de itens alimentares, sítios de nidificação e exibição, necessidade de migrações periódicas, etc.), especialmente daquelas participantes do “grupo de risco”.

Estudos nessa área podem contribuir significativamente para o conhecimento da causa do declínio das espécies endêmicas participantes do “grupo de risco”. Uma vez que espécies fora desse grupo são bem menos afetadas pela fragmentação ou estrutura florestal secundária, esforços conservacionistas devem ser concentrados nas espécies endêmicas da Mata Atlântica participantes do “grupo de risco”. Dados obtidos pelos estudos

enumerados acima representam a única chance de evitar a provável extinção de algumas dessas espécies endêmicas da Mata Atlântica. Mesmo que o número dessas espécies seja pequeno quando comparado aos níveis de riqueza específica de comunidades de aves persistentes em fragmentos florestais e florestas secundárias da Mata Atlântica, a perda dessas espécies únicas, muitas representando linhagens bem antigas (ver Hackett 1996), seria irrevogável.

Agradecimentos

É um grande prazer poder dedicar esse capítulo ao Prof. Edwin Willis pelo seu pioneirismo no estudo dos efeitos da fragmentação florestal na avifauna da Mata Atlântica. Numa época em que a teoria de biogeografia de ilhas era um assunto expressado predominantemente através de equações e debatido nos corredores de distantes universidades Norte-americanas tradicionais, o Prof. Willis aplicou os princípios dessa teoria a problemas de interesse urgente das comunidades ornitológica e conservacionista brasileiras. Agradeço também ao organizador deste livro, Jorge Albuquerque, pelo convite em escrever esse capítulo. Jorge foi muito paciente e esperou que eu terminasse o capítulo de acordo com meu conturbado cronograma. Muitas das idéias contidas nesse capítulo foram discutidas num determinado momento com Gustavo Betini, Mauro Galetti, Rudi Laps, Fábio C. T. de Lima, Fábio Olmos, Marco Aurélio Pizo, Wesley R. Silva, Isaac Simão-Neto, Douglas E. Stotz e Jacques Vielliard, que contribuíram, ainda que involuntariamente, com várias idéias e interpretações para esse capítulo. Esse manuscrito foi finalizado durante a vigência de uma bolsa de doutorado no exterior concedida pelo CNPq (# 200099/97-3).

Bibliografia

- Aleixo, A. 1997. Composition of mixed-species bird flocks and abundance of flocking species in a semideciduous forest of southeastern Brazil. *Ararajuba* 5:11-18.
- Aleixo, A. 1999. Effects of selective logging on a bird community in the Brazilian Atlantic Forest. *Condor* 101:537-548.
- Aleixo, A., e J. M. E. Vielliard. 1995. Composição e dinâmica da comunidade de aves da Mata de Santa Genebra, Campinas, SP. *Rev. bras. Zool.* 12:493-511.
- Aleixo, A., e M. Galetti. 1997. The conservation of the avifauna in a lowland Atlantic Forest in south-east Brazil. *Bird Conserv. Int.* 7:235-261.
- Bauer, C., J. F. Pacheco, A. C. Venturini e B. M. Whitney. 2000. Rediscovery of the Cherry-throated Tanager *Nemosia rourei* in southern Espírito Santo, Brazil. *Bird Conserv. Int.* 10:97-108.
- Borges, S. H., e P. C. Stouffer. 1999. Bird communities in two types of anthropogenic successional vegetation in central Amazonia. *Condor* 101: 529-536.
- Brooks, T., e A. Balmford. 1996. Atlantic forest extinctions. *Nature* 380:115.
- Brown, K. S., Jr, e G. G. Brown. 1992. Habitat alteration and species loss in Brazilian forests, p. 119-142. Em: Whitmore, T. C. and J. A. Sayer (eds.), *Tropical deforestation and species extinction*. Chapman and Hall, London.
- Christiansen, M. B. e E. Pitter. 1997. Species loss in a forest bird community near Lagoa Santa in Southeastern Brazil. *Biol. Conserv.* 80:23-32.
- Colinvaux, P. A. 1996. Quaternary environmental history and forest diversity in the Neotropics, p. 359-405. Em: Jackson, J. B. C., A. F. Budd and A. G. Coates (eds.), *Evolution and environment in tropical america*. University of Chicago Press, Chicago.
- De Oliveira, P. E. 1992. A palynological record of Late Quaternary vegetation and climatic change in southeastern Brazil. *Dissertação de Doutorado*, Ohio State University, Columbus, Ohio.
- Galetti, M., e M. A. Pizo. 1996. Fruit eating by birds in a forest fragment in southeastern Brazil. *Ararajuba* 4: 71-79.
- Galetti, M., e A. Aleixo. 1998. Effects of palm harvesting on avian frugivores in the Atlantic rain forest of Brazil. *J. Appl. Ecol.* 35:286-293.
- Gillespie, J. H. 1998. *Population genetics: a concise guide*. The John Hopkins University Press, Baltimore.
- Hackett, S. J. 1996. Molecular phylogenetics and biogeography of tanagers in the genus *Ramphocelus* (Aves). *Molecular Phylogenetics and Evolution* 5: 368-382.

Protomastro, J. J. 2001. A test for preadaptation to human disturbances in the bird community of the Atlantic Forest, p. 179-198. Em: Albuquerque, J.L.B., J. F. Candido, F. C. Straube e A. L. Roos (eds.) *Ornitologia e Conservação: da ciência às estratégias*, Sociedade Brasileira de Ornitologia, Curitiba, Paraná.

Sick, H. 1997. *Ornitologia Brasileira*. Edição revista e ampliada. Editora Nova Fronteira, Rio de Janeiro, RJ, Brazil.

Stotz, D. F., J. W. Fitzpatrick, T. A. Parker III, e D. K. Moskowitz. 1996. *Neotropical birds: Ecology and conservation*. Univ. Chicago Press, Chicago.

Stouffer, P. C., e R. O. Bierregaard Jr. 1995. Use of Amazonian forest fragments by understory insectivorous birds: effects of fragment size, surrounding secondary vegetation, and time since isolation. *Ecology* 76:2429-2445.

Willis, E. O. 1979. The composition of avian communities in remanescent woodlots in southern Brazil. *Pap. Avulsos Zool.* 33:1-25.

Building human resources for conservation on the Tropical Forest Frontier: an example from Guatemala's Maya Forest

David F. Whitacre¹⁸
William A. Burnham¹⁹

Introduction

Many hundreds of protected areas exist throughout Latin America, ranging from strictly protected areas such as national parks, to sites allowing for extractive uses, such as biosphere reserves and various types of forest reserves. Protected area networks continue to be expanded, with new parks designated in the past few years, and no doubt, additional sites to receive protection in the near future. In addition to the need for patrol and protection, there is a need to develop biological inventory, monitoring, and research activities within these reserves. In terms of the availability of trained human resources, this is problematic. Such activities demand highly skilled personnel, and it may not be possible or cost-effective to attract highly-trained professionals from urban centers or more lucrative positions to conduct such activities in the remote hinterlands of Amazonia, for example.

Here we make a case for investing in local dwellers along the forest frontier, to help fill these needs. Investing in such local people can have many advantages, as we learned during The Peregrine Fund's nine-year (1988-1996) "Maya Project," conducted in the forests of Guatemala's remote Petén Department and adjacent portions of Belize and Mexico. We describe the fashion in which development of local human resources was achieved within the

Maya Project, and the benefits that have flowed from this investment in local residents. We attempt to show how such an approach may be used elsewhere with success.

The need for well-trained ecological technicians in remote protected areas

Simply to achieve adequate patrolling and protection of existing parks and preserves is a daunting task, and it is common knowledge that in many cases this has not been achieved—hence the often-heard expression "paper parks." No doubt many factors contribute to the situation of inadequate patrolling of existing protected areas, but it seems likely that a chief factor is inadequate funding. Thus any approach which assists in keeping down the cost of employing park guards is likely to help in the effort to achieve adequate patrolling, protection, and management of protected areas. We argue here that training local people as ecological field technicians can be a cost-effective means of satisfying these needs within protected areas. In other cases, personnel are present in the parks, but are not highly motivated to patrol remote sectors. In some cases, this can be due to a lack of comfort in such remote wilderness

conditions (pers. obs.). In this regard, local people generally make ideal park guards, as they are accustomed to, and knowledgeable about, local conditions and how to function within them.

At the same time, the personnel needs within protected areas do not end with simply protecting and patrolling the area. In recent years the scientific and conservation communities have become far more aware of the fact that simply protecting a given area of habitat from outright habitat conversion does not guarantee that conservation will be achieved therein. A landscape-level perspective tells us that events outside of reserves may often affect the attainment or non-attainment of conservation goals within. As areas of natural habitat outside reserves become smaller, more degraded, and more fragmented, this may affect the viability of species populations even within reserves. Proliferation of weedy, invasive species in the increasingly human-modified landscape matrix can lead to invasion of protected areas by such invasive (often exotic) species. Many similar examples could be listed.

Hence, in order to evaluate the extent to which conservation objectives are being met within reserve systems, there is a need to conduct biological inventory, monitoring, and research within the protected areas themselves. In the United States, only recently has this realization begun to be translated into action. Recently, for example, the U.S. Congress passed legislation requiring each unit of the national park system to put in place a program of long-term ecological monitoring: the National Parks Omnibus Management Act of 1998. Prior to this some research, inventory, and monitoring took place in U.S. national parks, but there was no system-wide effort to systematically monitor trends in the condition of the biological values that the park system is charged with maintaining in perpetuity (D. U. Sharp, pers. comm.). In newly-designated protected areas, often there is minimal knowledge concerning even what biotic and other elements are present. Arguably, it is impossible to intelligently protect and manage

an area without having an adequate knowledge as to what is present there to begin with.

The advantages of training local people as biological research technicians

This need for biological inventory, monitoring, and research poses yet another demand for trained personnel in support of reserve management. These activities require personnel who are skilled in the application of well-defined sampling methods, in identification of the biota, and in accurately recording data—intelligent, committed individuals with good reading and writing skills, with a genuine interest in such work, and with a commitment to conservation. Note that this list does not contain as a prerequisite a college graduate degree in biology or land management, and indeed, only some of the personnel involved in conducting such a program of inventory, monitoring, and research need to have a high degree of formal education. For many of the field personnel it is more important that they have excellent field skills, a high degree of comfort with rustic field conditions, competence in the actual sampling and other activities they will conduct in the field, and an unimpeachable degree of honesty and reliability in data gathering.

Few would probably argue against the idea that park guards for a given protected area would often ideally be hired from among the local populace. In addition to being at home under local conditions, they often have strong local ties, and thus are likely to be present within the area and available for employment over a long time horizon. On the other hand, we suspect that the advisability of choosing personnel for a biological monitoring or research program from the same local populace may be less generally appreciated, although such an approach has been growing in popularity in the case of “parataxonomists” who are now commonly trained and employed in biodiversity surveys from Guyana to Borneo. Here we shall argue that it is indeed very

useful to train local people to function not only as park guards, but as biological field technicians. We view the choice between investing in training and education of upper-level personnel (e.g., university and graduate students) and providing training and education for intelligent local people with minimal formal schooling as an apples versus oranges proposition; both types of personnel are needed, and hence investing in both is an ideal strategy.

Complementary roles of professional biologists and local field technicians

When conducting biological research or inventory in remote protected areas it is advantageous to provide opportunities to well-prepared professionals such as university professors, graduate students, undergraduates, and others. It is equally clear that any such program requires the involvement, in a leadership role, of a sufficient number of such well-trained professionals; this is necessary in order to design and execute high-quality, scientifically valid studies, and to publish the results. However, in most large-scale ornithological studies, field sampling is mainly conducted not by the principal investigator with an advanced degree, but rather, by enthusiastic undergraduates with the necessary field skills. In a similar fashion, the great majority of field sampling required in monitoring and research efforts within tropical forest protected areas can be accomplished by local people without extensive formal education. All that is required is to locate the appropriate local individuals, and to provide them with adequate training.

One of the largest challenges for a program of research or monitoring in remote protected areas is that of achieving adequate continuity of effort over time. Fickle priorities of government institutions and unpredictable and short-term funding from foundations or other sources are one major impediment to continuity. Another is the availability of adequately trained field personnel. One potential source of trained personnel is

provided by university students who must conduct undergraduate or graduate thesis research. However, such students are normally available for only one to two years, after which they move on with their careers, often taking them away from the protected area in question. Such students do have a valuable role to play in a protected areas research and monitoring program, but it is not that of providing continuity. They can play the role of helping supervise ongoing efforts, and of bringing increased training to local field staff. Students should assist in bringing high quality research design, a firm theoretical background, skills in statistical analysis, and other technical skills to the program, and should impart some of this knowledge to local field workers. In turn, it is the local field staff who can provide continuity to the field efforts. By the same token, it is certainly advantageous to facilitate research by higher level professionals such as university professors. But again, the involvement of such individuals may often be short-term and discontinuous, due to teaching duties and the brief duration of research grants—rarely more than three years; once again, it is the local field workers who potentially can lend continuity to field efforts.

An additional advantage of employing local people is this: they will often be members of the poorer socioeconomic strata, who may otherwise make a living via practices that are inimical to conservation goals, e.g., slash-and-burn farming. Hence, employing them may remove them from the pool of people exerting pressures on the protected areas. Also, providing such local individuals with good jobs doing biological research and conservation work, we have noted, tends to automatically increase the stature of conservation in the eyes of local communities. This employment also provides a desirable example for sons and daughters. Finally, in our experience, some of the local individuals employed in this manner will prove to be highly motivated, deeply interested in flora and fauna, devoted to conservation, and will become highly effective local spokesmen for conservation. Some will also prove to be keenly interested in conducting

research, and will be prime candidates for higher education if such opportunities exist. Finally, training and employing such local people is a cost-effective strategy; while we do not advocate taking advantage of such people, the reality is that a wage that is considered a fair wage on the forest frontier may be substantially less than the cost of having a university student from a distant urban center do the same work. Such economy in labor costs can make possible a magnitude of field work that would simply not be affordable at a higher wage.

Benefits of long-term research within protected areas

Before describing how training of local participants was achieved in our Maya Project, we wish to highlight some of the benefits provided by conducting long-term programs of biological research within protected areas. First, as noted above, such inventory, monitoring, and research can help reveal what biota is present and whether conservation objectives are being attained—in addition to contributing to our understanding of processes of global ecological change. The research conducted can, of course, contribute also to basic science—to our understanding of how the world works; whether it does or not depends on the importance of the research topics selected and on the insights and skills of the investigator. All of the above is common knowledge.

Having such a long-term program in place can also assist conservation of a protected area in additional ways. Such a program helps achieve a frequent presence of people in certain areas, and hence, can “passively” assist in patrolling the reserve. Secondly, such a program can provide a substantial service in support of higher education. It can provide a focus and destination for periodic field trips of college or other classes, a venue for further education of primary and secondary teachers via periodic visits and workshops, and perhaps most important, it can provide a context of

practical, logistical support, as well as a thematic and purposive context, within which college students can conduct field research for undergraduate and graduate theses.

A college student coming to the field to conduct a thesis within the context of an ongoing research program will often find him- or herself in the enviable position of having: 1) a research topic of known importance to the local conservation scene, or of demonstrated basic interest (often a topic suggested by those involved in the long-term research program), 2) access to specialized and costly field equipment, transportation, and living quarters, 3) access to study plots already delineated and mapped, and where various related studies have already been carried out, 4) a community of like-minded, supportive individuals within which to work, and 5) access to field assistants who are highly trained in certain field techniques—often much more highly skilled in these techniques than the college students themselves.

When college students and other professionals can come into such an environment to work, it is highly advantageous not only to the student, but to the ongoing research program and the protected area. By working with local field technicians, the student should normally increase the latter's understanding of the philosophy and methods of science, of experimental design and data analysis techniques, and of the theoretical underpinnings of basic and conservation science. In fact, researchers participating in such ongoing programs should be encouraged if not required to give periodic training workshops and lectures on such topics.

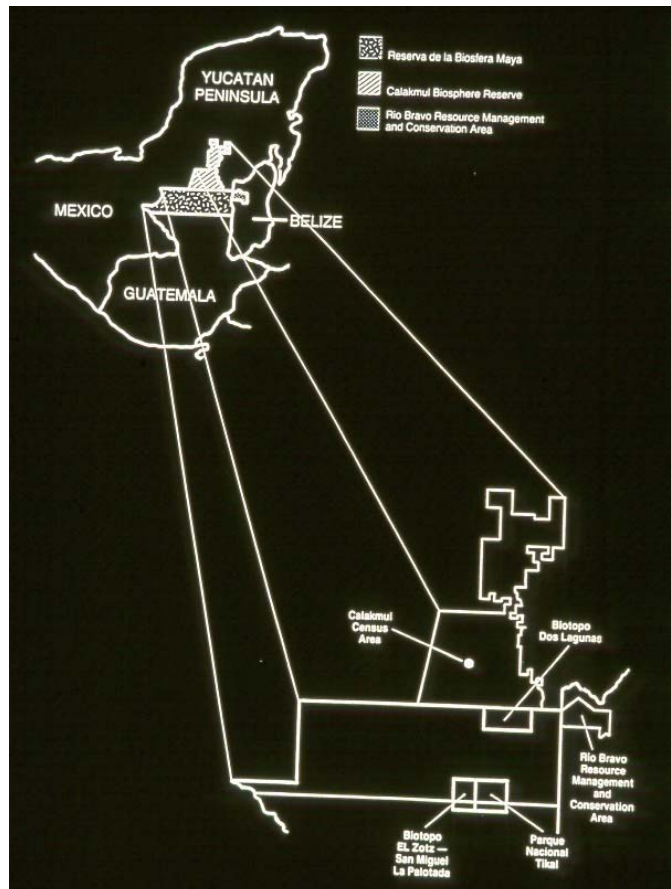
The peregrine fund's "Maya Project" as an example: ecological research, habitat conservation, and development of human resources in the selva Maya

Protected areas in the "Selva Maya"

From 1988 to 1996, The Peregrine Fund carried out a project within the extensive forests of the tri-national "Selva Maya" region of Guatemala, Belize, and Mexico. This, the "Maya Project" was centered within 576 km² Tikal National Park in the northern portion of Guatemala's Petén Department (Fig. 1). This region holds the largest expanse of lowland tropical forest remaining in Mexico and Central America. In Guatemala, the 2.1 million hectare Maya Biosphere Reserve (MBR) was designated in 1990; this reserve, which amounts to 19 % of Guatemala's national territory,

contains most of the mature forest remaining in Petén. To the north, the Calakmul Biosphere Reserve in southern Campeche, Mexico, is contiguous; designated in 1989, this reserve is 723,000 ha in area. To the west, in Chiapas, Mexico, and nearly contiguous with the Maya Biosphere Reserve (MBR), is the Montes Azules Biosphere Reserve and other protected areas; Montes Azules, designated in 1979, totals 331,000 ha in area. To the east, Belize has large tracts of forest protected as forest reserves and other management categories. In southern Petén several other national parks and reserves exist, but they are highly threatened by immigration and deforestation. Forests of the Selva Maya are moist, semi-deciduous tropical forest. While not especially rich in locally endemic species, these protected areas are unique in many ways, not least of which is the tremendous areas of pristine to little-disturbed forest and wetland ecosystems contained within.

Figure 1. Site of the Maya Project—the Maya Biosphere Reserve and other protected areas in the "Maya Forest" region of Guatemala, Belize, and Mexico.



In sum, this tri-national constellation of protected areas is an area of global conservation concern. While a few parks and preserves in this region date back to 1955, most were designated since 1989, when Guatemala's National Council of Protected Areas (CONAP) was founded. Hence the process of turning these recently-designated protected areas into truly protected areas with adequate patrolling, protection, and management, is still very much ongoing. Biologically, little is known of most portions of these reserves, and a great deal of basic inventory remains to be accomplished.

The Maya Project — a brief description

Our Maya Project, begun in Tikal National Park in 1988, had two main goals. The first was to discover new knowledge, principally about forest raptors, that would be transferable to other areas and situations—knowledge that might be broadly helpful in the cause of tropical conservation. Our second goal was to assist in conservation of forest and associated biota in the Maya Forest region. With these two goals in mind, we developed a project with three components: scientific research, development of human resources, and efforts to assist in local habitat conservation.

Maya Project research topics

Ninety-five percent of our project effort went toward documenting the basic biology of 20 species of forest-dwelling birds of prey that we studied at Tikal. For each species, we found several nests and made extensive observations from blinds constructed in nearby trees. In addition to documenting diet, breeding biology, and behavior, we placed radio transmitters on many individuals, allowing us to study movement patterns. The resulting home range data, along with data on distances between neighboring nests, allowed us to estimate the spatial needs of many of these raptors. We also studied raptor species' habitat use, assisted by

radio-telemetry, point counts, and other techniques. We devoted a good deal of effort to testing and refining various methods for detecting and enumerating raptors within unbroken expanses of tropical forest (fig. 2). Some of our results have been published in journal articles (e.g., Gerhardt *et al.* 1994a, b, 1997, Baker *et al.* 2000; Schulze *et al.* 2000a, b; Sutter *et al.* 2001; Thorstrom *et al.* 2000a, b, c). Many others will soon appear in a book titled *Raptors of the Maya Forest: ecology of a Neotropical raptor community*.

Figure 2. Estuardo Hernández, here conducting a canopy-emergent raptor point count, is chief park guard for Tikal National Park, and assistant to the Park Biologist. (photo by D. Whitacre)



A second major area of research examined the effects of prevalent land-uses on raptors, other birds, and to a much lesser extent, bats (Chiroptera). We examined the effects of slash-and-burn farming and selective

logging of mahogany (*Swietenia macrophylla*), and of resultant habitat fragmentation, on these faunal groups. A major facet of this research involved defining patterns of abundance of many faunal species in different types of natural, primary forest, and in the various ages of successional forest that resulted from slash-and-burn farming (Whitacre *et al.* 1995a, b). In addition, we made a quantitative study of farming practices, providing numerical data as to the kinds and extent of successional habitat resulting from farming practices, as well as the rate of felling of mature forest by farmers (Whitacre and García, unpubl. data). Based on these results, we made recommendations concerning appropriate policies toward shifting cultivation, from a conservation perspective (Whitacre *et al.* 1995b). We concluded that little of conservation value can be gained by extending the duration of currently brief fallow periods or by speeding fallow succession. Rather, we recommend stabilizing land use on a subset of currently farmed acreage, through use of "green manure" cover crops, thus removing the need for farmers to constantly fell additional mature forest and second-growth.

With respect to the effects of mahogany logging on forest biota, we conducted one pilot study and another, more definitive study. We studied the effects on the bird community of a logging operation conducted 12 years earlier, finding subtle but interesting effects, which differed in accordance with the type of forest logged (Schulze and Whitacre, unpubl. data).

We also conducted studies of migrant songbirds that breed in North America and winter by the millions in the Selva Maya. In part, these studies examined the effects of slash-and-burn farming, as described above. In addition, we studied the density, site fidelity, and survival of two migrant species in mature forest at Tikal: the Kentucky Warbler (*Oporornis formosus*) and Wood Thrush (*Hylocichla mustelina*). Both species showed substantial fidelity to winter territories, and Kentucky Warblers wintered at a density of 0.96 individuals/ha (Madrid *et al.* 1995).

In support of the above research topics,

and as an end unto itself, we conducted a direct gradient analysis of the woody vegetation of Tikal National Park (Schulze and Whitacre 1999), providing the most detailed description of the forest vegetation of northern Petén since the 1930s. Within the project, M. Schulze also studied other aspects of the ecology of the woody vegetation, focusing on tree regeneration ecology in natural and logging gaps (M. Schulze, unpubl. data).

We devoted a significant amount of effort to the topic of monitoring the ecological integrity of tropical forest protected areas. Because efforts to conduct ecological monitoring in tropical forests have been few to date, there is much scope for creative attempts to design and implement such schemes. Our efforts in this area consisted of designing a monitoring plan for the Maya Biosphere Reserve (Whitacre 1997) as well as putting in place a set of 64 permanent raptor point count plots within four core areas of the Calakmul/Maya Biosphere Reserve complex. In these plots we conducted initial sampling of raptor abundance, providing baseline data and allowing for future sampling in order to investigate possible changes over time. In addition, many sites where we conducted point counts for songbirds and allies, and where we conducted standard-effort mist-netting, provide baseline data. These could also be sampled again in the future, as a means of investigating local ecological changes or changes in avian abundance patterns.

Finally, we devoted attention to inventory and monitoring of two threatened raptor species: the Orange-breasted Falcon (*Falco deiroleucus*) and Harpy Eagle (*Harpia harpyja*). The former species, one of the world's least known and possibly rarest falcons, was studied in detail from 1991-97 in Belize and Guatemala, with emphasis on gathering data on reproductive success and population trends. We found and studied 19 nest sites in the two countries, the largest known enclave of this falcon (Baker *et al.* 2000). For the Harpy Eagle, we gathered information concerning recent records from Guatemala, Belize, and Mexico, which indicate the persistence today of at least small populations in all three countries.

Habitat conservation efforts

Our efforts to save forest habitat locally focused on: 1) promoting the use of “green manure” cover crops by farmers, as an alternative to continual felling of forest, and 2) efforts to reduce the escape of agricultural fires into surrounding forests. We devoted an extensionist—Gumercindo “Chindo” García—to working full-time with some 120 farmers in three small villages in the Buffer Zone of the Maya Biosphere Reserve. Through assistance from CARE International, we introduced these farmers to the use of “frijol abono” or “velvet bean” (*Mucuna* sp.) in conjunction with corn farming. Symbiotic bacteria of *Mucuna* fix nitrogen, enriching the soil, and making it possible to grow corn on the same acreage year after year, thus avoiding the need to rotate fields and cut down additional forest. In addition, *Mucuna* assists in weed-suppression, in this manner also facilitating repeated farming of a given plot of ground.

Chindo worked with the same farmers in an effort to decrease the escape of agricultural fires into surrounding second-growth and primary forest. He did this by encouraging farmers to cut fire-breaks before burning, and to adopt certain burning practices. He also assisted farmers in cutting fire-breaks and in conducting burns, and, when necessary, engaged in fire suppression.

Education and training within the Maya Project

Up to this point, we have briefly listed the kinds of research and habitat conservation efforts that comprised Maya Project field work. Here we will explain how involving local people in these field efforts provided them with a great deal of education, training, and experience.

Sources of project participants

During the nine-year tenure of our field

project, we provided scholarship support for three students in the Biology Licenciatura program of Central America's oldest university—Universidad de San Carlos de Guatemala (USAC), in Guatemala City. However, these students did not become involved to an important extent with our project field work in northern Petén, far from the USAC campus in the capital city. Rather, the more than 100 Guatemalans who worked in the field as part of the project were mainly local residents of northern Petén. None of these individuals had attended university, and many had not attended school through the Sexto Primario (11-12 year age-group), or Tercer Básico (15 year age-group), the latter being the terminal level of education short of attending more specialized training or university.

Project participants were selected mainly on the basis of their reading and writing skills, and secondarily on their experience in the forest—whether obtained in the chicle (*Manilkara zapota*) or xate (*Chamaedorea* palm-frond) industries, in hunting, or merely by virtue of a rural existence. The majority of project participants lived within the buffer zone of the Maya Biosphere Reserve, in villages just south of Tikal National Park. Some participants lived in more distant parts of Petén, and a very few in other Departments. Having heard of our project, they came to us seeking work. At the outset of the project, many participants were park guards employed by Tikal National Park, who took part in project field work during their free time. Later in the project, while several Tikal park guards still participated, a larger percentage of our project employees were not park guards, and were employed full-time by us, mainly for six months per year, but a few year-round.

Experiential training

Training within the Maya Project took place mainly through an “apprenticeship” model. The overall project was composed, at any given time, of up to 10 or more separate

sub-projects. Initially, graduate students working toward an M.S. degree, and professional field biologists employed by The Peregrine Fund, began and directed each sub-project. Each of these students and field biologists worked with a group of two or more local men who served as research assistants. These local assistants thus learned via close, daily contact with experienced biologists. In addition to learning to identify and observe the study species, emphasis was placed on learning the scientific method and the importance of taking accurate field notes. These local assistants were in the forest, engaged in research, nearly every week day, amassing many hundreds of hours of field experience. They gained a great deal of experience in field methods from climbing trees to trapping raptors, placing radio transmitters on them, and subsequently using portable receivers and antennas to collect data on movements and home range area. They also became adept at using map and compass, and in use of GPS (Global Positioning System).

Each sub-project continued for three years or more. In most cases, graduate students finished their thesis research in two or three six-month breeding seasons of field work. By that time, assistants were highly skilled, took excellent field notes, had a great deal of knowledge concerning the study species, and had much experience employing the necessary field techniques. For those projects that we desired to continue beyond the tenure of the graduate student leading them, we selected a local assistant to become the leader of that effort. By the fifth year of the project, we initiated new sub-projects with local workers serving as team leaders from the start, under the supervision of the project director.

In this fashion, some 20 local individuals served as sub-project chiefs, and most of them did so repeatedly. Such team leaders gained a great deal of leadership experience. Managing a team of two to four individuals, they planned daily activities, made personnel assignments, mediated personnel problems, coordinated logistics, instructed team members in methods, and reviewed field notes, maintaining quality

control. Team leaders met weekly with the Maya Project director and the field administrator, in order to discuss research progress, priorities, methods, and quality control. At the end of each six-month principal field season (i.e., the breeding season), each sub-project chief was responsible for extracting key data from field notes into table format, for conducting certain basic forms of data analysis, and for writing a yearly progress report, in the format of a scientific paper. While the quality and completeness of such progress reports varied a good deal, many were excellent, and formed the germ of papers later published in scientific journals or as book chapters.

Many individuals were involved with the project for five to nine years, and worked with multiple species of raptors during that time. For nearly every Neotropical raptor studied in detail to date, one or more of these local Maya Project participants has more field time observing and studying these species than any other person alive. Several individuals also obtained a great deal of experience working with resident and migrant songbirds and allies, gaining skill not only in visual and vocal identification, but in methods including mist netting and point counts. A few individuals gained a great deal of experience in vegetation sampling. Many individuals worked with a number of sub-projects during their several years with the project, and several project chiefs headed up two or more distinct sub-projects over time.

Newer members of the work force were trained largely by those local individuals who were already highly experienced. In addition, we often held training sessions, ranging from a several-evening course in basic ecology to workshops ensuring that all nest observers could correctly identify certain common prey items, giving practice in estimating length and mass of prey items, and ensuring that all of those involved in vegetation sampling were well versed in our chosen suite of sampling methods. In a number of cases, such training sessions were organized and taught by the more experienced local participants.

In several cases, some of the veteran

local participants were given the opportunity to travel to science and conservation meetings abroad. In each such case, these individuals, with assistance from professional biologists, prepared and presented one or more talks. In total, six individuals travelled nine times to international meetings in Mexico, Costa Rica, and Ecuador, presenting a dozen talks. It is difficult to overestimate the value of this experience; these talks were generally received with a great deal of enthusiasm by conference participants, who often mistook the speakers for trained academics.

Formal education within the Maya Project

In addition to providing extensive on-the-job training and experience in field research, we assisted many Maya Project participants in advancing their formal education. Several individuals were assisted in finishing schooling through Tercer Básico (15 year age-group), by means of a weekend schooling program. Our main form of assistance was in providing transportation from remote villages to the departmental capitol where these weekend classes were offered; we also covered inscription fees and other costs.

Many of the local individuals participating in the Maya Project were good candidates for college-level study, and would have gladly undertaken such study, had the opportunity been available. The greatest factor limiting such opportunities in Petén is the lack of appropriate university programs locally in Petén. In the early 1990s the Universidad de San Carlos de Guatemala established the Centro Universitario del Petén (CUDEP), a Petén campus initially offering three-year technical degrees in Conservation and Management of Tropical Forests, Agronomy, and Tourism. We supported four individuals in the forestry program, three of whom successfully completed all requirements, with theses pending. This program, approximately equivalent to a four-year Bachelor Degree at a U.S. university, gave these individuals an excellent formal education to complement the

practical training and experience they gained via Maya Project field work.

The utility of a long-term project as a venue for training and education

Workshops from one to two days to two weeks in duration are commonly observed as means to achieve training for parks and conservation personnel from less-developed nations, as an alternative to costly and time-consuming college-level education. While we have no experience with workshops of two-week duration and longer, we have taken part in leading, and have interacted with participants in, two- to three-day workshops. Although we cannot make a detailed assessment of the workshop model, it appears to us that, as a route toward producing highly trained and experienced personnel, long-term projects hold some major advantages over brief workshops. The amount of experience and one-on-one training that results from extended participation in an ongoing project is difficult, if not impossible, to duplicate in any other fashion. Of course, the cost of a long-term project is also much greater than that of a brief workshop.

A lasting legacy: subsequent history of some Maya Project Alumni

Most Maya Project field work was discontinued late in 1996. Since that time, the 35 local individuals who received most training within the Maya Project have returned to former jobs or gone on to others. What has been the lasting influence, if any, of our project? Here we attempt to answer that question. Of these 35 individuals, at least 12 continue to make a career in the science and conservation field in and near the Maya Biosphere Reserve, at a level of responsibility made possible by the skills and training they gained within the Maya Project. Several others are employed in good

jobs where they use skills they obtained in the Maya Project, although their current work is not directly conservation- or biology-related. Many others continue in park-guard positions they held prior to joining the Maya Project; while they have not made career shifts, they are now better educated in areas relevant to their jobs as resource guards. Here we present brief sketches of a few key Maya Project alumni.

Julio Alfredo Madrid Montenegro - Julio Madrid participated in the Maya Project throughout its nine-year duration, and served as project Field Administrator during the last few years of his involvement. Before beginning with the Maya Project, Julio was already a park guard with CECON (the Center for Conservation Studies of Guatemala's San Carlos University)—CECON kindly lent Julio to the Maya Project throughout the duration of the project. Julio was a key figure in our studies of the Ornate Hawk-Eagle (*Spizaetus ornatus*), and, along with Hector Madrid and Rodolfo Cruz, has conducted more field research on this species than any other individual. Julio was also a key figure in our research on resident and migratory songbirds, conducting a great deal of mist-netting, spot-mapping, and point counts. He also played a lead role in developing and conducting environmental education efforts in local schools. Within the Maya Project, Julio gave talks at scientific meetings in Mexico, Guatemala, Costa Rica, and Ecuador.

We provided Julio with a full scholarship in a three-year college degree program in Conservation and Management of Tropical Forests, where he obtained a very solid knowledge of forestry, tropical dendrology, and related topics. With his combination of expertise ranging from dendrology to songbirds and raptors, Julio is a highly respected and widely sought-after biologist in Petén. For the past several years, Julio has been employed by CONAP—Guatemala's National Council of Protected Areas—the agency responsible for management of the Maya Biosphere Reserve and other protected areas. Julio currently serves as Regional Chief of the Fauna Section.

Hector David Madrid Montenegro - Hector Madrid took part in the Maya Project from 1990-1996, and served as Chief of Logistics and Purchases for several years. Heading up the Ornate Hawk-Eagle field work during 1992, Hector became one of the world's leading experts on this dramatic raptor. Hector presented a talk on studying tropical raptors via radio-telemetry, at a scientific meeting in Costa Rica. Like his brother Julio, we supported Hector in a three-year college program in Conservation and Management of Tropical Forests. Hector gravitated strongly toward the forest management curriculum, and for the past few years has served as a regional forester for INAB—Guatemala's National Forestry Institute. In this capacity, Hector uses his experience, which spans from dendrology to raptor ecology, to evaluate forest management plans in connection with permitting of timber extraction and related activities.

Normandy Bonilla González - Normandy Bonilla participated in the Maya Project from 1990-1996, and was a key figure in our research on the Mottled Owl (*Strix virgata*). He also played a lead role in our educational efforts in local grade schools, and presented results of Mottled Owl and Black-and-White Owl (*Strix nigrolineata*) research at a scientific meeting in Ecuador. We supported Normandy in the same college program mentioned above. Normandy conducted his thesis project on community forestry concessions, an arrangement whereby local communities receive the legal right to manage and rationally exploit timber and non-timber products of portions of the Multiple Use Zone of the Maya Biosphere Reserve. For the past several years Normandy has worked within the Maya Biosphere Reserve as a specialist in community forestry concessions for ProPetén, a local Guatemalan conservation group affiliated with the U.S.-based group, Conservation International.

Tomas Dubón Ortiz - Tomas Dubón participated in the Maya Project from 1992-1996, taking part in research on Roadside Hawks (*Buteo magnirostris*) and various species of kites, and doing a great deal of mist-net

sampling of forest songbirds, as well as vegetation sampling. Tomas also played a role in our environmental education work in local schools. Tomas studied for three semesters in the college program mentioned above, which assisted him in obtaining the position he has held for the past few years, working with community forestry concessions in the Maya Biosphere Reserve, for ProPetén, a local conservation group affiliated with Conservation International.

Cirriaco Marroquín Valles - Chilla Marroquín participated in the Maya Project from 1992-1995, working mainly with resident and migrant songbirds. During that time, Chilla travelled with us to Costa Rica, where he spoke about our songbird research program at an international science meeting. For the past year, Chilla has been employed by a branch of Guatemala's National Council of Protected Areas in the highly endangered forests of southern Petén. Chilla plays a lead role in efforts to inventory and monitor biotic integrity of a series of protected areas, mainly using point-counts to collect data on bird community composition.

José María Castillo - Chema Castillo took part in several raptor studies within the Maya Project. Since that time he has worked for a few different conservation groups, conducting avian inventory and monitoring studies in various parts of the Maya Biosphere Reserve, in addition to telemetry studies of confiscated fauna released back into the wild. At the current time, Chema works for Guatemala's National Council of Protected Areas, using birds as a tool for ecological inventory, monitoring, and evaluation in a series of highly threatened protected areas in southern Petén.

Miguel Ángel Vásquez Marroquín - Miguel Vásquez worked with several raptor species within the Maya Project, especially the Swallow-tailed Kite (*Elanoides forficatus*) and three other kite species. Miguel played a leadership role within these studies, and presented results of Swallow-tailed Kite research at the Neotropical Ornithological Congress in Ecuador. Since that time, Miguel worked for several years as the lead field

technician in the Wildlife Conservation Society's Guatemala program, where he did telemetry studies of Ocellated Turkeys (*Meleagris ocellata*), among other things. Miguel continues to work as one of the most respected park guards in Tikal National Park. For many years Miguel has systematically gathered information on the phenology of forest trees at Tikal, and he has written a book-length manuscript reporting these results.

Gregorio López Avila - Gregorio López worked within the Maya Project for five years, participating mainly in research on the Black Hawk-Eagle (*Spizaetus tyrannus*), Crested Eagle (*Morphnus guianensis*), and Gray-headed Kite (*Leptodon cayanensis*). For the past two to three years, Gregorio has worked for The Nature Conservancy and Defensores de la Naturaleza, one of Guatemala's largest conservation organizations. He is engaged in ecological inventory and monitoring efforts, based mainly on bird populations, in the remote Sierra del Lacandón National Park in western Petén.

Aquiles Estuardo Hernández Córdova - Participating in the Maya Project throughout its nine-year history, Estuardo Hernández played a unique role. He conducted more raptor point counts in and over the forest than did any other individual within the project. In all likelihood, the only person in the world who has conducted more tropical forest raptor counts than Estuardo is Jean-Marc Thiollay, a French raptor biologist. Estuardo travelled with us to an international meeting in Costa Rica in 1993, reporting on our methods for censusing tropical forest raptors. Estuardo is Chief Park Guard at Tikal National Park, and is also the assistant to the newly-created Park Biologist position.

Juventino López Avila - Tino López worked within the Maya Project from 1991 through 1996, participating in Ornate Hawk-Eagle research, and leading research teams in studies of the Black Hawk-Eagle, Crested Eagle, and Gray-headed Kite. Since the end of Maya Project field work, Tino has been employed full-time for several years in a study of Mealy Parrot (*Amazona farinosa*) migration and reserve design conducted by Ph.D. candidate

Robin Bjork of Oregon State University. With his unique blend of experience conducting field work on two species of hawk-eagles, the Crested Eagle, and the Gray-headed Kite, Tino has a fund of experience with large tropical forest raptors that would compare favorably with anyone. Now with several years of experience with parrots, he should continue to be worth his weight in gold as an avian field researcher in the Selva Maya.

Oscar Anibal Aguirre Barrera - Oscar Aguirre worked with the Maya Project from 1991 through 1996. Oscar worked with a number of raptor species, but especially the White Hawk (*Leucopternis albicollis*) and the Orange-breasted Falcon. Along with Aaron Baker (leader of our Orange-breasted Falcon studies), Oscar has no doubt spent more time observing Orange-breasted Falcons in the wild than anyone in the world. Since 1997, Oscar has worked for Ph.D. candidate Robin Bjork, in her study of intra-tropical migration of the Mealy Parrot. Oscar remains very enthusiastic about conducting field studies of birds.

Marcial Córdoba Alvarez - Chalo Córdoba participated in the Maya Project from 1992 through 1996. Chalo worked in studies of various birds, but worked far more in vegetation sampling, as Mark Schulze's main field assistant. After Maya Project field work ended, Chalo continued to conduct vegetation sampling, employed by Ph.D. candidate Mark D. Schulze (Pennsylvania State University). For the past two to three years Chalo has worked for Ph.D. candidate Robin Bjork in her study of Mealy Parrot ecology and migration. With excellent tree identification skills and much experience in botanical field sampling, Chalo has a valuable combination of experience with birds and vegetation.

At least three other individuals are employed in positions in which they utilize skills learned within the Maya Project. Two of them serve as drivers and general technicians for various international conservation and human rights groups, and another works as a government land surveyor, using experience he gained in the Maya Project using GPS (Global Positioning System). Many others work as park

guards in Tikal National Park, a position in which the knowledge gained within the Maya Project is also useful.

Toward local Project Ownership

Many of the local Maya Project participants developed a tremendous sense of pride in the project—a feeling of project ownership. This resulted, we feel, from the fact that the project leadership did not regard these local participants simply as employees to be sent forth on various tasks. Rather, the project leadership listened to the concerns and perspectives of the local participants, and in this way, gained new insights into the dynamics of deforestation, the human dimensions of the problem, and into potential means of intervening to alter land use patterns while also benefiting human welfare.

Two aspects of the project came into being as a result of personal interests of local participants. Our environmental education efforts in local schools resulted in large part from the interests shown by Julio Madrid, Normandy Bonilla, and Tomas Dubón in conducting such efforts. Likewise, our efforts to introduce local farmers to improved farming practices (*Mucuna* as a green manure) resulted directly from the interest shown in this topic by Hector Madrid, Rodolfo Cruz, Chindo García, and others.

Another important ingredient in building human resources was our willingness to invest in, trust, and give a great deal of responsibility to local participants—most individuals received the opportunity to shoulder as much responsibility as they wished. The growth in capabilities of many individuals over the span of their several years of involvement was quite evident. In addition to acting as sub-project leaders, individuals who travelled abroad to present results at science and conservation meetings received an opportunity quite unusual for a resource guard in a remote protected area; in each case, these individuals performed admirably.

Other aspects of the project were also

calculated to build pride in the accomplishments of local participants. At the end of each six-month field season, we held a celebration, inviting family members of our local crew. At this picnic, each local project leader took the stage, recognized his crew members, and gave a brief synopsis of the season's accomplishments. We felt that this opportunity for recognition in front of spouses, sons, and daughters, was an important facet contributing to workers' growing sense of professionalism and accomplishment. We heartily recommend such simple measures as important contributors to success in any similar project.

Discussion and conclusions

We feel that the Maya Project has left a lasting legacy in the Selva Maya region, in helping to create a cadre of local people well trained and highly experienced as ecological field technicians—and several of them much more than mere technicians. By bringing such training, experience, and opportunities to a large handful of intelligent and highly motivated local men, we feel we have altered in some small way the human landscape upon which conservation concerns are played out in this region.

We feel vindicated in our decision to invest heavily in local people, most of whom did not have advanced education. We conclude that similarly intelligent, motivated individuals exist everywhere, including the most poverty-ridden villages on every tropical forest frontier. Given the opportunity, many of these individuals will make effective park guards and field technicians, and some will prove to have a fierce interest in biology and conservation. Some will revel in field research, and some will prove to be highly effective local spokesmen for conservation. Our experience suggests the value of searching out such talented local individuals and investing in their development.

A key ingredient in determining whether such investment in local human resources is worthwhile is perhaps the degree of opportunity

existing for them once trained. It would be foolish to assert that any similar project conducted elsewhere will necessarily result in the same amount of opportunity manifest in the case histories cited above. However, it seems clear that the tendency is for international conservation groups to become ever more involved in supporting the development and functioning of protected areas in Latin American nations. Hence, even in situations in which government resources for management of protected areas are limited, it seems likely that opportunities for trained local personnel may exist within national and international conservation organizations, as was our experience in Guatemala. Moreover, it is our feeling that such an investment in local people is worthwhile even if not all the individuals receiving such training and experience are subsequently employed professionally in this field; project experience is likely to pave the way to good, technically-oriented jobs, even though outside the field of biology, conservation, or land management. The benefits flowing from such local investment in human capital are many, both to the individuals so involved and to the overall conservation scene.

Acknowledgements

The work described here was carried out by well over 100 individuals, each contributing to the lessons described here. The Maya Project has received financial support from Ruth Andres, Robert Berry, Crystal Channel Foundation, Evie Donaldson, the Gold Family Foundation, William H. and Mattie Wattis Harris Foundation, Alfred Jurzykowski Foundation, KENNETECH/U.S. Windpower, The John D. and Catherine T. MacArthur Foundation, Mill Pond Press, National Fish and Wildlife Foundation, Norcross Foundation, Henry and Wendy Paulson, The Pew Charitable Trusts, Andrés and Pilar Sada, Joe and Falinda Terteling, the U.S. Agency for International Development, U.S. Man and the Biosphere Program/Tropical Ecosystems

Directorate, and the Weeden Foundation. We are grateful to Devora U. Sharp for sharing information on the National Parks Omnibus Management Act of 1998 and on the history of ecological monitoring within the U.S. National Park Service. We are grateful to L. F. Kiff for helpful comments on the manuscript, and to P. Burnham for proof-reading it.

Bibliography

- Baker, A. J., D. F. Whitacre, O. Aguirre B., and C. White (2000) Status of the Orange-breasted Falcon (*Falco deiroleucus*) in Mesoamerica: a disjunct, vulnerable population. *Bird Conserv. Int.* 10:29-40.
- Gerhardt, R. P., D. M. Gerhardt, C. J. Flatten, and N. Bonilla G. (1994a) The food habits of sympatric *Ciccaba* owls in northern Guatemala. *J. Field Ornithology* 65:258-264.
- Gerhardt, R. P., N. Bonilla G., D. M. Gerhardt, and C. J. Flatten (1994b) Breeding biology and home range of two *Ciccaba* owls. *Wilson Bull.* 106:629-639.
- Gerhardt, R. P., D. M. Gerhardt, and M. A. Vásquez. (1997) Siblicide in Swallow-tailed Kites. *Wilson Bull.* 109:112-120.
- Madrid, J., C. Marroquin V., T. Dubon O., M. D. Schulze, J. Hunt, and D. F. Whitacre (1995) Monitoring population parameters of a wintering migrant songbird, the Kentucky Warbler: persistence pays, p. 479-483. In: J. A. Bissonette and P. R. Krausman (eds.) *Integrating people and wildlife for a sustainable future*. Proceedings of the first International Wildlife Management Congress. Bethesda, MD: The Wildlife Society.
- Schulze, M. D. and D. F. Whitacre (1999) A classification and ordination of the tree community of Tikal National Park, Petén, Guatemala. *Bulletin of the Florida Museum of Natural History* 41 (3):169-297.
- Schulze, M. D., N. E. Seavy, and D. F. Whitacre (2000a) A comparison of the phyllostomid bat assemblages in undisturbed Neotropical forest and in forest fragments of a slash-and-burn farming mosaic in Petén, Guatemala. *Biotropica* 32:174-184.
- Schulze, M. D., J. L. Córdova, N. E. Seavy, and D. F. Whitacre (2000b) Behavior, diet, and breeding biology of Double-toothed Kites at a Guatemalan lowland site. *Condor* 102:113-126.
- Sutter, J., W. E. Martínez, A. Francisco Oliva T., N. Oswaldo J., and D. F. Whitacre (2001) Diet and hunting behavior of the Crane Hawk in Tikal National Park, Guatemala. *Condor* 103:70-77.
- Thorstrom, R.K., J. D. Ramos, and C. M. Morales (2000a) Breeding biology of the Barred Forest-Falcon *Micrastur ruficollis* in northeastern Guatemala. *Auk* 117:781-786.
- Thorstrom, R. K., J. D. Ramos, and J. M. Castillo (2000b) Breeding biology and behavior of the Collared Forest-Falcon *Micrastur semitorquatus* in Guatemala. *Ornitología Neotropical* 11:1-12.

Thorstrom, R. and A. Quixchán (2000c) Breeding biology and nest-site characteristics of the Bicolored Hawk in Guatemala. *Wilson Bull.* 112:195-202.

Whitacre, D. F. (1997) *An ecological monitoring program for the Maya Biosphere Reserve*. The Peregrine Fund, Boise, Idaho. 121 pp.

Whitacre, D. F., M. D. Schulze, and N. E. Seavy (1995a) *Habitat affinities of a Central American forest avifauna: implications for conservation in Neotropical slash-and-burn farming landscapes*. Technical report to the U.S. Man and the Biosphere Program/Tropical Ecosystems Directorate. Boise, Idaho: The Peregrine Fund.

Whitacre, D., J. Madrid M., C. Marroquin V., T. Dubón O. N. O. Jurado, W. R. Tobar, B. González C., A. Arévalo O., G. Garcí C., M. D. Schulze, L. Jones Sutter, J. Sutter, and A. J. Baker (1995b) Slash-and-burn farming and bird conservation in northern Petén, Guatemala. p. 215-226. In: M. Wilson and S. Sader (eds.) *Conservation of neotropical migratory birds in Mexico*. Maine Agricultural and Forest Experiment Station, Misc. Pub. 727.

Análise do conhecimento ornitológico da região noroeste do Paraná e áreas adjacentes

Fernando Costa Straube³⁵

Alberto Urban-Filho³⁶

Introdução

A riqueza de espécies registradas na região noroeste do Paraná e adjacências, pode ser considerada uma das maiores até então verificadas em toda a região sul e sudeste do Brasil (Straube *et al.* 1996). Isso se deve primariamente à representação de vários tipos vegetacionais, mas também é efeito de uma dinâmica particular de substituição de avifaunas como consequência da modificação dos ambientes naturais (Straube e Bornschein 1995, Straube 1995).

A inacessibilidade de publicações referenciais, muitas vezes restritas aos periódicos especializados, porém, tem forçado uma divulgação (ou admissão implícita) de uma pretensa escassez de informações passíveis de utilização em planos de manejo e conservação para a área abordada. Ou seja, apesar de haver uma rica literatura pertinente ao noroeste paranaense, englobando títulos relativos a caracterizações geológica, geomorfológica, fitofisionômica e faunística, ela raramente é acessada pelos órgãos encarregados da política ambiental do Estado. E, desta forma, também raramente usada aos propósitos de gerenciamento ambiental.

Aumenta a problemática, o fato de que a maioria dos planos de manejo de unidades de conservação no Brasil apresentam defeitos graves e estruturais, destacando-se a ausência de uma filosofia multi e

interdisciplinar, acarretando em propostas estanques e compartimentalizadas (Dilger *et al.* 1998).

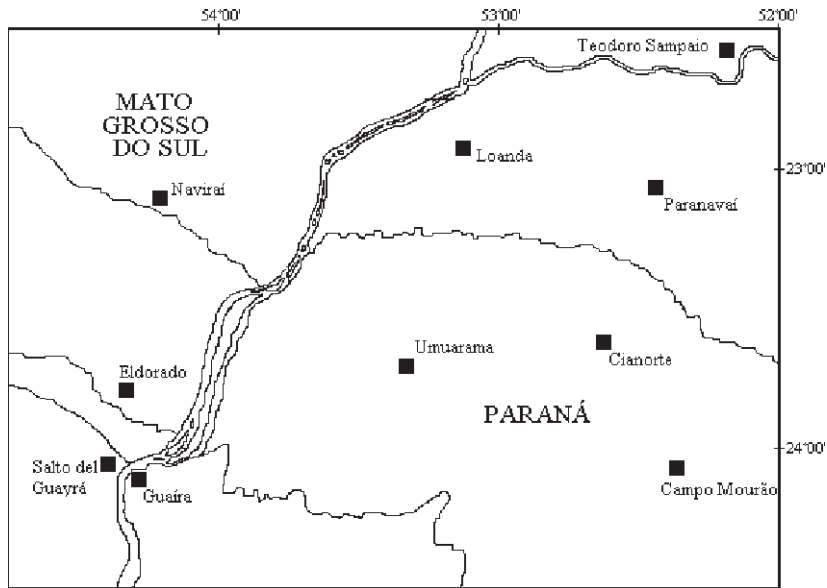
Assim, visamos com esse estudo, não somente apresentar um esboço compilatório do conhecimento ornitológico da região, que por si só já consistiria de instrumento desejável, útil no sentido de eliminar parte dessas deficiências. Pretendemos também, identificar o grau (em número, qualidade, espaço e tempo) em que se encontram as informações, mediante dados sistematizadamente organizados através de um método aplicável simultaneamente a várias outras áreas de conhecimento, biológico ou não.

Métodos

A área de estudo compreende a região noroeste do Paraná, bem como as suas adjacências, nos limites extremos do sul de Mato Grosso do Sul, sudoeste de São Paulo e leste da República do Paraguai, entre as coordenadas 22°30'-24°30'S e 52°00'-54°45'W (figura 1).

Para a presente análise foram considerados todos os registros de aves para a área em questão, de acordo com a coletânea publicada por Straube *et al.* (1996), inseridos em uma matriz cartográfica de 88 quadrículas com área de 15' de latitude por 15' de longitude (1/4 de latlong).

Figura 1. Área de estudo, na região noroeste do Paraná e adjacências, com indicação das principais cidades.



Para cada espécie, dessa forma, relacionou-se a informação de registro com o topônimo mencionado, sendo esses localizados com base em Paraná (1983/1984, 1987). Alguns registros foram descartados, devido à imprecisão na informação do local onde foi efetuado, particularmente nos casos em que seria impossível enquadrá-lo em alguma quadrícula (p.ex. "Vale do Rio Ivaí", visitada por A. Mayer, vide Straube e Bornschein 1989).

Critérios para a definição do grau de conhecimento e de áreas prioritárias para inventários avifaunísticos foram baseadas, com modificações, em Oren e Albuquerque (1991) e Silva (1995).

Resultados

A riqueza avifaunística do noroeste paranaense

Até o momento foram identificadas 413 espécies para a área de estudo (Straube *et al.* 1996). Esse valor de riqueza específica pode ser considerado elevado, comparando-o com os obtidos em outras regiões paranaenses e mesmo do sudeste-sul do Brasil, inclusive em

áreas reconhecidas como possuidoras de "alta biodiversidade" (Straube 1990, 1995, Scherer-Neto e Straube 1995, Aleixo e Galetti 1997, Anjos e Bóçon 1999).

Alguns grupos taxionômicos ou ecológicos encontram-se ainda subamostrados, possivelmente por sua raridade (Falconiformes), por apresentarem hábitos migratórios (Charadriiformes) ou, simplesmente, por viverem em regiões com representação de habitats muito particulares de ocorrência pontual.

Não obstante, das 663 espécies de aves do Paraná (Scherer-Neto e Straube 1995), com fontes de registro comparáveis às aqui consideradas, estima-se que 62,3% ocorram na porção noroeste do Paraná. Levando-se em consideração que nessa área estão ausentes todos os endemismos da floresta ombrófila densa de terras baixas e montana, mata de araucária, cerrado e campos, o inventário de sua avifauna pode ser considerado quase que completo.

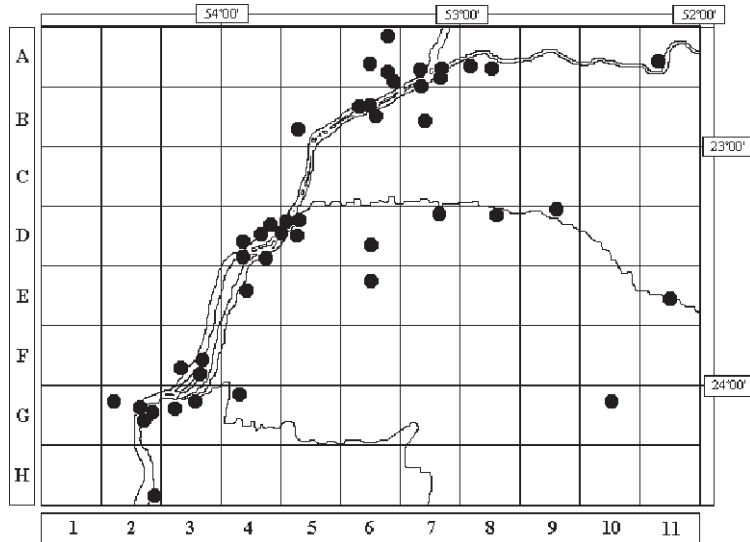
Graus de conhecimento ornitológico

O noroeste paranaense conta com quase meia centena de localidades amostradas e passíveis de resolução na escala cartográfica

adotada (anexo 1). Esse rol estende-se desde os pontos em que uma ou poucas espécies foram constatadas até os que contam com razoáveis

inventários, como resultado de pesquisas mais demoradas ou visitas de vários coletores/pesquisadores em períodos distintos (figura 2).

Figura 2. Localidades de pesquisa ornitológica na região noroeste do Paraná e adjacências (baseada em Straube *et al.* 1996).



Fica clara, na figura 2, uma distribuição desigual de pontos amostrais, concentrada em áreas próximas do vale do Rio Paraná e, particularmente nas desembocaduras dos seus principais afluentes regionais: Paranapanema, Ivaí e Piquiri. Pontos escassos e grandes lacunas são observados para zonas mais interioranas.

Esse panorama é facilmente explicado: localidades visitadas entre o início deste século e meados da década de 40, restringem-se às proximidades das vias de acesso rodoviário e fluvial às cidades e vilarejos que existiam naquela época. Por outro lado, os dados de pesquisas recentes, especialmente a partir do final de década de 80, surgem apenas em locais coincidentes com a presença de unidades de conservação ou dos últimos remanescentes com vegetação original ali existentes.

A distribuição do número de espécies registradas para cada quadrícula está apresentada na figura 3. Pode-se verificar inicialmente que sobressaem-se as quadrículas sem nenhuma informação sobre ocorrências

(75%), sendo escassas (7,9%) as que apresentam valores superiores a 100 espécies. Nesse sentido, destacam-se as quadrículas D5 e G2, nas quais foram verificadas respectivamente 232 e 277 espécies, riquezas elevadas que, por certo, representam com fidelidade as suas composições avifaunísticas.

A média de espécies assinaladas nas quadrículas é de 18,2, valor muito baixo, e evidente indicativo de que a distribuição da informação ornitológica regional é desigual e mal distribuída.

Uma vez que a disponibilidade de informações restringe-se a dados de ocorrência, definiu-se quatro "graus de conhecimento", de acordo com o número de espécies assinaladas para cada quadrícula da malha cartográfica. Com base em diversos estudos de inventários avifaunísticos realizados no Estado (vide "Bibliografia Ornitológica Paranaense" em Scherer-Neto e Straube 1995), considerou-se os seguintes graus: 1. insuficiente (0-92 espécies registradas); 2. razoável (93-

Figura 3. Número de espécies registradas em cada uma das quadrículas de uma malha com 1/4 de latlong (15' de latitude por 15' longitude) na região noroeste do Paraná e adjacências.

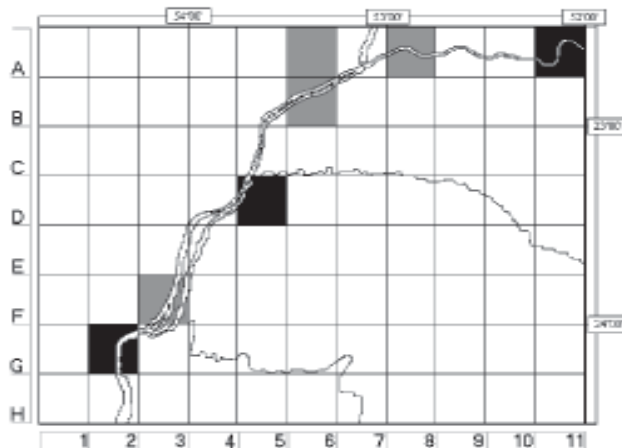


185); 3. satisfatório (mais de 185 espécies registradas) (intervalos de classes definidos segundo Beiguelman 1988) .

Obteve-se que 92,0% das quadrículas apresenta-se insuficientemente amostradas e, desse agrupamento, 88,9% (81,8% do total) possui registro de menos de 10 espécies,

mostrando que maior parte do noroeste não foi sequer visitada, ainda que para estudos superficiais de curto período amostral. No outro extremo desse panorama, encontram-se as quadrículas satisfatoriamente inventariadas, com uma cifra insignificante de 3,4% do total de quadrículas.

Figura 4. Distribuição dos graus de conhecimento da composição avifaunística no noroeste do Paraná e adjacências. Quadrículas preenchidas por cor negra, referem-se a regiões com grau satisfatório (mais de 185 espécies registradas), com cinzento, grau razoável (93-185) e as demais (não preenchidas) ao grau insuficiente (0-92 espécies registradas).



Os graus de conhecimento ornitológico (figura 4), apresentam-se de forma desigual, indicativo de que poucas áreas foram efetiva e criteriosamente estudadas e, por esse motivo, a riqueza total de espécies da região deve-se a esses esforços puramente pontuais.

É de se ressaltar que a porção meridional do Mato Grosso do Sul apresenta-se crítica sob o ponto de vista do conhecimento avifaunístico, uma vez que a maior parte das informações restringem-se às proximidades do curso do Rio Paraná, faltando quase que por completo, dados sobre espécies de ocorrência mais interiorana.

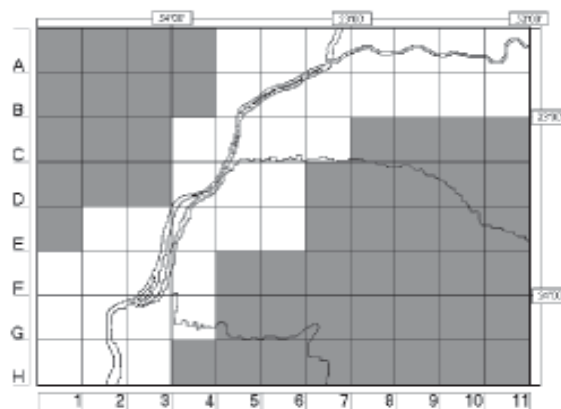
Não obstante, a possibilidade de reversão desse quadro com realização de pesquisas nesse Estado é muito superior à verificada no Paraná, uma vez que ali ainda há uma considerável representação de ambientes originais ou razoavelmente preservados, em contraste com o panorama absolutamente irreversível de desertificação do território paranaense (observações pessoais dos autores). Além disso, o Estado do Mato Grosso do Sul conta com uma quantidade considerável de informações

dispersas e não divulgadas, colhidas por vários pesquisadores nas últimas décadas e mesmo séries pequenas de exemplares ainda não estudadas adequadamente.

Caso distinto é o terço final do Rio Piquiri e a maior parte do interflúvio Paranapanema-Ivaí e Ivaí-Piquiri, onde a vegetação original foi praticamente erradicada, dando lugar a pastagens, zonas agrícolas e antropismos. Ao conhecimento da composição avifaunística de tais áreas resta apenas a extrapolação de espécies verificadas em quadrículas adjacentes ou, no máximo, registros adicionais de espécies relictuais, ainda presentes nos diminutos e extremamente distanciados remanescentes florestais restantes.

Com base nesse mesmo argumento de que uma quadrícula bem amostrada pode fornecer informações para todas as oito circundantes, mediante uma extrapolação hipotética, pode-se definir o panorama final das áreas prioritárias para pesquisas ornitológicas, usando-se congregadamente o apresentado nas figuras 3 e 4 (figura 5).

Figura 5. Áreas prioritárias para pesquisas ornitológicas na região noroeste do Paraná, com base no grau de conhecimento observado para cada quadrícula e do potencial de inferir ocorrências.



Documentação

O registro de aves documentado por espécimes de museu é condição indispensável para quaisquer tipos de inventários, uma vez que é a única forma aceitável para eventuais revisões de registros, particularmente no caso

de táxons duvidosos ou questionáveis sob o ponto de vista biogeográfico. A não documentação de espécies costuma levar a interpretações falseáveis na composição de avifaunas.

Até o presente, 69,5% da avifauna do noroeste apresenta-se devidamente

documentada por espécimes de museu. A maior parte das espécies para as quais faltam espécimes comprobatórios, está centrada em grupos de captura mais difícil, em especial alguns táxons aquáticos (p.ex. *Anatidae* e *Rallidae*), aerícolas (*Cathartidae*, *Apodidae*, *Hirundinidae*) e espécies naturalmente raras. É de se mencionar que certas espécies bastante comuns em toda sua área de distribuição e, portanto, de fácil obtenção, surpreendentemente ainda fazem parte desta lista (p.ex. *Bubulcus ibis*, *Columba picazuro*, *Coragyps atratus*, *Milvago chimachima*, *Polyborus plancus*, *Elaenia flavogaster*, *Notiochelidon cyanoleuca*, dentre outras).

Desconsiderando-se o fator raridade, que força um número de registros menor do

que a média verificada para outras espécies, pode-se inferir sobre o grau de confiabilidade de um inventário tomando-se como critério o número de registros para cada espécie, cuja documentação em museu seja até o momento inexistente.

Independente de haverem sido efetivados vários registros por um mesmo observador em uma mesma área, pode-se verificar que as espécies que contam com até 5 registros visuais, representam 85,7% do total de espécies não documentadas (tabela 1). Tais informações, que deveriam ser desprezadas em análises biogeográficas rigorosas, compreendem mais da quarta parte (26,1%) do total da avifauna até então registrado para a região em foco.

Tabela 1. Confiabilidade do conhecimento ornitológico da região noroeste do Paraná: número de casos em que espécies não documentadas apresentam-se nos três intervalos de classe e a sua participação na avifauna total.

Nº de registros	CASOS	% PARCIAL	% DO TOTAL
1-5	108	85,7	26,1
6-10	13	10,3	3,2
11-15	5	4,0	1,2

Prioridades para a Ornitologia do noroeste do Paraná

Com base nas informações compiladas e analisadas no presente estudo, pode-se apresentar uma lista preliminar de prioridades fundamentais no avanço das pesquisas ornitológicas na região:

1. obtenção de exemplares comprobatórios referentes àquelas espécies cuja documentação encontra-se ainda ausente.

2. realização de pesquisas sistemáticas nas regiões ainda não amostradas, com destaque para:

- terço médio do Rio Ivaí
- interflúvio dos rios Paranapanema/Ivaí e Ivaí/Piquiri
- terço final (exceto a foz) do Rio Piquiri

- extremo meridional do Mato Grosso do Sul, exceto o vale do Rio Paraná.

3. análise biogeográfica da área de estudo, para obtenção de subsídios úteis a planos futuros de manejo e conservação;

4. estudo, mediante comparações de avifaunas (original e atual), da dinâmica de substituição de espécies e grupos ecológicos como decorrência da modificação das paisagens, constituindo instrumento para avaliações da qualidade ambiental dos remanescentes.

5. aplicação confrontada das informações aqui analisadas com aquelas referentes a outras áreas do conhecimento, não apenas biológicas, mas também geológicas e sócio-econômicas, com a obtenção de um agregado multi-disciplinar de estratégias para a política ambiental local.

Bibliografia

- Aleixo, A. e M. Galetti (1997). The conservation of the avifauna in a lowland Atlantic forest in south-east Brazil. *Bird Conserv. Int.* 7 : 235-261.
- Anjos, L. dos e R. Bóçon (1999). Bird communities in natural forest patches in southern Brazil. *Wilson Bulletin* 111(3): 397-414.
- Beiguelman, B. (1988). *Curso prático de Bioestatística*. Ribeirão Preto, Sociedade Brasileira de Genética. 231 p.
- Dilger, R., J. B. Campos, J. C. de Oliveira, D. R. de Oliveira e W. Loureiro (1998). Bases metodológicas para estabelecimento de planos de manejo dinâmicos em unidades de conservação: o caso da Estação Ecológica do Caiuá - Paraná - Brasil. *Cadernos de Biodiversidade* 1(2): 64-72.
- Oren, D. C. e H. G. de Albuquerque (1991). Priority areas for new avian collections in Brazilian Amazonia. *Goeldiana (zool.)* 6:1-11.
- Paraná. *Estado do Paraná*. Mapa, esc. 1/500 000. Curitiba, Instituto de Terras e Cartografia. 1983/1984.
- Paraná (1987). *Atlas do Estado do Paraná*. Curitiba, Instituto de Terras, Cartografia e Florestas. 73p.
- Scherer-Neto, P. e F. C. Straube (1995). *Aves do Paraná: história, lista anotada e bibliografia*. Campo Largo, Logos Press. 79 pp.
- Straube, F. C. (1990). Conservação de aves no litoral sul do Estado do Paraná (Brasil). *Arquivos de Biologia e Tecnologia* 33(1): 159-173.
- Straube, F. C. (1995) Métodos de caracterização e diagnóstico de avifaunas para estudos de impactos ambientais. Em: P. Juchen (ed.), *MAIA - Manual de Avaliação de Impactos Ambientais*, 2^o suplemento, 3990. Curitiba, IAP/GTZ. p. 1-15.
- Straube, F. C. e M. R. Bornschein (1989). A contribuição de André Mayer à História Natural no Paraná (Brasil). I. Sobre uma coleção de aves do extremo noroeste do Paraná e sul do Mato Grosso do Sul. *Arquivos de Biologia e Tecnologia* 32(2): 441-471.
- Straube, F. C. e M. R. Bornschein (1995). New or noteworthy records of birds from northwestern Parana and adjacent areas (Brazil). *Bulletin of the British Ornithologists' Club* 115(4): 219-225.
- Straube, F. C., M. R. Bornschein e P. Scherer-Neto (1996). Coletânea da avifauna da região noroeste do Estado do Paraná e áreas limítrofes (Brasil). *Arquivos de Biologia e Tecnologia* 39(1):193-214.

Programa de áreas importantes para a conservação das aves (IBAs) – uma estratégia global da BirdLife International

Jaqueline M. Goerck²⁰

Introdução

O Brasil é considerado um dos países com a maior diversidade biológica no mundo. Aqui encontramos pelo menos 428 espécies de mamíferos, 1.677 de aves, milhões de insetos além de milhares de espécies vegetais já descritas e ainda por descrever (McNeely *et al.* 1990, Sick 1997). Por este motivo o Brasil recebeu o título de país da megadiversidade. A destruição contínua dos recursos naturais do país tem levado muitas espécies à beira da extinção. Algumas espécies, como, por exemplo, o mutum-do-nordeste (*Mitu mitu*) e a ararinha-azul (*Cyanopsitta spixii*), podem ser consideradas praticamente extintas na natureza, pois não existem registros recentes da primeira, e há apenas um indivíduo da segunda espécie na natureza (Waugh e Yamashita 2000). O fato de existirem indivíduos de ambas espécies em cativeiro possibilita a reintrodução destas espécies em seu ambiente natural. Projetos como esses, porém, são em geral extremamente dispendiosos, com poucas chances de sucesso sem um monitoramento intensivo. Além disso, no caso específico dessas duas espécies, o hábitat original foi completamente devastado, o que torna sua reintrodução virtualmente inviável, já que restam somente pequenos fragmentos, que dificilmente podem sustentar populações viáveis das espécies a longo prazo. No entanto, a maioria das outras espécies de

aves pode ser preservada se o seu hábitat original for mantido, sem a necessidade de um manejo específico.

O presente artigo apresenta um programa desenvolvido pela Birdlife International que visa a conservação das aves em sua ambiente natural. O programa “Áreas Importantes para a Conservação das Aves” tem como objetivos identificar, documentar e proteger áreas consideradas críticas para as aves, principalmente as endêmicas ou consideradas ameaçadas de extinção. Também são apresentadas as estratégias de implantação desse programa no país, de forma a garantir sua eficiência na perpetuação de espécies hoje ameaçadas de desaparecimento total, impedindo assim que casos como os do mutum-do-nordeste e da ararinha-azul se repitam.

Avifauna do Brasil

As 1.677 espécies de aves conhecidas no Brasil representam mais de 50% do total de espécies do continente americano (Sick 1997). Maior diversidade é encontrada nas regiões das matas Amazônica e Atlântica. Ambas as florestas estão sendo continuamente degradadas, mas a situação é mais crítica na região da Mata Atlântica, onde menos de 5% da vegetação original persiste. Além da alta diversidade de espécies, a Mata Atlântica possui uma avifauna única, que será perdida

com o desaparecimento das matas remanescentes. Estudos recentes mostraram que 199 das 600 espécies de aves residentes na Mata Atlântica são endêmicas a ela, sendo que 68% podem ser consideradas raras (Goerck 1997). Outros táxons também apresentam alto grau de endemismo nessa região. São endêmicos, por exemplo, 40% das espécies vegetais, 28% dos mamíferos, 30% dos répteis e 90% dos anfíbios conhecidos. A destruição total da Mata Atlântica resultaria na perda de uma porção considerável da biodiversidade brasileira. Existem várias iniciativas de proteção e preservação dos remanescentes florestais na região da Mata Atlântica, tanto de órgãos governamentais quanto não-governamentais e privados. Grande parte destas iniciativas parte de pontos de vista regional e de paisagem para assegurar a sobrevivência das espécies a longo prazo. No entanto, tais programas somente terão êxito caso ainda persistam áreas remanescentes que abriguem as espécies ameaçadas, e que funcionem como fonte de material genético em casos onde a reintrodução se faça necessária em áreas restauradas. Portanto, a proteção dos fragmentos remanescentes é da maior urgência para a conservação das espécies que ali ocorrem, em especial no caso das aves criticamente ameaçadas de extinção.

Áreas importantes para a conservação de aves

Histórico

O Programa de “Áreas Importantes para a Conservação das Aves” (IBAs, do inglês *Important Bird Areas*) foi idealizado pela BirdLife International na Europa na década de 1980. Um trabalho exaustivo, contando com a colaboração de 400 especialistas europeus, usando critérios unificados, identificou 2.444 áreas espalhadas pelos 41 países europeus. Os resultados foram apresentados na publicação *Important Bird Areas in Europe* (Grimmet e Jones 1989), que

viria a ser o marco inicial do programa de IBAs da BirdLife International. Em 1990, as organizações que integram a rede BirdLife International (ver Anexo para informações sobre esta organização) iniciaram projetos de conservação para proteger cada uma das IBAs identificadas, uma vez que o programa de IBAs não se limita a priorizar áreas importantes, mas tem por objetivo final a efetiva conservação das áreas consideradas prioritárias. Em 1995, aproximadamente 50% das áreas identificadas como IBAs já recebiam algum tipo de proteção formal.

O Programa de IBAs está em andamento em diversas partes do mundo. Recentemente foram concluídas a revisão das IBAs na Europa (Heath e Evans 2000) e a identificação das IBAs na África, no Oriente Médio, e em alguns países das Américas, como, por exemplo, no México (Arizmendi e Valdelamar 2000) e no Canadá. Uma das peculiaridades mais importantes da estratégia global deste projeto reside no fato de que, embora sua implantação se dê no nível local, ele pode ser utilizado como ferramenta no desenvolvimento de políticas públicas internacionais. Uma IBA na Espanha equivale em importância a uma IBA no Brasil ou no Japão. Por exemplo, o Banco Mundial reconhece a importância das IBAs, e não fornece financiamentos a projetos que possam afetar de modo negativo uma área oficialmente considerada como IBA. As experiências positivas em outros países demonstram que este programa é um instrumento eficaz para a conservação das aves no mundo.

Caracterização

Devido aos padrões de distribuição das espécies, sabe-se que algumas áreas são excepcionalmente importantes para a conservação de várias espécies de aves. No mundo inteiro, a classificação das IBAs segue critérios científicos rigorosos e unificados. As IBAs são declaradas como tal se apresentarem uma ou mais das seguintes características: (1) áreas com várias espécies globalmente ameaçadas de extinção; (2) áreas com várias

espécies de distribuição geográfica restrita (< 50.000 km²) em áreas de endemismo; (3) áreas com várias espécies de aves restritas a determinados biomas (endêmicas); (4) locais específicos onde as aves se concentram (para reprodução, alimentação ou durante a migração). Essas áreas (IBAs) devem formar, juntas, uma rede englobando diferentes populações das espécies ameaçadas de extinção e de outras espécies de interesse mencionadas acima.

O conceito de IBA é pragmático: a área só pode ser considerada uma IBA se houver chance de que ela venha a ser protegida. As IBAs são, portanto, unidades manejáveis em termos de conservação das aves e da biodiversidade em geral. Cada área deve ser suficientemente grande para sustentar populações viáveis do maior número possível das espécies em questão. O programa tem como objetivo proteger o número máximo de espécies ameaçadas de extinção dentro do seu hábitat natural, mas ele não é adequado para todas as espécies, principalmente para aquelas que necessitam de manejo específico para sobreviver (como é o caso da ararinha-azul, *Cyanopsitta spixii*, ou da arara-de-lear, *Anodorhynchus leari*). Em contrapartida, apesar de definidas através das aves, as IBAs também representam áreas importantes para vários outros táxons, incluindo plantas e animais, o que resulta em um mecanismo eficiente para a proteção da biodiversidade de uma maneira geral.

Operacionalização

Devido às características do programa de IBAs, muitas atividades podem ser desenvolvidas simultaneamente. Os resultados obtidos nas diversas fases geram novos conhecimentos que podem ser incorporados ao longo do processo. A Tabela 1 indica como cada etapa pode ser desenvolvida. Por exemplo, à medida que as IBAs começam a ser identificadas, estuda-se a melhor forma de se assegurar a proteção de cada área. A partir de então pode-se iniciar o processo de conservação de determinada IBA, sem que o processo de identificação e documentação de

outras áreas seja interrompido. As áreas propostas como IBAs devem ser constantemente reavaliadas para otimizar o uso dos recursos disponíveis. Para aumentar as chances de sucesso e potencializar os resultados, os projetos de conservação das IBAs são desenvolvidos seguindo-se o conceito de *logframe* (do inglês, *logical framework*) nas diversas etapas, desde a elaboração até a implantação, monitoramento e avaliação. *Logframe* é um instrumento que visa um melhor planejamento do projeto, onde os objetivos são claros, com uma análise nítida de como todas as partes interessadas participarão e terão envolvimento no processo (Doolan 2000). Uma análise inicial cuidadosa permite a cada projeto atingir todo seu potencial de eficiência e impacto.

Programa de IBAs no Brasil

O Brasil, como primeiro signatário da Convenção sobre a Diversidade Biológica, assumiu um compromisso perante a humanidade de proteger e conservar cada uma das espécies da fauna e flora brasileiras (MMA 1998). A forma mais efetiva de conservação prevista na legislação brasileira é a implantação da lei que regulamenta o Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC), cuja nova versão foi recentemente sancionada (Diário Oficial 2000). O SNUC prevê a criação e o manejo de Unidades de Conservação (UCs) administradas pelo Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA). Tais UCs podem ser de uso sustentável, com utilização dos recursos naturais de forma sustentável, ou de proteção integral, onde os recursos devem permanecer intactos. As UCs de proteção integral englobam Parques, Reservas Biológicas e Estações Ecológicas, e representam a melhor forma de preservação para a maioria das espécies. As IBAs são compatíveis com o SNUC, pois também constituem áreas que precisam ser preservadas para que se mantenha a diversidade biológica. O programa de IBAs constitui um método prático, objetivo e com critérios científicos para a identificação das

áreas que necessitam de proteção imediata e que podem vir a integrar o SNUC.

As dimensões do Brasil, juntamente com a necessidade de ação urgente em algumas regiões, dificultam a implantação do programa de IBAs no âmbito nacional, como é feita em outros países. A BirdLife optou por dividir o país em grandes ecossistemas - Mata Atlântica, Campos Sulinos, Cerrado, Caatinga, Pantanal, e Amazônia - de forma a atuar de forma compatível com os esforços que já vem sendo realizados por várias organizações, como SOS Mata Atlântica, Fundação Biodiversitas, Conservation International – Brasil, World Wildlife Fund – Brasil, e várias outras ONGs, todas empenhadas em definir áreas prioritárias para a conservação da biodiversidade. Estes esforços vêm sendo financiados pelo Tesouro Nacional e pelo Fundo Mundial para o Meio Ambiente (*Global Environmental Facility* – GEF).

A Mata Atlântica foi escolhida como ponto de partida para o trabalho da BirdLife International por constituir uma das florestas mais ameaçadas do mundo (Mittermeier *et al.* 2000), abrigando uma avifauna em situação igualmente crítica. O programa de IBAs da Mata Atlântica tem como objetivo a identificação de todas as áreas importantes para as aves nesta região, muitas delas já reconhecidas como prioritárias para a conservação da biodiversidade (ver próximo item). Áreas atualmente pouco ou nada estudadas serão inventariadas com o objetivo de detectar a presença de espécies de interesse do ponto de vista da conservação (endêmicas, ameaçadas ou de distribuição geográfica restrita) e que no momento não têm sobrevivência assegurada através dos mecanismos legais vigentes. As informações geradas nesses inventários formarão a base do programa de IBAs da Mata Atlântica, e permitirão dar início a projetos que visem a proteção das áreas mais criticamente ameaçadas. Um programa desta natureza só será eficiente com a participação efetiva e integrada de entidades conservacionistas, de órgãos públicos e de todas as pessoas interessadas e beneficiadas.

O conhecimento atual da avifauna da

Mata Atlântica e da ameaça que ela enfrenta é suficiente para a identificação de inúmeras áreas de prioridade máxima para a conservação das aves. Pacheco e Bauer (1999) sugerem várias localidades ao longo de todos os estados brasileiros que compõem a Mata Atlântica. Estas informações representam os resultados advindos do *Workshop* do Subprojeto “Avaliação e Ações Prioritárias para Conservação do Bioma Floresta Atlântica e Campos Sulinos” realizado em 1999, que reuniu dezenas de especialistas. Em virtude do grau de ameaça enfrentado por algumas das áreas apontadas durante o encontro de vários especialistas, a BirdLife International iniciou projetos que visam a conservação de duas áreas na região da Mata Atlântica (fase J₁ da Tabela 1).

Áreas prioritárias na Mata Atlântica

Os remanescentes florestais da Mata Atlântica são em geral pequenos e isolados (a Serra do Mar, ao longo da costa sudeste brasileira, representa uma considerável exceção), e desta forma, são altamente vulneráveis a interferências antrópicas. No entanto, alguns desses remanescentes, guardam ainda um valor biológico inigualável: áreas com menos de 5.000 hectares, principalmente na região nordeste do país abrigam mais de dez espécies globalmente ameaçadas de extinção, muitas das quais endêmicas que não estão protegidas de forma efetiva em nenhuma unidade de conservação. Em consequência disso, apesar de várias áreas terem sido apontadas como prioritárias na região nordeste (Cavalcanti 1993), em menos de dez anos, algumas dessas áreas foram extremamente reduzidas, ou praticamente desapareceram (observação pessoal).

Murici, Alagoas

As florestas ao norte do Rio São Francisco estendem-se por 56.000 km² e atualmente cobrem pouco mais de 5% da área original (Tabarelli 2000). Entre as áreas

consideradas prioritárias nesta região está o complexo de pequenas serras em Murici, Alagoas (aproximadamente 9°15' S e 35°50' W). Esta área representa a área de prioridade máxima para a conservação de aves ameaçadas de extinção na região da Mata Atlântica brasileira, pois contém 13 espécies de aves ameaçadas de extinção, duas das quais (*Philydor novaesi* e *Myrmotherula snowi*) sem registros publicados, até o momento, para qualquer outra localidade. Portanto, o desaparecimento das florestas de Murici poderia resultar na *extinção global de pelo menos duas espécies de aves*.

Murici é um dos maiores remanescentes florestais em Alagoas, com uma altitude pouco superior a 500 m, e menos de 3.000 hectares de área. Atualmente, a área está protegida sob a denominação de “Área de Relevante Interesse Ecológico de Murici” (ARIE de Murici) e foi indicada pela UNESCO como área-piloto para compor o programa de Reservas da Biosfera. Várias espécies de aves descritas na década de 1980 e consideradas ameaçadas de extinção existem aí: *Philydor novaesi* (Teixeira e Gonzaga 1983b), *Terenura sicki* (Teixeira e Gonzaga 1983a), *Myrmotherula snowi* (Teixeira e Gonzaga 1985) e *Phylloscartes ceciliae* (Teixeira 1987). Outras espécies ameaçadas de extinção presentes em Murici são: *Touit surda*, *Synallaxis infuscata*, *Myrmeciza ruficauda*, *Carpornis melanocephalus*, *Iodopleura pipra*, *Xipholena atropurpurea*, *Tangara fastuosa*, *Curaeus forbesi* e *Carduelis yarrellii* (Wege e Long 1995). Além das florestas de Murici serem extremamente importantes para a preservação dessas espécies globalmente ameaçadas, esta região representa a chave para a compreensão da evolução das biotas Amazônica e Atlântica (Tabarelli 2000), pois acredita-se que muitas trocas de fauna e flora durante o Cenozóico ocorreram através de corredores existentes ali (Prance 1982).

Serra das Lontras, Bahia

A Serra das Lontras, no sul da Bahia (15°12' S e 39° 23' W) faz parte de um

complexo de serras costeiras que se estendem a aproximadamente 50 km da costa. Estas montanhas atingem até 1.000 metros de altitude, mas em geral não ultrapassam os 500-800 metros. Algumas serras se estendem na direção oeste, atingindo regiões onde as condições climáticas mais áridas fazem com que a Mata Atlântica seja substituída pela mata-de-cipó e pela caatinga. As florestas úmidas mais próximas à costa foram, no passado, o ambiente ideal para o desenvolvimento da cultura cacauera que usava o sistema de “cabruças”, em que aproximadamente 40% do dossel original era mantido e o cultivo de cacau era praticado na sombra. A maioria das plantações de cacau se encontrava próxima à costa, e a cabruca contribuiu de muitas formas para a preservação das florestas no sul da Bahia, pois os agricultores reconheciam as vantagens da manutenção parcial das florestas nativas como o controle de pragas e a estabilidade microclimática (Johns 1999). No entanto, com a crise cacauera das últimas décadas devido à uma queda na exportação do produto brasileiro, relacionada ao ataque de um vírus conhecido como “vassoura-de-bruxa”, as plantações de cacau vêm sendo substituídas por outras culturas, depois que as árvores são derrubadas (Gabriel Rodrigues, comunicação pessoal). Desta forma, as matas nas cumeeiras, que antes se encontravam relativamente protegidas pelas cabruças das encostas, estão agora mais expostas tanto aos efeitos de borda quanto à ação humana de desmatamento e descaracterização da vegetação.

A comunidade de aves que habita estas serras guarda muitas semelhanças com as comunidades de aves das matas montícolas do sudeste brasileiro, apresentando, ao mesmo tempo, elementos das matas costeiras adjacentes (Gonzaga *et al.* 1995); esta combinação resulta numa avifauna única. As serras do sul da Bahia também têm sido a fonte de várias descobertas recentes – três espécies novas de aves foram descritas desde 1995: *Synallaxis whitneyi* (Pacheco e Gonzaga 1995), *Acrobatormis fonsecai* (Pacheco *et al.* 1996) e *Phylloscartes beckeri* (Gonzaga e Pacheco 1995).

Sabe-se pouco a respeito da distribuição geográfica destas espécies, mas o hábitat onde elas se encontram está sob forte pressão e vem sendo destruído muito rapidamente. Populações viáveis destas espécies, bem como de todas que ali se encontram, principalmente aquelas ameaçadas de extinção (*Pyrrhura cruentata*, *Touit melanonota*, *Touit surda*, *Thripophaga macroura*, *Carpornis melanocephalus*, *Iodopleura pipra* e *Lipaugus lanioides*) devem ser preservadas antes que este ambiente singular e sua fauna e flora desapareçam sem que se tenha uma chance de estudá-los e conhecê-los melhor.

Agradecimentos

Gostaria de agradecer à Maria Martha Argel-de-Oliveira e ao Fernando Pacheco pelos comentários minuciosos que melhoraram muito a qualidade do texto. Andrew Whittaker, Bret Whitney, Fernando Pacheco, Gabriel Rodrigues e Luiz Gonzaga forneceram muitas informações contidas neste texto sobre as áreas prioritárias para a conservação das aves na Mata Atlântica. Também agradeço ao Jorge Albuquerque e à Sociedade Brasileira de

Ornitologia pelo convite de participar do VIII Congresso Brasileiro de Ornitologia. Finalmente agradeço a todos aqueles que contribuem regularmente com a BirdLife International enviando informações sobre o status de conservação das aves brasileiras, bem como da situação em que se encontram as áreas mais ameaçadas do Brasil. **(Anexo)**

A BirdLife International é uma aliança mundial de organizações não-governamentais sem fins lucrativos, composta por mais de 100 países, que tem por objetivo a preservação e o estudo das aves no mundo. Os objetivos da BirdLife com relação às aves são, a longo prazo: evitar a extinção de qualquer espécie na natureza; manter e, sempre que possível, melhorar o status de conservação de todas as espécies; conservar e, quando apropriado, melhorar e aumentar as áreas e hábitats importantes para as aves; ajudar, através das aves, a conservar a biodiversidade e melhorar a qualidade de vida das pessoas; e integrar a conservação das aves ao uso sustentado dos recursos naturais. O Programa Brasileiro da BirdLife International está sendo possível graças ao apoio da British Birdwatching Fair, da Secretaria da Agricultura da República da China (Taiwan) e do Fundo Helmut Sick.

Bibliografia

Arizmendi, M. del C. e L. M. Valdelamar (2000). *Áreas de Importancia para la Conservación de las Aves en México*. Fondo Mexicano para la Conservación de la Naturaleza, México.

Cavalcanti, R. (coordenador científico) (1993). *Prioridades para a Conservação do Nordeste*. Conservation International, Fundação Biodiversitas, Sociedade Nordestina de Ecologia e Ministério do Meio Ambiente, dos Recursos Hídricos e da Amazônia Legal, Belo Horizonte, MG.

Diário Oficial (2000). SNUC – Sistema Nacional de Unidades de Conservação. Lei nº 9.985, de 18 de julho de 2000. Brasília, DF, 19/07/2000.

Doolan, S.P. (2000). Logical framework (logframe) design notes. *Dissertação de Mestrado em Filosofia em Meio Ambiente e Desenvolvimento*, Departamento de Geografia, University of Cambridge, Cambridge, UK.

Goerck, J. M. (1997). Patterns of rarity in the birds of the Atlantic forest region of Brazil. *Conservation Biology* 11:112-118.

Gonzaga, L. P. e J. F. Pacheco (1995). A new species of *Phylloscartes* (Tyrannidae) from the mountains of southern Bahia, Brazil. *Bulletin of the British Ornithological Club* 115:88-97.

Gonzaga, L. P., J. F. Pacheco, C. Bauer e G. D. Castiglioni (1995). An avifaunal survey of the vanishing montane Atlantic forest of southern Bahia, Brazil. 1995. *Bird Conservation International* 5:279-290.

Grimmet, R. F. A. e T. A. Jones (1989). *Important Bird Areas in Europe*. ICBP Technical Publication No. 9, Cambridge, UK.

Heath, M. F. e M. I. Evans (2000). *Important Bird Areas in Europe – Priority Sites for Conservation*, vols. 1 e 2. BirdLife Conservation Series No. 8, Cambridge, UK.

Johns, N. D. (1999). Conservation in Brazil's Chocolate Forest: The unlikely persistence of the tradicional cocoa agrosystem. *Environmental Management* 23:31-47.

McNeely, J. A., K. R. Miller, W. V. Reid, R. A. Mittermeier e T. B. Werner (1990). *Conserving the World's Biological Diversity*. IUCN, Gland, Switzerland; WRI, CI, WWF-US & the World Bank, Washington, DC.

Mittermeier, R. A., N. Myers e C. G. Mittermeier (2000). *Hotspots – Earth's Biologically Richest and Most Endangered Terrestrial Ecoregions*. CEMEX, Conservation International, Washington, DC.

MMA (Ministério do Meio Ambiente, dos Recursos Hídricos e da Amazônia Legal) (1998). *Primeiro Relatório Nacional para a Convenção sobre Diversidade Biológica*. MMA, Brasília, DF.

Pacheco, J. F. e L. P. Gonzaga (1995). A new species of *Synallaxis* of the ruficapilla/infuscata complex from eastern Brazil (Passeriformes: Furnariidae). *Ararajuba* 3:3-11.

Pacheco, J. F., B. M. Whitney e L. P. Gonzaga (1996). A new genus and species of furnariid (Aves: Furnariidae) from the cocoa-growing region of southeastern Bahia, Brazil. *Wilson Bulletin* 108:397-433.

Pacheco, J. F. e C. Bauer (1999). *Estado da arte da ornitologia na Mata Atlântica e Campos Sulinos*. Relatório apresentado ao workshop de 'Avaliação e Ações Prioritárias para Conservação do Bioma Floresta Atlântica e Campos Sulinos'. Atibaia, SP. http://www.conservation.org.br/ma/rfinais/rt_aves.html

Prance, G. T. (1982). Forest refuges: Evidences from woody angiosperms. p. 137-158 Em: G. T. Prance (ed.), *Biological Diversification in the Tropics*, Columbia University Press, New York, NY.

Sick, H. (1997). *Ornitologia brasileira*. Nova Fronteira, Rio de Janeiro.

Tabarelli, M. (2000). *Análise de prioridades para a conservação das ecorregiões florestas costeiras de pernambuco e florestas do interior de Pernambuco*. Relatório apresentado ao Fundo Mundial para a Natureza-Brasil. Departamento de Botânica-UFPE, Recife, PE.

Teixeira, D. M. e L. P. Gonzaga (1983a). A new antwren from northeastern Brazil. *Bulletin of the British Ornithological Club* 103:133-136.

Teixeira, D. M. e L. P. Gonzaga (1983b). Um novo Furnariidae do nordeste do Brasil: *Philydor novaesi* sp. nov. (Aves, Passeriformes). *Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi* 124:1-22.

Teixeira, D. M. e L. P. Gonzaga (1985). Uma nova subespécie de *Myrmotherula unicolor* (Menétriés, 1835) (Passeriformes, Formicariidae) do nordeste do Brasil. *Boletim do Museu Nacional* 310:1-15.

Waugh, D. e C. Yamashita (2000). Spix's macaw *Cyanopsitta spixii*. Pp. 130-131 in N. Snyder, P. McGowan, J. Gilardi e A. Grajal, eds, *Parrots- Status Survey and Conservation Action Plan 2000-2004*, IUCN, Gland, Switzerland e Cambridge, UK.

Wege, D. C. e A. J. Long. 1995. *Key Areas for Threatened Birds in the Neotropics*. BirdLife Conservation Series No. 5, Cambridge, UK.

Anexo. A BirdLife International é uma aliança mundial de organizações não-governamentais sem fins lucrativos, composta por mais de 100 países, que tem por objetivo a preservação e o estudo das aves no mundo. Os objetivos da BirdLife com relação às aves são, a longo prazo: evitar a extinção de qualquer espécie na natureza; manter e, sempre que possível, melhorar o status de conservação de todas as espécies; conservar e, quando apropriado, melhorar e aumentar as áreas e habitats importantes para as aves; ajudar, através das aves, a conservar a biodiversidade e melhorar a qualidade de vida das pessoas; e integrar a conservação das aves ao uso sustentado dos recursos naturais. O Programa Brasileiro da BirdLife International está sendo possível graças ao apoio da British Birdwatching Fair, da Secretaria da Agricultura da República da China (Taiwan) e do Fundo Helmut Sick.

Tabela 1. Matriz indicando as diversas fases do programa de Áreas Importantes para a Conservação das Aves (IBAs). Cada sub-programa (Espécies, Áreas, Habitats, Pessoas) conta com uma série de ferramentas (Pesquisa, Advocacia¹, Ação, Capacitação) para a sua realização. Uma vez identificadas as IBAs, outras fases do processo podem ser realizadas.

			SUB-PROGRAMAS			
			Espécies	Áreas	Habitats	Pessoas
F E R	Pesquisa	Pesquisa	A ₁	B ₁	C ₁	D ₁
		Monitoramento	A ₂	B ₂	C ₂	D ₂
		Manejo	A ₃	B ₃	C ₃	D ₃
A M E	Advocacia	Comunicação	E ₁	F ₁	G ₁	H ₁
		Advocacia	E ₂	F ₂	G ₂	H ₂
		Educação	E ₃	F ₃	G ₃	H ₃
N T	Ação	Ação	I ₁	J ₁	K ₁	L ₁
A S	Capacitação	Captação de recursos	M ₁	N ₁	O ₁	P ₁
		Treinamento	M ₂	N ₂	O ₂	P ₂

¹ Advocacia: do inglês *advocacy*, ação de advogar, i. e., interceder a favor de, defender com razões e argumentos.

Genética e evolução aplicadas à conservação

Cristina Yumi Miyaki²¹

A fauna e flora silvestres vêm sendo constantemente ameaçadas de extinção, sendo as aves um dos grupos mais atingidos (vide tabela 1). Várias são as causas desta perda de espécies, mas certamente um dos fatores mais importantes é a destruição dos habitats que restringe sua distribuição, levando ao isolamento de populações cada vez menores.

Tabela 1. Número de extinções registradas de 1600 até a atualidade (modificado de Primack 2000)

Grupo	Continente	Ilha	Oceano	Total	No.	%
					aproximado de espécies	taxons extintos
Mamíferos	30	51	4	85	4.000	2,1
Aves	21	92	0	113	9.000	1,3
Répteis	1	20	0	21	6.300	0,3
Anfíbios	2	0	0	2	4.200	0,05
Peixes	22	1	0	23	19.100	0,1
Invertebrados	49	48	1	98	1.000.000	0,01

Quanto menor o tamanho da população, maiores são as chances de desaparecimento. Tal fato pode ser bem observado na figura 1, onde estão os resultados de um acompanhamento por 70 anos de populações de *Ovis canadensis* (“big horn sheep”) do deserto no sudoeste norte-americano. Neste gráfico observamos populações ordenadas segundo o seu número de indivíduos (N). Foram separados 5 grupos, variando de 15 ou menos indivíduos até 101 ou mais. Fica claro que, quanto menor for o tamanho da

população, menor é a porcentagem de grupos sobreviventes com o passar do tempo (Berger 1990, 1999). Estas pequenas populações podem entrar em um vórtex de extinção agravando cada vez mais sua situação. Neste vórtex (figura 2) um fator prejudica o outro gerando um efeito de retro-alimentação que leva o táxon cada vez mais em direção à sua extinção. Por exemplo, quanto menor for o tamanho populacional, maior será a depressão por endocruzamento e maior será o efeito da deriva genética (que está relacionada à capacidade de adaptação).

Figura 1. Relação entre tamanho da população inicial (N) de *Ovis canadensis* e porcentagem de populações sobreviventes ao longo do tempo. Modificado de Berger 1990.

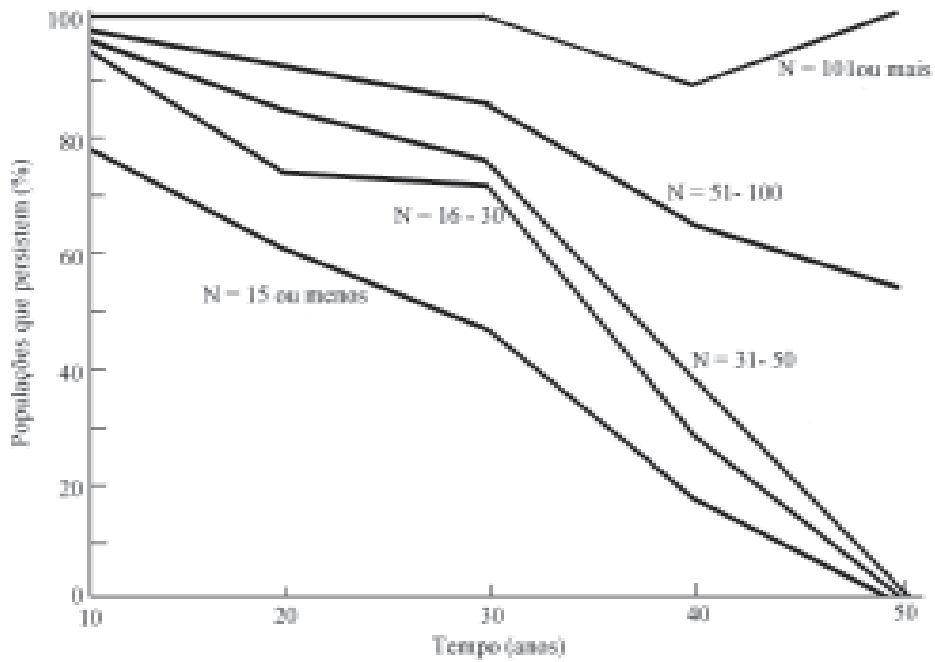
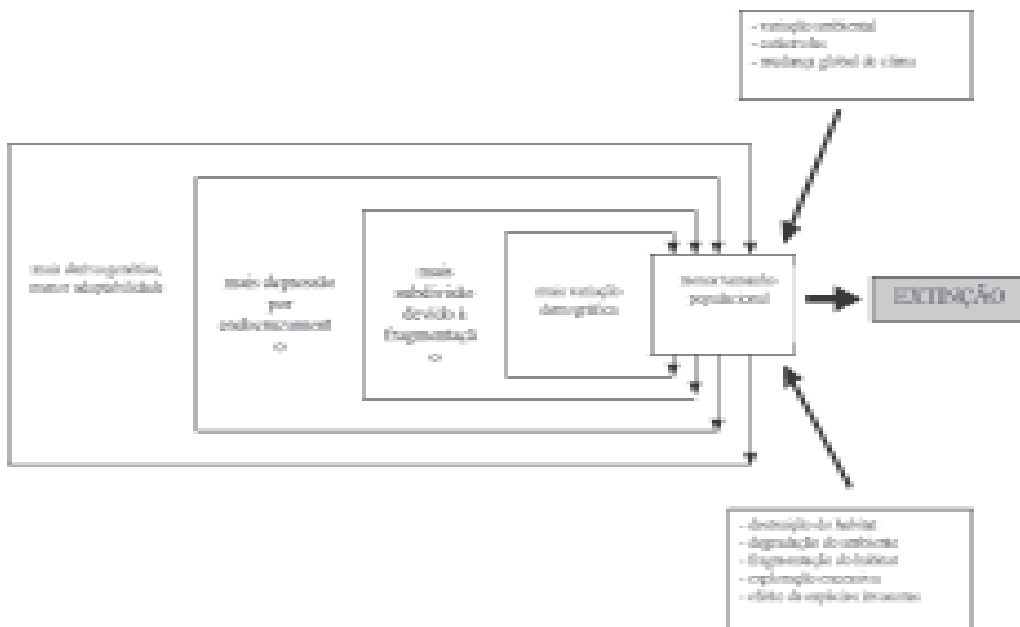


Figura 2. Vórtex de extinção. Modificado de Gilpin e Soulé 1986.



Para planejarmos programas de conservação que reduzam a velocidade deste problema, é necessário ter uma série de informações que

somente uma equipe multidisciplinar pode fornecer. Neste contexto, duas áreas importantes para a conservação são a Genética e a Evolução.

Genética e Evolução na Conservação de Aves

Várias ferramentas que a Biologia Molecular tem desenvolvido vêm se mostrando muito úteis nos mais diversos estudos que envolvem a genética e a evolução na conservação de aves. Alguns dos trabalhos que podem ser realizados podem auxiliar na compreensão das relações do animal de estudo com as demais espécies (filogenia do grupo de interesse, incluindo a possível data de divergência) bem como das unidades genéticas contidas na espécie (fragmentação ao nível de subespécies ou populações).

Outras informações sobre um determinado táxon a ser conservado que a Biologia Molecular pode ajudar a serem obtidos são, por exemplo: a biologia reprodutiva (incluindo o sistema de acasalamento), a identificação do sexo em espécies que não possuem dimorfismo sexual aparente, o monitoramento da variabilidade genética e a identificação individual.

Alguns trabalhos realizados no Laboratório de Genética e Evolução Molecular de Aves (Departamento de Biologia, Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo) serão aqui apresentados visando exemplificar estudos nestas diversas áreas.

Filogenias baseadas em seqüências mitocondriais

Atualmente, com os sequenciadores automáticos, a quantidade de dados que podem ser gerados é muito grande e por isso, longas porções do genoma podem ser rapidamente caracterizadas e comparadas. Além disso a bioinformática também tem desenvolvido programas cada vez mais robustos para as análises filogenéticas, seja para o alinhamento das seqüências, a análise de suas taxas de evolução ou para a construção das próprias árvores filogenéticas segundo diferentes modelos (por exemplo: máxima parcimônia, distância e máxima

verossimilhança).

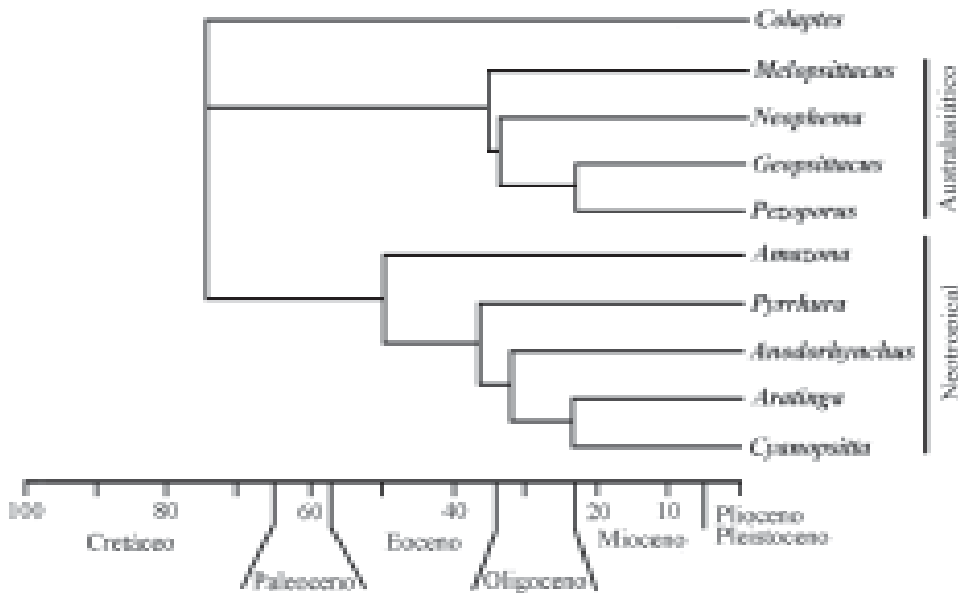
Através do sequenciamento, é possível comparar regiões do genoma de diferentes táxons. Para realizar tais comparações as seqüências são inicialmente alinhadas de modo a estabelecer a homologia entre os nucleotídeos dos táxons e finalmente suas relações filogenéticas são estabelecidas. Tais relações devem refletir a história evolutiva do grupo estudado e, de preferência, devem ser comparadas com outros dados independentes (por exemplo, comportamento, morfologia, anatomia, cariotipagem, etc.).

Os estudos de diversas regiões do DNA mitocondrial de psitacídeos (Miyaki *et al.* 1998a), tucanos (Nahum 1998) e cracídeos (Pereira 2000) permitiram estabelecer filogenias e estimar as datas de uma série de eventos de divergências. Por exemplo, as separações do grupo neotropical de psitacídeos em relação aos psitacídeos australasiáticos (figura 3), dos tucanos em relação aos capitães do Velho Mundo e dos cracídeos em relação aos megapodídeos australianos foram datados na mesma época em que ocorria a fissão do antigo continente da Gondwana. Portanto, a Tectônica de Placas pode ter sido importante na história evolutiva destes três grupos de aves. Ainda assumindo esta hipótese de que eventos paleo-geográficos foram importantes na diversificação destas aves, várias mudanças físico-climáticas e vegetacionais que ocorreram desde há dezenas de milhões até poucos milhões de anos atrás no continente sul americano podem ter promovido especiação.

Além destes dados, foi possível observar que em psitacídeos, a separação obtida com os dados de sequenciamento de um grupo com cauda longa e outro com cauda curta é sustentada não somente por dados morfológicos, mas também por dados de comportamento e de cariótipo.

Estes trabalhos estão sendo ampliados, com mais táxons sendo sequenciados e até uma espécie de psitacídeo extinto (*Anodorhynchus glaucus*) está sendo estudada. O estabelecimento das relações filogenéticas entre táxons é muito importante para se conhecer melhor as espécies em estudo.

Figura 3. Árvore filogenética baseada em seqüências de 885 pb do gene mitocondrial citocromo b de psitacídeos. Note que os comprimentos dos ramos são proporcionais à escala de tempo geológico. Modificado de Miyaki *et al.* 1998a.



Estudos biogeográficos de psitacídeos, tucanos e cracídeos

Acredita-se que a Mata Atlântica e a Floresta Amazônica ocupavam áreas muito mais vastas no passado remoto, chegando a formar uma floresta contínua. Temos hoje, algumas espécies irmãs de três grupos de aves (psitacídeos, tucanos e cracídeos) que se encontram isoladas nestas duas formações vegetais. Tais espécies estão sendo estudadas visando compreender melhor a relação entre suas distribuições atuais. Estamos sequenciando regiões do DNA mitocondrial para estabelecer tais relações e estimar a data do evento de isolamento das espécies para compreender se a contração das florestas levou à esta diversificação e se novas fragmentações desta grandeza possam vir a refletir na especiação destas aves.

Estudos populacionais de psitacídeos

Algumas populações silvestres estão sendo estudadas quanto à sua variabilidade genética e

estrutura populacional. Para estas comparações temos utilizado diversos marcadores moleculares, tanto nucleares como mitocondriais.

Graças à colaboração estabelecida com o Projeto Arara-azul, coordenado por Neiva M. R. Guedes, temos analisado o DNA de filhotes do Pantanal monitorados desde 1992. As análises preliminares (dados não publicados) indicam que a variabilidade genética desta população é congruente com o status de ameaça da espécie (*Anodorhynchus hyacinthinus*), ou seja, a diversidade encontrada não é das mais elevadas. Apesar de não ter sido possível obter amostras de adultos, os dados não indicam a presença de paternidade extra-casal nem de parasitismo intra-ninho, ou seja, filhotes encontrados no mesmo ninho devem ser irmãos. Este resultado está de acordo com dados de campo que indicam que a união do casal é um elo bastante forte e duradouro. A razão sexual determinada por marcadores moleculares foi de 1:1, ou seja, até a fase de ninhego não há viés em relação ao número de machos e fêmeas. Tal dado é importante pois, caso houvesse algum sexo em maior número e considerando que esta espécie é monogâmica, este viés poderia ser ainda mais

prejudicial à sua conservação. Além disso, a comparação de dados moleculares de amostras de indivíduos do Pantanal com amostras de aves de outras localidades revelaram uma leve estruturação populacional (Faria 2000).

Um grupo de *Ara chloroptera* do Pantanal monitorado por Neiva M.R. Guedes foi comparado com indivíduos mantidos em cativeiro no Norte/Nordeste do País. Os marcadores utilizados indicaram ausência de diferenciação populacional (Faria 2000).

Os resultados obtidos do estudo de populações de vida livre de *Ara ararauna* indicam que a população do Parque das Emas pode estar em risco genético devido aos baixos valores de diversidade encontrados (Caparroz 1998). Tal espécie, que tem ampla distribuição no território nacional, continua sendo investigada para a melhor compreensão deste padrão de diversidade encontrado. Indivíduos de outras localidades estão sendo amostrados *in loco* para serem comparados entre si. Até o momento, os dados indicam uma leve diferenciação entre as amostras das diferentes localidades (Faria 2000).

No caso de *Amazona brasiliensis*, foram comparadas amostras de indivíduos do litoral de São Paulo e do Paraná. Os diversos marcadores utilizados não mostraram diferenças entre as aves das duas localidades (Caparroz 1998, Faria 2000, Craveiro comunicação pessoal). Tais dados estão sendo analisados levando em conta informações de colaboradores que acompanham a espécie em campo.

Acreditava-se que *Amazona ochocephala xantholaema* ocorria somente na Ilha do Marajó. No entanto, os altos valores de diversidade genética encontrados por Albertani e colaboradores (no prelo) não eram condizentes com esta distribuição tão restrita. Após novas buscas em campo, mais indivíduos desta subespécie foram localizados no continente.

Estudo da variabilidade genética de populações de atobá

Os atobás são aves marinhas de distribuição muito vasta e com grande número

populacional. Amostras de colônias reprodutivas de *Sula leucogaster* e *S. dactylatra* da costa brasileira foram analisadas com um marcador molecular nuclear e foi encontrada uma variabilidade genética extremamente baixa (Baumgarten 1998). Este interessante achado pode ser resultado de um efeito de gargalo populacional, ou seja, por algum motivo o número de indivíduos diminuiu muito no passado e, a partir de poucos fundadores, a população cresceu e se re-estabeleceu. Tal resultado nos motivou a realizar a amostragem de outras populações e a complementação do estudo com dados mitocondriais que estão em andamento.

Monitoramento de reintrodução de cracídeos

Dentro do programa de reflorestamento da barragem de Paraibuna, que foi iniciado há mais de 10 anos atrás, 2 espécies de cracídeos do gênero *Penelope* foram reproduzidas em cativeiro. Cinco aves (denominadas de fundadoras) tiveram maior sucesso reprodutivo produzindo cerca de 75% dos filhotes que foram soltos nas áreas reflorestadas. Foram capturadas aves nas áreas de soltura, cuja maioria não apresentava anilha, ou seja, não eram descendentes diretas (F1) dos fundadores. Neste trabalho foram analisadas amostras de indivíduos destas populações (fundadoras e aves das áreas reflorestadas). A similaridade genética entre estas 2 populações é mais elevado do que entre as fundadoras ou entre as próprias aves capturadas. Tal resultado indica que a população estabelecida nas áreas reflorestadas são prováveis descendentes das fundadoras (Pereira e Wajntal 1999).

Comprovação e identificação de filiação de psitacídeos

Utilizando a técnica de identificação individual pelo DNA (ii-DNA, do inglês “DNA fingerprinting”) foi possível comprovar e

identificar a filiação de psitacídeos nascidos em cativeiro. Esta técnica detecta um tipo de seqüência nuclear repetitiva (minissatélite) que é herdada mendelinamente, ou seja, metade dos minissatélites de um indivíduo vieram do pai e a outra metade tem origem materna. Como tais minissatélites são visualizados como bandas de DNA, metade das bandas do filhote são observadas no pai e a outra metade está no padrão de bandas da mãe.

Em ambos os casos estudados (*Amazona brasiliensis*, Miyaki *et al.* 1993, 1997a, e Guaruba guarouba, Albertani *et al.* 1997), estas foram as primeiras provas moleculares de que criadouros brasileiros estão alcançando um sucesso reprodutivo. Esta comprovação é importante para se avaliar os programas de reprodução em cativeiro, servindo para o controle do IBAMA das aves consignadas, bem como para o incentivo para aqueles aviculturistas que têm-se mostrado capazes de reproduzir psitacídeos em cativeiro.

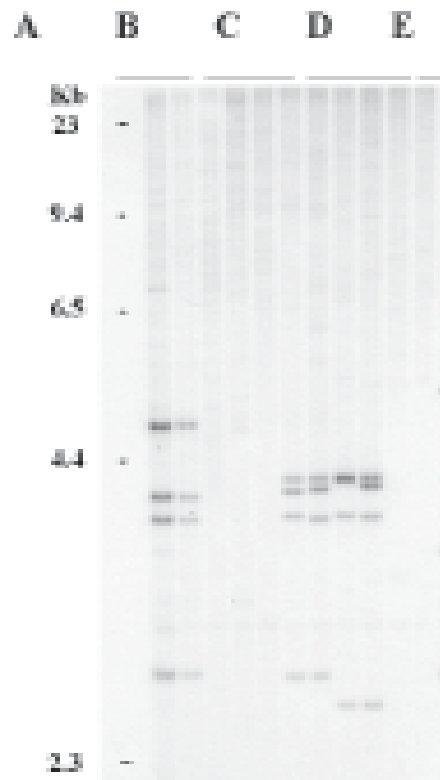
Também foi detectado um comportamento reprodutivo incomum em cativeiro na espécie gregária Guaruba guarouba: um bando de 5 adultos mantido junto produziu 5 filhotes numa mesma ninhada, nossos resultados mostraram que apenas 1 fêmea era a mãe de todos estes filhotes, mas ela foi fertilizada por 2 machos, sendo que um era pai de 4 e o outro era pai de 1 filhote (Albertani *et al.* 1997). Este comportamento precisa ser estudado em campo para conhecermos melhor a biologia reprodutiva desta que é a ave-símbolo do Brasil e que se encontra ameaçada. Esta informação é essencial para se realizar um programa de conservação, seja para estabelecer um grupo reprodutor em cativeiro ou se necessário, para manejar corretamente a população natural.

Identificação do sexo de psitacídeos por fragmentos marcadores em padrões de ii-DNA

Neste estudo utilizamos a técnica de ii-DNA em vários indivíduos de sexo previamente conhecido pertencentes a diversas espécies de

psitacídeos. Os padrões de bandas obtidos após a hibridação com a sonda de minissatélite 33.15 mostrou que as espécies de cauda longa estudadas possuíam bandas mais intensas de tamanho molecular constante dentro da espécie (figura 4). Estes fragmentos constituem marcadores específicos do sexo feminino (Miyaki *et al.* 1992). No entanto, espécies de cauda curta não apresentam tais marcadores (Miyaki *et al.* 1997b). Estes resultados indicam que possivelmente a origem destas bandas está relacionada com a separação destes 2 grupos (cauda longa X cauda curta). Tal dado reforça a filogenia obtida baseada em seqüências mitocondriais que também reconhece estes 2 grupos como entidades diferentes (Miyaki *et al.* 1998a).

Figura 4. Padrão de bandas obtido após a hibridação com a sonda de minissatélite multilocos humano 33.15. Note que as fêmeas (F) possuem bandas de grande intensidade que não estão presentes em machos (M). A - *Prophyrrhura auricollis*, B - *Ara chloroptera*, C - *Ara macao*. Modificado de Miyaki *et al.* 1997b.

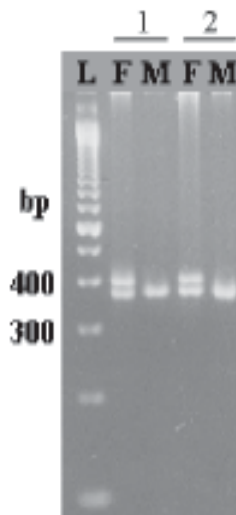


Esta sexagem molecular também permite que espécies que não possuem dimorfismo sexual, como é o caso de um grande número de psitacídeos, possa ter sua identificação realizada. Tal dado pode ser importante para o conhecimento da razão sexual na natureza. Além disso, como o comportamento reprodutivo pode ser alterado em cativeiro, a identificação do sexo das aves é essencial para o estabelecimento de casais reprodutores.

Sexagem de psitacídeos, tucanos e cracídeos por PCR

Uma outra técnica de sexagem mais simples que a descrita no item anterior também foi padronizada em nosso laboratório. Aves de diversas espécies de psitacídeos, tucanos e cracídeos cujo sexo era previamente conhecido foram testadas com um par de primers desenvolvidos por Griffiths e colaboradores (1998). Pela PCR (reação em cadeia da polimerase, do inglês: “Polymerase Chain Reaction”) foi possível amplificar e detectar 2 produtos nas fêmeas e apenas 1 em machos (figura 5).

Figura 5. Produtos da amplificação de DNA de fêmeas (F) e machos (M) previamente sexados de duas espécies de psitacídeos: *Amazona aestiva* (1) e *Amazona amazonica* (2). Modificado de Miyaki *et al.* 1998b.



Esta visualização é feita por eletroforese (corrente elétrica que carrega o DNA através de uma matriz sólida). O tamanho dos produtos e a diferença entre eles varia entre os 3 grupos de aves estudados, sendo que a menor diferença de tamanho é observada em cracídeos (Miyaki *et al.* 1998b).

Esta técnica tem nos permitido realizar a sexagem de muitos indivíduos de vida livre e de cativeiro em tempo relativamente mais curto. Com os resultados gerados temos principalmente auxiliado programas de reprodução em cativeiro a formarem casais.

Estimativa de variabilidade genética

Como as bandas produzidas pela ii-DNA são herdadas mendelianamente, a maior similaridade entre o padrão de bandas de 2 indivíduos reflete o maior parentesco entre eles. Baseados nesta informação, utilizamos o coeficiente de bandas em comum (CBC) para avaliar a variabilidade genética de populações de psitacídeos cativas (Miyaki *et al.* 1993, 1995, Craveiro e Miyaki no prelo) e de vida livre (Caparroz 1998).

Em geral, observamos que o CBC (que é um índice de similaridade genética) entre aves em cativeiro não é mais elevado do que entre indivíduos de vida livre de outras espécies analisados por outros autores. Apesar de a origem destes indivíduos não ser conhecida, acredita-se que eles sejam uma amostra representativa das diversas populações e, portanto, que a variabilidade encontrada neles seja um reflexo da variabilidade da espécie. O resultado esperado é que este índice acompanhe o *status* de ameaça da espécie estudada; isto é, quanto mais ameaçada a espécie, maior o CBC médio. Para um grande número de grupos estudados esta “regra” é válida, mas foram encontradas exceções (por exemplo, os atobás). Portanto, este índice de similaridade genética pode vir a auxiliar programas de preservação indicando grupos com maior ou menor variabilidade.

Um exemplo de espécie que tivemos a oportunidade de estudar é a Ararinha-azul

(*Cyanopsitta spixii*). A variabilidade entre aves representativas de mais da metade da população originária da natureza foi estimada (Caparroz *et al* no prelo). Os índices de similaridade encontrados foram semelhantes a índices observados entre irmãos em outras espécies de aves. Este resultado é concordante com dados históricos que indicam a raridade da espécie. Além disso, alguns marcadores exclusivos foram detectados nas aves estudadas. Tais marcadores podem representar alelos raros que podem vir a ser importantes no futuro da espécie e deveriam ser preservados.

Conclusão

As técnicas que temos utilizado, visando entender melhor a genética e a evolução das Aves, têm revelado informações interessantes. A filogenia molecular nos permitiu compreender alguns padrões biogeográficos importantes na diversificação das espécies estudadas. Além disso, estes resultados confirmam que outros dados, como morfologia e comportamento convergem para a mesma história evolutiva e mostram a importância e a necessidade da união de esforços de diversos especialistas.

Os estudos de populações naturais realizados mostram que o acompanhamento em campo é essencial para se estabelecer qualquer programa de conservação. Alguns dados gerados no laboratório podem ser utilizados como indicativos de estratégias de ação, mas somente com um acompanhamento *in loco* é possível realizar um bom manejo.

Em relação aos trabalhos com populações cativas, a comprovação de filiação pode ajudar a estabelecer pedigrees que, por problemas de registro podem ter sido perdidos, evitando cruzamentos consanguíneos. Também é possível compreender melhor o comportamento reprodutivo de aves mantidas em bando, com a detecção de eventos de paternidade extra-casal e parasitismo intra-ninho que nem sempre podem ser comprovados somente por observação. Além disso, a sexagem molecular permite a formação de casais. Esta técnica, que requer apenas 1-2 gotas de sangue, possui

algumas vantagens em relação a outras técnicas usualmente utilizadas no Brasil: para realizar a cariotipagem é necessária a manipulação da ave por 2 vezes e nem sempre o material é analisável, e a laparoscopia exige anestesia e cuidados pré e pós-operatório. Com a PCR, a sexagem passou a ser mais simples, rápida e barata.

A possibilidade de estimar a variabilidade de grupos de indivíduos é importante para avaliar se a diversidade genética tem alguma relação com o *status* de ameaça destes grupos. Os resultados que temos obtido mostram que, em casos como do atobá, que apresenta uma baixa variabilidade mas é uma espécie com grandes populações, nem sempre existe tal correlação. Por isso, devemos tomar cuidado ao realizar programas de conservação. Vários aspectos são importantes, inclusive a genética, mas compreender como a espécie se encontra na natureza é a informação mais relevante. O conhecimento de dados como o número de indivíduos, sua distribuição, sua ecologia e seu comportamento reprodutivo podem ser ainda mais vitais para a sobrevivência do táxon ameaçado e para efetivamente preservá-lo.

Agradecimentos

Agradeço aos organizadores do VIII CBO, na pessoa do Jorge L.B. Albuquerque pelo convite para participação, ao grupo do Laboratório de Genética e Evolução Molecular de Aves (F. B. Albertani, M. M. Baumgarten, R. Caparroz, R. B. Craveiro, P. J. Faria, E. T. Grau, R. S. Kimura, L. A. Nahum, S. L. Pereira, C. C. Ribas, E. S. Tavares) em especial à Dra. Anita Wajntal, aos diversos grandes colaboradores (A. Baker, Y. M. Barros, I. Biasia, T. Burke, R. Griffiths, N. M. R. Guedes, J. Martinez, O. Hanotte, P. Martuscelli, C. F. M. Menck, N. Prestes, P. Scherer-Neto, C. Yamashita), aos criadores, aos vários Parques Zoológicos brasileiros, ao IBAMA (principalmente à M. I. Bampi), ao Parque Ecológico do Tietê, à CESP-Paraibuna, ao DEPAVE, ao CASIB, ao Smithsonian Institute e aos órgãos de fomento à pesquisa: CNPq, CAPES e principalmente FAPESP.

Bibliografia

Albertani, F. B., C. Y. Miyaki e A. Wajntal (1997) Extra-pair paternity in the Golden conure (*Guaruba guarouba*) (Psittacidae: Psittaciformes) detected in captivity. *Ararajuba* 5: 135-139.

Albertani, F. B., P. Martuscelli, C. Yamashita, P. A. Otto e A. Wajntal (2000) Genetic variability estimates in the Marajó-Yellow Crowned Amazon (*Amazona ochrocephala xantholaema*) (Psittacidae). *Ornitologia Neotropical* 11: ____.

Baumgarten, M. M. (1998) Sistemas de cruzamento e variabilidade genética em *Sula leucogaster* e *Sula dactylatra* (Aves: Pelecaniformes) através de “DNA fingerprinting”. Dissertação de mestrado. Porto Alegre: Instituto de Biociências da UFRGS.

Berger, J. (1990) Persistence of different-sized populations: an empirical assessment of rapid extinctions in bighorn sheep. *Conserv. Biol.* 4: 91-98.

____ (1999) Intervention and persistence in small populations of bighorn sheep. *Conserv. Biol.* 13: 432-435.

Caparroz, R. (1998) *Estudo de populações naturais de psitacídeos neotropicais (Psittaciformes, Aves) por técnica de identificação individual pelo DNA (“DNA fingerprinting”): enfoque em conservação.* Dissertação de mestrado. São Paulo: Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo.

Caparroz, R., C. Y. Miyaki, M. I. Bampi e A. Wajntal (2000) Analysis of the genetic variability in a sample of the remaining group of Spix’s Macaw *Cyanopsitta spixii* (Psittaciformes:Aves) by DNA fingerprinting. *Biol. Conserv.* ____: ____.

Faria, P. J. (2000) *Caracterização de populações naturais de psitacídeos (Aves: Psittaciformes) através de marcadores moleculares.* Dissertação de mestrado. São Paulo: Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo.

Gilpin, M. E. e M. E. Soulé (1986) Minimum viable populations: Processes of species extinction. Em: Soulé M. E. (ed.) *Conservation biology: the science of scarcity and diversity.* Sunderland: Sinauer Associates.

Griffiths, R., M. Double, K. C. Y. Orr e R. J. G. Dawson (1998) A DNA test to sex most birds. *Mol. Ecol.* 7: 1-71-1075.

Primack, R. B. (2000) *A Primer of conservation biology.* Sunderland: Sinauer Associates.

Miyaki, C. Y., J. M. B. Duarte, R. Caparroz, A. L. V. Nunes, e A. Wajntal (1997b) Sex identification of South American parrots (Psittacidae, Aves) using the human minisatellite probe 33.15. *Auk* 114: 516-520.

Miyaki, C. Y.; R. Griffiths, K. Orr, L. A. Nahum, S. L. Pereira e A. Wajntal (1998) Sex identification of parrots, toucans and curassows by PCR: perspectives for wild and captive population studies. *ZooBiology* 17: 415-423.

Miyaki, C. Y., O. Hanotte, A. Wajntal e T. Burke (1992) Sex typing of *Aratinga* parrots using the human minisatellite probe 33.15. *Nucl. Acids Res.* 20: 5235-5236.

_____ (1993) Characterization and applications of multilocus DNA fingerprints in Brazilian endangered macaws, p. 395-401. Em: Pena S. D. J., R. Chakraborty, J. T. Eppelen e A. J. Jeffreys (eds.) *DNA fingerprinting: state of the science*. Basel: Birkhäuser Verlag.

_____ (1995) DNA fingerprinting in the endangered *Aratinga guarouba* and other *Aratinga* species. *Braz. J. Genet.* 18: 405-411.

Miyaki, C. Y., S. R. Matioli, T. Burke e A. Wajntal (1998a) Parrot evolution and paleogeographical events: mitochondrial DNA evidences. *Mol. Biol. Evol.* 15: 544-551.

Miyaki, C. Y., S. L. Pereira, I. Biasia e A. Wajntal (1997a) DNA fingerprinting applied to parrot captive breeding programs. *Ararajuba* 5: 127-133.

Nahum, L.A. (1998) *Evolução molecular e filogenia intergenérica dos Ramphastinae (Aves, Piciformes, Ramphastidae) baseadas em seqüências do citocromo b*. Tese de doutorado. São Paulo: Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo.

Pereira, S.L. e A. Wajntal (1999) Reintroduction of guans of the genus *Penelope* (Cracidae, Aves) in reforested areas: assessment by DNA fingerprinting. *Bio. Conserv.* 87: 31-38.

Pereira, S.L. (2000) *Filogenia e evolução molecular em Cracidae (Aves)*. Tese de doutorado. São Paulo: Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo.

Taxonomia alfa de aves neotropicais

Marcos A. Raposo²²

Introdução

Estudos taxonômicos no nível de espécie (taxonomia alfa) são de vital importância. Eles determinarão os terminais que nortearão, não somente os demais estudos de sistemática e de elucidação do fenômeno natural, mas também os trabalhos de conservação de biodiversidade. Entretanto, para que esses estudos sejam realizados, são necessários parâmetros conceituais sólidos, sob pena de haver impossibilidade de compreensão de padrões de distribuição e respectivos processos causais. Além disso, a escolha de um conceito de espécie inadequado pode provocar uma subestima ou mesmo uma superestima do número de táxons basais (espécies), o que atua, via de regra, de forma prejudicial aos esforços de conservação.

As discussões para a definição da melhor linha filosófica a se seguir na definição dos limites específicos centram-se nos conceitos de espécie biológica, evolucionária e filogenética. Dentre essas três abordagens do processo natural, as duas primeiras vêm sendo consideradas de forma quase consensual como possuidoras de grande subjetividade e baixa operacionalidade. A terceira linha, que na verdade consiste de vários conceitos semelhantes associados ao paradigma cladista, tem demonstrado ser filosoficamente mais robusta e operacional.

Apesar disso, ainda hoje, grande parte dos estudos de taxonomia alfa em aves neotropicais, assim como as metodologias propostas para a definição de seus limites específicos, fundamenta-se no conceito de espécie biológica e advoga o uso do grau subespecífico,

notavelmente, seu maior ponto fraco.

O presente estudo avalia as consequências da persistência da nomenclatura trinomial na ornitologia e discute os motivos de sua utilização nessa disciplina. Além disso, é ressaltada a importância prática da aplicação das diretrizes básicas da sistemática filogenética nas definições dos terminais a serem utilizados como espécies.

Conceitos mecanicistas

x

conceitos históricos

Ao longo dos últimos anos, as discussões que visaram definir os referidos parâmetros conceituais estabeleceram algumas linhas de pensamento alternativas. Zink (1997) enumera 28 diferentes definições de espécie extraídas da literatura dos séculos XIX e XX. Em termos gerais, essas situam-se entre dois extremos filosóficos, um que busca as espécies na natureza para posteriormente conceituá-las, e outro que busca uma definição lógica, ou seja, extrínseca à natureza, para depois aplicá-la à mesma. Talvez os dois exemplos que possibilitem uma melhor visualização dessa dicotomia sejam: o conceito de espécie biológica, como o de Mayr e Ashlock (1991), que procura na natureza grupos de indivíduos coesos reprodutivamente e isolados dos demais grupos de indivíduos, por serem essas as manifestações mais “palpáveis” do mundo natural; e o conceito de espécie filogenética, como o proposto por Cracraft (1983), que definiu, como úteis, os menores clados

diagnosticáveis, tendo os indivíduos, dessa forma, a necessidade de compartilharem uma história de ancestralidade comum, o que foi uma imposição do método cladístico. Essa dicotomia encaixa-se naquela proposta por Luckow (1995), que chamou o primeiro grupo de conceitos mecanicistas e o segundo de conceitos históricos. O primeiro grupo foi chamado, recentemente, de aistórico por de Pinna (1999).

Uma linha filosófica alternativa, e de certa forma intermediária entre os conceitos mecanicistas e históricos (apesar de incluída como histórica por de Pinna, *op. cit.*), é o conceito de espécie evolucionária (Simpson 1961, Wiley 1978, 1981). Este define espécie como uma linha de populações ancestrais-descendentes evoluindo independentemente de outras e com destino evolutivo unificado e tendências próprias.

No que diz respeito aos alicerces lógicos, o conceito de espécie biológica (*e.g.* Mayr 1942, Paterson 1985, Mayr e Ashlock 1991), fundamenta suas definições de limite específico na compatibilidade reprodutiva dos indivíduos ou populações. Entretanto, as populações semelhantes que ocorrem em alopatria provocam uma série de problemas na operacionalidade do conceito. O teste de suas potencialidades reprodutivas é muitas vezes impossível, e os proponentes dessa linha conceitual têm a opção, então, para casos similares, da aplicação da nomenclatura trinomial, ou seja, da designação de subespécies. A definição do status conferido às populações alopátricas fica a encargo da percepção que o taxonomista tem do fenômeno, sendo essencialmente arbitrária (*vide* Mayr e Ashlock, *op. cit.*, p. 97). Essa decisão visa definir se as populações são ou não espécies incipientes, ou seja, em formação.

Entretanto, nos últimos anos, toda a problemática envolvida com a aplicação do conceito de espécie biológica deixou claras as suas falhas no que diz respeito à aplicabilidade e conceituação lógica (*vide* Wilson e Brown 1953, Ehrlich 1961, Sokal e Crovello 1970, Rosen 1978, 1979, Nelson e Platnick 1981, Wiley 1981, Cracraft 1983, 1989, 1992,

Donoghue 1985, Futuyma 1992, Mckitrick e Zink 1988, Nixon e Wheeler 1990, Zink 1997 entre outros). A subjetividade intrínseca ao processo de decisão do status de espécie ou subespécie para as populações alopátricas, que é ressaltada pelos próprios autores que defendem a espécie biológica (*e.g.* Snow, 1997), provoca grande heterogeneidade no tratamento de tais situações. O mau uso do grau subespecífico e seu caráter subjetivo é admitido virtualmente por todos seus defensores (*vide* Barrowclough 1982, Gill 1982, Johnson 1982, Lanyon 1982, Mayr 1982, Monroe 1982, O'Neill 1982, Parkes 1982, Phillips 1982, Storer 1982, Zusi 1982, Mayr e Ashlock *op. cit.*, Snow 1997).

Da mesma forma com que o conceito de espécie biológica estimula a inferência de futuras espécies (subespécies), os conceitos de espécie evolucionária (Simpson 1961, Wiley 1978, 1981), apesar de já não admitindo a nomenclatura trinomial, tentam inferir as tendências e sinas evolutivas das diferentes populações, o que os torna especulativos e igualmente frágeis sob o ponto de vista filosófico, sendo, conseqüentemente, inadequados à investigação do processo natural (de Pinna 1999).

Simultaneamente, com a mudança de paradigma ocorrida na segunda metade do século XX, diversos segmentos da Zoologia passaram a adotar uma postura mais estreitamente compromissada com a reconstrução da história filogenética dos grandes grupos, o que reverberou nos estudos de taxonomia alfa. A reprodução, que já vinha criando problemas quanto à sua operacionalidade enquanto caráter, deixou de ser vista como a “caixa de Pandora” na determinação dos limites entre espécies, uma vez que, além da já referida subjetividade de sua aplicação, sua supervalorização em relação aos demais caracteres não condiz com o novo paradigma. Esse postula a polarização de caracteres para a escolha de quais serão de fato úteis à definição dos grupos (Zink 1997). Nesse sentido, vale notar que a capacidade de reprodução é, em grupos de espécies afins, freqüentemente, primitiva e não serve na

individualização de unidades naturais.

A descrença na espécie biológica e a adoção de um modelo de espécie filogenética já era visível no estudo de peixes na década de 70 (e.g. Rosen 1978, 1979). Desde então, os seguidores da sistemática cladística propuseram uma série de conceitos semelhantes que têm em comum o compromisso com a história filogenética dos grupos e uma menor preocupação com as potencialidades reprodutivas dos mesmos. Esses priorizam, além da ancestralidade, as diagnoses, o que fica claro na definição proposta por Nelson e Platnick (1981, p. 11): “In this book, then, species are simply the smallest detected samples of self-perpetuating organisms that have unique set of characters.” Tanto a ancestralidade quanto a diagnose são testáveis, tornando esses conceitos bem mais robustos filosoficamente que os mecanicistas.

Todos os conceitos históricos são fundamentados na sistemática filogenética de Hennig (1966) e alguns autores (e.g. Nelson 1989) chegam a afirmar que não há diferença entre o grau específico e os supra-específicos. A espécie seria tão real quanto o gênero, a tribo, a família, etc. Todos os conceitos de espécie filogenética têm em comum, ainda, o repúdio ao grau subespecífico, em função de serem as espécies, os agrupamentos lógicos mais basais. Os diversos conceitos da linha filogenética são revisados em detalhe por de Pinna (1999).

Entretanto, especificamente na ornitologia, apesar de notoriamente mais bem fundamentados (*vide* Mckitrick e Zink 1988, Zink 1997, de Pinna 1999), a penetração dos conceitos de espécie filogenética foi mínima.

Cracraft (1992) foi o primeiro e último a rever a taxonomia alfa de uma família de Aves utilizando essas bases conceituais. Além desse, uma conceituação similar foi utilizada somente na revisão de tribos de Anatidae (Livezey 1991, 1995) e na revisão de poucos grupos específicos (e.g. Silva 1991a, 1991b, Raposo *et al.* 1998, Raposo e Parrini 1997).

Parte das causas do repúdio ao paradigma cladista está no passado recente da Ornitologia. O século XX foi marcado pela falsa impressão de que nada mais restava a se fazer em anatomia

das Aves, conforme perfeitamente exemplificado quando Frank Beddard (1898, p. v) praticamente se desculpa (“It must be admitted that a handbook upon bird anatomy was more wanted at the time it was first conceived by Mr. Garrod than it is at the present day”) ao publicar um novo livro de Anatomia (curiosamente, este livro acabaria norteando grande parte da sistemática desde então). Isso resultou em uma grande carência de anatomistas no grupo. Além disso, houve uma forte descrença na possibilidade de reorganizações da taxonomia de grandes grupos de aves, o que é claramente exemplificado pela frase de Stresemann (1959 *apud* Sibley e Ahlquist 1990, p. 232) “As far as the problem of relationship of the orders of birds is concerned, so many distinguished investigators have labored in this field in vain, that little hope is left for spectacular break thoughts”. Vale notar que Stresemann foi o mentor de Helmut Sick, figura de fundamental importância no desenvolvimento da ornitologia Neotropical.

Isso fez com que os ornitólogos voltassem sua atenção sobremaneira para os estudos de taxonomia alfa e variação geográfica, onde caracteres anatômicos eram pouco utilizados e toda a atenção ficava voltada para a morfologia externa das aves, que incluía, principalmente, plumagem (cor e forma das penas), forma do bico e morfometria descritiva (cauda, asa, bico, tarsometatarso etc.), caracteres que raramente subsidiavam estudos de reconstrução filogenética.

Com poucos trabalhos sendo feitos em anatomia e filogenia de grandes grupos, ao contrário do que ocorreu em outras áreas da zoologia, dentro da ornitologia não houve cristalização do paradigma cladista e menos ainda no que diz respeito aos estudos de taxonomia alfa, onde a importância da sistemática filogenética é menos conspícua.

Foi então na Ornitologia onde se concentraram os maiores focos de resistência à nova filosofia (e.g. Bock 1973, Mayr 1974, Olson 1981, Amadon e Short 1992, Snow 1997), principalmente, no nível de espécie. Houve um forte apelo pela permanência do conceito de espécie biológica e,

conseqüentemente, da nomenclatura trinomial. Mesmo admitindo, sob uma perspectiva histórica, que seu uso vinha sendo inadequado, os proponentes do grau subespecífico ressaltaram as suas qualidades no auxílio à visualização dos padrões de variação geográfica e a estreita associação da subespécie com o fenômeno de especiação (e.g. Mayr e Ashlock, 1993).

Isso fez com que até hoje sejam descritas, não somente novas subespécies (e.g. Bierregaard *et al.* 1997, Capparella *et al.* 1997, O'Neill e Parker 1997), mas também novas metodologias para detectá-las e descrevê-las. Talvez o melhor exemplo disso sejam as atuais metodologias de estabelecimento de limite específico com base em vocalização (Isler *et al.* 1997, 1998, 1999). Essas metodologias propõem que, como as vocalizações seriam sinais de reconhecimento intraespecífico, seu grau de similaridade seria suficiente para testar o status de populações alopatricas. De acordo com Payne (1986, p. 87): "The similarity of songs among different populations provides a test of the species identity of isolated remote populations". Não são consideradas as possibilidades de especiação sem vicariância das vocalizações, nem de vicariância de vocalizações sem especiação.

Conforme denunciado por Wiley (1975, p. 244), "With the great authority that Mayr wields within the scientific world, much confusion may result". A manutenção do conceito de espécie biológica e do uso do grau subespecífico na ornitologia somente confirma a noção de Kuhn (1962) de que o paradigma não precisa de fundamentação lógica para se manter.

A supremacia, em Ornitologia, do conceito de espécie biológica sobre os conceitos de espécie filogenética fundamenta-se em tradição e autoridade, sendo responsável por prejuízos de toda a sorte que passam a ser descritos a partir de agora.

Problemas da persistência do conceito biológico

Freqüentemente, a relevância da discussão enfocada é diminuída pela afirmação

de que a diferença prática entre os conceitos mecanicistas e históricos é que toda a subespécie é uma espécie filogenética. Essa afirmação é sem fundamento, uma vez que muitas subespécies não qualificam uma espécie filogenética (*vide* Hazeovet 1996, Zink 1997). Em revisão recente dos arapaçus do gênero *Xiphorhynchus*, Raposo (manuscrito) propõe que apenas cerca de 20% das subespécies, hoje consideradas, são espécies filogenéticas. Nesse gênero, em 80% dos casos, as subespécies encaixam-se em um amplo espectro de variações geográficas e não fazem sentido como táxon, uma vez que não são individualizáveis. A afirmação de que a adoção de tais parâmetros seria responsável pelo grande acréscimo de espécies, o que inviabilizaria os estudos de taxonomia é o que sobrou da fraca argumentação a favor da espécie biológica. Essa encontra-se sintetizada em Snow (1997). Esse autor afirma que a adoção de um conceito de espécie filogenética quebraria a estabilidade taxonômica conseguida nos últimos anos e que a revisão das espécies politípicas teria que ser muito minuciosa para gerar resultados satisfatórios. O autor está inteiramente certo em suas preocupações, mas como o próprio Snow (*op. cit.*, p. 111) reconhece, a taxonomia não deve ser regida por conveniência. Além do mais, a estabilidade não tem a menor relevância caso não reflita adequadamente o seu objeto de estudo.

O caso do gênero *Xiphorhynchus* é típico. Esse comporta 13 espécies (Meyer de Schauensee 1982) divididas em mais de 80 subespécies que pouco dizem sobre o processo natural, funcionando, na verdade, como uma cortina de fumaça para a visualização dos padrões de distribuição e processos causais. Quando revisado (Raposo *manuscrito*), esse gênero passou a ter cerca de 21 espécies filogenéticas bem definidas que constituem, ou pelo menos se hipotetiza que constituam, grupos monofiléticos. Essas espécies estão prontas para subsidiar, como terminais consistentes, estudos de reconstrução filogenética, hipóteses biogeográficas e programas de conservação de biodiversidade.

Cabe ressaltar a relevância da diferença

entre uma variação geográfica e uma espécie. Para a formação de uma espécie, houve uma cladogênese que, em geral, foi motivada por algum tipo de pressão ambiental, seja ela uma cordilheira, um rio, uma quebra vegetacional, uma segregação ecológica etc. Esses fatores ambientais devem ter atuado simultaneamente na formação de outras espécies e são, exatamente, o alvo dos biogeógrafos, que tentam reconstruir a história das diferentes paisagens. Para a investigação desses fatores, quanto maior o número de unidades naturais melhor, mas tais unidades precisam ser consistentes, e não variações geográficas mal definidas.

Nesse sentido, a revisão do complexo *Nystalus maculatus* (Silva 1991) é muito ilustrativa. Para entender o fenômeno natural oculto pelo excesso de formas descritas, Silva sinonimiza *N. m. parvirostris* e *N. m. pallidigula*, e considera duas espécies filogenéticas, *N. maculatus* e *N. striatipectus*. A partir de tal definição, observa que a área de contato ou divergência entre as espécies filogenéticas coincide com a região onde possivelmente passaria o corredor Florestal que unia as florestas Atlânticas e a Amazônica e que dividia as áreas abertas brasileiras (Caatinga e Cerrado). No jargão popular, o autor teve que limpar a sujeira para começar a trabalhar.

Algo semelhante fazem Cracraft e Prum (1988) em suas filogenias dos gêneros *Pionopsitta*, *Selenidera* e *Pteroglossus*. Mesmo sem rever a taxonomia alfa dos grupos, os autores hipotetizam suas espécies filogenéticas, fazem a filogenia dos gêneros e então passam a ter os subsídios para começar a entender o fenômeno natural.

Esse trabalho de limpeza é fundamental se o objetivo é entender o fenômeno natural, uma vez que ele somente pode ser compreendido pelo estudo de unidades consistentes, o que não é o caso das subespécies. Essa compreensão passa também, necessariamente, pela reconstrução da filogenia de diferentes grupos taxonômicos, sem a qual, inferências sobre a evolução da diversidade biológica pouco se distanciam de mera especulação. Quando o taxonomista não

faz tal limpeza, os resultados podem ser a perda total da consistência de sua análise filogenética e, conseqüentemente, de suas inferências biogeográficas.

Um bom exemplo disso é a filogenia proposta para os Dendrocolaptidae por Bledsoe *et al.* (1993) e Raikow (1994). *Xiphorhynchus spixii* é uma espécie politípica amazônica que gerou muita controvérsia nos últimos anos (*vide* Cory e Hellmayr 1925, Zimmer 1934, Todd, 1948, Ridgely e Tudor 1994, Haffer 1997 e Sick 1997), nunca tendo sido revista sob a ótica cladística. Essa espécie inclui as formas parapátricas *X. s. spixii*, *X. s. elegans*, *X. s. juruanus*, *X. s. insignis*, *X. s. ornatus* e *X. s. buenavistae*. Quando o táxon *elegans* é considerado espécie plena, as subespécies acima mencionadas são divididas entre as formas *X. spixii* e *X. elegans*. Em sua filogenia, Bledsoe *et al.* (*op. cit.*) e Raikow (*op. cit.*) optaram por utilizar, como terminais, essas duas espécies politípicas, sem rever a taxonomia alfa do grupo. Seus resultados indicaram que essas espécies eram apenas distantemente aparentadas passando a considerar o complexo *spixii* como polifilético.

Reverendo a taxonomia alfa desse grupo, Raposo (manuscrito) define três espécies filogenéticas parapátricas, *X. spixii*, *X. elegans* e *X. juruanus*, considerando o grupo formado por essas como monofilético. Ao justificar a incongruência entre sua filogenia e aquela apresentada pelos outros autores, Raposo (*op. cit.*) mostra que Bledsoe *et al.* (1993) e Raikow (1994) foram traídos pelas subespécies do complexo. Para a separação de *X. elegans* do grupo *X. spixii*, ambos trabalhos utilizaram (*vide* Raikow 1993) dois espécimes de *X. elegans* (LSU 83715 e FM 330388) e um de *X. spixii* (LSU 114412). Após a revisão de Raposo, ficou claro que o espécime FM 330388, realmente pertence ao táxon *X. elegans*, na medida que foi coletado no Rio Jiparaná, Rondônia. Entretanto, LSU 83715 é um espécime proveniente da província de Napo (Equador), área de ocorrência de *Xiphorhynchus juruanus* (considerado na coleção de Louisiana como *X. elegans ornatus*). Ao mesmo tempo, o espécime de *X. spixii* analisado pelo autor é

proveniente de Quebrada Vanilla, na boca do Rio Napo (Peru), sendo, conseqüentemente, outro espécime de *X. juruanus* (considerado, na coleção, como *X. spixii ornatus*). *Xiphorhynchus spixii* ocorre somente no Brasil, da margem direita do Tapajós para leste. Na prática, ao invés de estarem comparando *X. elegans* com *X. spixii*, os autores estavam comparando um espécime de *X. juruanus* contra o grupo formado por um espécime de *X. elegans* e outro *X. juruanus*. Caso a limpeza nomenclatural tivesse sido realizada, Bledsoe *et al.* (*op. cit.*) e Raikow (*op. cit.*) teriam abordado os caracteres utilizados de forma distinta, considerando as diferenças encontradas como variações individuais e atentando para o fato de não terem analisado nenhum espécime de *X. spixii*.

Importância da espécie filogenética na conservação

A subespécie é tão vaga, que mesmo a sociedade não a leva a sério. Em relação às subespécies, tanto ONGs quanto órgãos governamentais agem como se, por intuição, soubessem que ali não há nada real, ou que mereça atenção no que se refere à conservação.

A relevância da utilização de parâmetros conceituais que sejam mais confiáveis, no que concerne à conservação, está justamente nesse ponto, e vem sendo ressaltada por diversos autores (*vide* Zink 1997). Das cerca de 40 subespécies descritas para o Brasil nos últimos trinta anos (*vide* Pacheco 1997), muitas estão associadas a habitats em rápido processo de desaparecimento, como as Matas Secas, a Caatinga e a Mata Atlântica. Entretanto, nenhuma foi alvo de programas de conservação.

Como ressaltado por Prum (1994) e Zink (1997), o sucesso de nossos esforços para a conservação da biodiversidade está intimamente associado à nossa capacidade de indicar as unidades naturais com precisão.

Com a revisão das espécies politípicas e a definição de espécies filogenéticas, vários

endemismos serão visualizados, o que já é o caso das correções de status de *Nystalus striatipectus* (*vide* Silva, 1991), *Xiphocolaptes franciscanus* (Silva e Oren 1997), *Arremon polionotus* (Silva 1991), *Lepidothryx serena* (Prum, 1994), *Arremon semitorquatus* (Raposo e Parrini 1997), *Hylophilus amaaurcephalus* (Raposo *et al.* 1998) e outros táxons que vêm tendo taxonomia revista com parâmetros mais sólidos. Se o conceito de espécie biológica fosse utilizado, todas essas espécies, e mesmo algumas recentemente descritas, como *Synallaxis whitneyi* (Pacheco e Gonzaga 1995), *Antilophia bokermanni* (Coelho e Silva 1998) e *Arremon franciscanus* (Raposo 1997), poderiam ser consideradas subespécies de formas próximas o que seria extremamente danoso no que concerne à sua conservação e à compreensão dos padrões de distribuição da biodiversidade neotropical. Tendo *Antilophia bokermanni* a mesma vocalização que *Antilophia galeata*, logo se apressariam os seguidores de Paterson (1985) a proclamar a compatibilidade reprodutiva entre as formas. Caso os autores fossem incapazes de encontrar as três diferenças vocais exigidas para espécies plenas pela metodologia de Isler *et al.* (1998) essa forma, independentemente de ter diagnose morfológica, passaria a ser considerada apenas uma subespécie. Tamanho operacionalismo colocaria esse novo táxon no nível de centenas de outras subespécies inconsistentes, o que ocultaria uma preciosa gama de informações carregadas por esse notável endemismo, como por exemplo, a importância da conservação das encostas úmidas da Chapada do Araripe ou das matas secas associadas ao rio São Francisco.

No caso da revisão do gênero *Xiphorhynchus* (Raposo, manuscrito), o número de espécies endêmicas triplicou no Brasil e em outros países da América do Sul, o que tem uma grande importância na conservação da biodiversidade neotropical. São ilustrativas disso as várias espécies restritas a ilhas que foram individualizadas, como *X. altirostris* (Trinidad) e *X. susurrans* (Trinidad e Tobago). Historicamente, essas espécies, por ocorrerem em alopatria e serem semelhantes a seus grupos “irmãos” continentais, eram considerados

subespécies, e seu habitat, por sua vez, apenas parcelas deslocadas e sem identidade das grandes parcelas de matas continentais. A importância da conservação dos remanescentes florestais dessas ilhas, agora, é claramente visualizada.

Conclusão

A subespécie já demonstrou ser falha conceitualmente, inútil no que diz respeito à conservação e prejudicial no que concerne à reconstrução da história evolutiva de táxons e ambientes. Entretanto, na ornitologia, esta se mantém como prática bastante difundida e novas metodologias que incluem seu uso continuam sendo propostas grassas à autoridade de seus proponentes.

A orgulhosa frase de Newton (1896, p.79) “[...] there was possibly no branch of Zoology in which so many of the best informed and consequently the most advanced of its workers sooner accepted the principles of Evolution than Ornithology [...]”, hoje, não poderia ser aplicada em relação à aceitação da teoria de Hennig (1966) por ornitólogos. Esses são, ao contrário, os mais resistentes à mudança de paradigma imposta nos últimos cinquenta anos. É válido lembrar que as teorias de Darwin e Hennig tiveram em comum o fato de revolucionarem o estudo de sistemática. A primeira, conforme salientado pelo próprio Newton, deu sentido ao estudo dos caracteres quando demonstrou a importância de se

encontrar as homologias como ferramenta para a elucidação das relações de parentesco. A segunda, estabeleceu a metodologia que mais adequadamente identifica as homologias (veja de Pinna 1991). Em ornitologia, com algumas exceções, isso não é reconhecido, e a compatibilidade reprodutiva continua norteando toda a análise de limites específicos.

O conceito de espécie filogenética é sólido, testável e deve substituir o conceito de espécie biológica hoje utilizado na maioria dos estudos de taxonomia alfa de aves neotropicais. Nesse contexto, a nomenclatura trinomial não se aplica, e as subespécies de hoje devem ter consistência revista para a determinação de seu real grau taxonômico.

A maturação da ornitologia é vital para que essa volte a contribuir de forma eficiente na compreensão do fenômeno natural.

Agradecimentos

Sou muito grato a Elizabeth Höfling pela orientação em meu doutorado, à Universidade de São Paulo e à FAPESP, por dar suporte a meu projeto de pesquisa (processo 97/05079-0). Agradeço aos colegas de laboratório Renato G. Lima, Andrés Calonge e Luís F. Silveira, por estarem sempre prontos a discutir o tema e à Christina Baum pela presteza em corrigir meu Abstract. Por fim, gostaria de agradecer a Jorge Albuquerque por me convidar para participar deste livro.

Bibliografia

- Amadon, D. e L. L. Short (1992) Taxonomy of lower categories — suggested guidelines. *Bull. B. O. C.* 112: 11-38
- Barrowclough, G. F. (1982) Geographic variation, predictiveness and subspecies. *Auk* 99: 601-603.
- Beddard, F. (1898) *The structure and Classification of Birds*. Longmans, Green and Co., London.
- Bierregaard, Jr. R. O., M. Cohn-Haft e D. F. Stotz, (1997) Cryptic biodiversity: an overlooked species and new subspecies of antbird (Aves: Formicariidae) with a revision of *Cercomacra Tyrannina* in northeastern South America. *Ornithol. Monogr.* 48: 111-128.

- Bledsoe, A. H., R. J. Raikow e A. Glasgow (1993) Evolution and functional significance of tendon ossification in woodcreeper (Aves: Passeriformes: Dendrocolaptinae). *J. Morph.* 215: 289-300.
- Bock, W. J. (1973) Philosophical foundations of classical evolutionary classification. *Syst. Zool.* 22: 375-392.
- Capparella, A. P., G. H. Rosemberg e S. W. Cardiff. (1997) A new subspecies of *Percnostola rufifrons* (Formicariidae) from northeastern South America. *Ornithol. Monogr.* 48: 165-170.
- Coelho, G. e W. Silva (1998) A new species of *Antilophia* (Passeriformes: Pipridae) from Chapada do Araripe, Ceará, Brazil. *Ararajuba* 6(2): 81-86.
- Cory, C. B. e C. E. Hellmayr (1925) Catalog of birds of the Americas and adjacent islands. *Publ. Field Mus. Nat. Hist. (Zool. Ser.)*, 13: 1-390.
- Cracraft, J. (1983) Species concept and speciation analysis, p. 159 – 187. In: R. F. Johnston (ed.) *Current ornithology* (vol. 1). New York: Plenum Press.
- _____ (1989) Species as entities of biological theory, p. 31-52. In: M. Ruse (ed.) *What the philosophy of biology is*. Dordrecht: D. Reidel.
- _____ (1992) The species of birds-of-paradise (Paradisaeidae): applying the phylogenetic species concept to a complex pattern of diversification. *Cladistics* 8: 1-43.
- Cracraft, J. e R. O. Prum (1988) Pattern and processes of diversification in some neotropical birds. *Evolution*, 42 (3): 603-20.
- Donoghue, M. J. (1985) A critique of the biological species concept and a recommendation for a phylogenetic alternative. *Bryologist* 88: 172-181.
- Ehrlich, P. R. (1961) Has the biological species concept outlived its usefulness? *Syst. Zool.* 10 (4): 167-176.
- Futuyma, D. J. (1992) *Biologia evolutiva*. Ribeirão Preto: Sociedade Brasileira de Genética / CNPq.
- Gill, F. B. (1982) Might there be a resurrection of the subspecies? *Auk* 99: 598-9.
- Haffer, J. (1997) Contact zones between birds of southern Amazonia. *Ornithological Monographs*, 48: 281-305.
- Hazevoet, C. J. (1996) Conservation and species lists: taxonomic neglect promotes the extinction of endemic birds, as exemplified by taxa from eastern Atlantic islands. *Bird Conserv. Int.* 6: 181-196.
- Hennig, W. (1966) *Phylogenetic Systematics*. Urbana: University of Illinois Press.
- Isler, M. L., P. R. Isler e B. M. Whitney (1997) Biogeography and systematics of the *Thamnophilus punctatus* (Thamnophilidae) complex. *Ornithol. Monogr.* 48: 355-381.

- Isler, M. L., P. R. Isler e B. M. Whitney (1998) Use of vocalizations to establish species limits in antbirds (Passeriformes: Thamnophilidae). *Auk* 115 (3): 577-590.
- Isler, M. L., P. R. Isler e B. M. Whitney (1999) Species limits in antbirds (Passeriformes: thamnophilidae): the *Myrmotherula surinamensis* complex. *Auk* 116 (1): 83-96.
- Johnson, N. K. (1982) Retain subspecies at least for time being. *Auk* 99: 605- 6.
- Kuhn, T. S. (1982) *The Structure of Scientific Revolutions*. Chicago: University of Chicago Press.
- Livezey, B. C. (1991) A phylogenetic analysis and classification of recent dabbling ducks (Tribe Anatini) based on comparative morphology. *Auk* 108: 471-507.
- _____ (1995) Phylogeny and evolutionary ecology of modern seaducks (Anatidae: Mergini). *Condor* 97: 233-255.
- Luckow, M. (1995) Species concepts: assumptions, methods, and application. *Syst. Bot.* 20:606-622.
- Mayr, E. (1974) Cladistica analysis or cladistic classification? *Z.Zool. Syst. Evolut.-forsch* 12: 94-128.
- _____ (1982) Of what use are subspecies? *Auk* 99: 593-5.
- Mayr, E. e P. D. Ashlock (1991) *Principles of Systematic Zoology*. Singapura: McGraw-Hill Book Co.
- Mckittrick, M. C. e R. M. Zink (1988) Species concept in Ornithology. *Condor* 90: 1-14.
- Meyer de Schauensee, R. (1982) *A guide to the birds of South America*. Pittsburgh: Academy Nat. Sci. Philadelphia.
- Monroe, Jr. B. L. (1982) A modern concept of the subspecies. *Auk* 99: 608-9.
- Nelson, G. J. (1989) Cladistics and evolutionary models. *Cladistics* 5: 275-289.
- Nelson, G.J. e N. I. Platnick (1981) *Systematics and biogeography: Cladistics and vicariance*. New York: Columbia Univ. Press.
- Newton, A. (1896) *A Dictionary of Birds*. London: Adam and Charles Black.
- Nixon, K.C. e Q. D. Wheeler (1990). An amplification of the phylogenetic species concept. *Cladistics* 6: 211-233.
- Olson, S. L. (1982) A critique of Cracraft's classification of birds. *Auk* 99: 733-739.
- O'Neill, J. P. (1982) The subspecies concept in the 1980's. *Auk* 99: 609-12.
- O'Neill, J. P. e T. A. Parker (1997) New subspecies of *Myrmoborus leucophrys* (Formicariidae) and *Phrygilus alaudinus* (Emberizidae) from Huallaga Valley, Peru. *Ornithol. Monogr.* 48: 485-491.

Pacheco, L. F. (1997) Novas espécies e subespécies descritas para o Brasil nas três últimas décadas. *Atualidades Ornitológicas* 76:4.

Pacheco, L. F. e L. P. Gonzaga (1995) A new species of the rificapilla/infuscata complex from eastern Brazil (Passeriformes: Furnariidae). *Ararajuba* 3: 3-11.

Parkes, K. C. (1982). Subspecific taxonomy: unfashionable does not mean irrelevant. *Auk* 99: 596-8.

Paterson, H. E. (1985) The recognition species concept, p. 21-29. Em: Vrba, E. S. (ed.) *Species and speciation* (Transvaal Museum Monograph 4). Pretoria: Transvaal Museum.

Payne R. B. (1986) Bird songs and avian systematics. *Current Ornithology* 3: 87-126.

Peters, J. L. (1951). *Check-list of birds of the world*. v. 7, Cambridge, Museum of Comparative Zoology, Harvard University.

Phillips, A. R. (1982). Speciation and species: fundamentals, needs, and obstacles. *Auk* 99:612-5.

de Pinna, M. C. C. (1991) Concepts and tests of homology in the cladistic paradigm. *Cladistics* 7: 367-394.

de Pinna, M. C. C. (1999) Species concepts and phylogenetics. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 9: 353-373.

Pinto, O. M. de O. (1938). Catálogo de Aves do Brasil e lista dos exemplares que as representam no Museu Paulista. *Revista do Museu Paulista* 22: 1- 566.

Prum, R. O. (1994) Species status of the White-Fronted Manakin, *Lepidothrix serena* (Pipridae), with comments on conservation biology. *Condor* 96:692-702.

Raikow, R. J. (1993) Structure and variation in the hindlimb musculature of the woodcreepers (Aves: Passeriformes: Dendrocolaptinae). *Zool. J. Linnean. Soc.* 107: 353-399.

_____ (1994) A phylogeny of the woodcreepers (Dendrocolaptidae). *Auk*, 111 (1): 104-14.

Raposo, M. A. (1997) A new species of Arremon (Passeriformes: Emberizidae) from Brazil. *Ararajuba* 5(1): 3-9.

_____ (manuscrito) *Anatomia da siringe e taxonomia do gênero Xiphorhynchus* (Aves: Dendrocolaptinae). São Paulo: Tese de Doutorado, Universidade de São Paulo.

Raposo, M. A. e R. Parrini (1997) On the validity of the half-collared sparrow *Arremon semitorquatus* Swainson, 1837. *Bull. B.O.C.*, 117 (4): 294-8.

Raposo, M. A., R. Parrini e M. Napoli (1998) Taxonomia, Morfometria e bioacústica do grupo específico *Hylophilus poicilotis* / *H. amaurocephalus* (Aves, Vireonidae). *Ararajuba* 6(2):87-109.

- Ridgely, R. S. e G. Tudor (1994). *The birds of South America*. v. 2. Austin: Univ. of Texas Press. 813 p.
- Rosen, D. E. (1978) Vicariant pattern and historical explanations in biogeography. *Syst. Zool.* 27: 159-188.
- _____ (1979) Fishes from the uplands and intermontane basins of Guatemala: revisionary studies and comparative geography. *Bull. Amer. Mus. Nat. Hist.* 162: 267-376.
- Sibley, C. G. e J. E. Ahlquist (1990) *Phylogeny and Classification of Birds*. New Haven: Yale University Press.
- Sick, H. (1997). *Ornitologia brasileira*. Rio de Janeiro: Ed. Nova Fronteira.
- Silva, J. M. C. (1991a) Sistemática e biogeografia da superespécie *Nystalus maculatus* (Piciformes: Bucconidae). *Ararajuba* 2: 75-79.
- _____ (1991b) Geographical variation in the Saffron-billed Sparrow *Arremon flavirostris*. *Bull. B.O.C.*, 111 (3): 152-155.
- Silva, J. M. C. e D. Oren (1997) Geographic variation and conservation of the Moustached Woodcreeper *Xiphocolaptes franciscanus*, an endemic threatened species of north-eastern Brazil. *Bird. Cons. Intern.* 7: 263-274.
- Simpson, G. G. (1961) *Principles of Animal Taxonomy*. New York: Columbia Univ. Press.
- Snow, D. W. (1997) Should the biological be superseded by the phylogenetic species concept? *Bull. B. O. C.* 117:110-21.
- Sokal, R. R. e T. J. Crovello (1970) The biological species concept: a critical evaluation. *Am. Nat.* 104 (936): 127-152.
- Storer, R. W. (1982) Subspecies and the study of geographic variation. *Auk* 99: 599-601.
- Tood, W. E. C. (1948) Critical remarks on the wood-hewers. *Ann. Carnegie Mus.*, 31: 5-18.
- Wiley, E. O. (1978) The evolutionary species concept reconsidered. *Syst. Zool.* 29: 76-80.
- _____ (1981) *Phylogenetics. The theory and practice of phylogenetic systematics*. New York: John Wiley and Sons Press.
- Wilson, E. O. e W. L. Brown (1953) The subspecies concept and its taxonomic application. *Syst. Zool.* 2: 97-111.
- Zimmer, J. T. (1934) Studies of Peruvian birds. XV: notes on the genus *Xiphorhynchus*. *Am. Mus. Novitates*, 756: 1-20.
- Zink, R. M. (1997) Species concepts. *Bull. B.O. .C.* 117 (2): 97-109.
- Zusi, R. L. (1982) Intraspecific geographic variation and the subspecies concept. *Auk* 99: 606-8.

A lista de aves do Espírito Santo de Augusto Ruschi (1953): uma análise crítica

José Fernando Pacheco²
Claudia Bauer²³

“O erro é um subproduto inevitável da ousadia – ou de qualquer esforço concentrado. [...] A fraude é patológica do ponto de vista social e psicológico, embora a ciência deva aprender a policiar-se.” (Stephan Jay Gould)

Embora, seja incontestável que dados incorretos presentes na literatura causem impacto negativo no processo cumulativo do conhecimento científico, a discussão de fatos recorrentes dessa natureza deixam de ser melhor debatidos no âmbito das especialidades nos quais eles foram produzidos, para tornarem-se tema de reflexões epistemológicas (Kohn 1986, LaFollette 1992, Swazey *et al.* 1994). O sentimento coletivo da comunidade científica é que dados *ruins* podem ser facilmente evitados apenas com uma pré-seleção das fontes examinadas. Boas fontes pré-concebidas de informação, geralmente aquelas veiculadas em periódicos respeitáveis, estariam supostamente menos impregnadas de imprecisões e assim imunizadas de eventuais *falhas* de percepção advindas de fontes menos meritórias. Contudo, Braunwald (1987) indagou astuciosamente se editores e revisores estariam mesmo preparados para prevenir a disseminação de fraudes.

É natural que esse comportamento *seletivo*, difundido nos meios científicos, seja razoavelmente aplicável ao campo das idéias, à verificação de hipóteses, enfim, à parte discursiva da ciência. Contudo, os setores da ciência que dependem da compilação de dados produzidos por terceiros para conceber padrões,

verificar tendências, ou simplesmente, determinar o nível de conhecimento precisam, em contraste, ampliar as fontes acessíveis de consulta (*apud* Sibley 1955:630). Quanto mais fontes bibliográficas forem utilizadas, mais elementos tornar-se-ão disponíveis para uma boa avaliação da questão.

Um bom exemplo de setor da ciência, em especial da biologia, dependente da compilação de dados é aquele dedicado à distribuição geográfica dos seres vivos, que por sua vez, serve de ingrediente basilar da biogeografia (Haffer 1974:7).

A ornitologia, dentre as ciências biológicas, talvez seja a que mais avanços experimentou em termos de conhecimento faunístico e biogeográfico. As lacunas no conhecimento da distribuição de outros animais, mesmo vertebrados, são flagrantemente maiores se comparadas com o nível alcançado pela ornitologia. Este quadro é justamente uma peculiaridade da ornitologia, em termos globais (Mayr 1984). Esse deriva, em parte, da combinação no passado entre um número maior de naturalistas dedicados especialmente às aves, uma relativa facilidade de obtenção de informações no campo e um intenso comércio de exemplares taxidermizados em nível mundial (Stresemann 1975). Mais recentemente, a partir da segunda metade do século XX, com a popularização da atividade de *bird-watching* (observação de aves), a informação sobre a distribuição geográfica deixou de ser tão somente apoiada

em espécimes. Esse movimento resultou num aumento exponencial de bons novos registros e contribuições diversas (Clench 1991, Steele 1993), mas também de registros equivocados. Sem a existência dos espécimes que permitiam a verificação independente da identidade, os dados oriundos apenas da observação direta desse exército de amadores (mas também de ‘watchers ornithologists’) acabaram por gerar um número apreciável de inconsistências (Stiles 1983, Cicero e Johnson 1996). Uma boa parte desses registros passou a ser absorvida pelas fontes científicas e assim tornaram-se objeto de preocupação dos meios acadêmicos, quanto à sua validade. Na ausência de evidência material uma ‘incerteza residual’ sempre permanecia (Stiles 1983). Em diversas partes do mundo, mas sobretudo nos Estados Unidos e Europa, foram criados comitês para avaliação dos registros divulgados na literatura ou diretamente submetidos por seus autores a esses órgãos.

As implicações relacionadas com a tarefa de delimitar a distribuição geográfica encerram muitos elementos e circunstâncias. Recentemente, o Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos, do qual o primeiro autor é secretário-executivo, tornou disponível em sua apresentação (*Nattereria* 1, março de 2000) a seguinte exposição de motivos:

“Sem uma compilação abrangente e criteriosa, a distribuição disponível de cada espécie pode não representar a dispersão geográfica real, pois sem os cuidados necessários ela pode ser apenas um esboço grosseiro da realidade. Dados incorretos de distribuição interferem negativamente nas análises de natureza biogeográfica e mesmo nas decisões conservacionistas, pois saber se uma ave ‘ocorre numa determinada região’ pode ser crucial na definição de estratégias para salvar uma espécie ameaçada”

Neste trabalho, os autores pretendem expor uma das mais inquietantes questões relacionadas ao exercício de delimitação da

distribuição geográfica: a manipulação intencional de listas ou, melhor dito, o falseamento de dados de distribuição. A rigor, esse procedimento se constitui de maneira inconteste numa forma de fraude científica. Aliás, a manipulação e a adulteração de dados seriam inadmissíveis em qualquer área do conhecimento científico (Broad e Wade 1983, Vieira 1986).

No intuito de abordar a questão, os autores escolheram uma lista de âmbito regional – mera relação nominal das aves do Espírito Santo, destituída de qualquer referência – produzida em 1953 pelo controvertido Augusto Ruschi (1915-1986) – que na avaliação dos autores constitui-se num simulacro de obra faunística. Doravante, os autores pretendem tratar a lista de aves do Espírito Santo de Ruschi (1953) apenas como Lista, para evitar uma maior repetição de palavras.

Desde já, um desafio intrínseco está lançado. Como demonstrar ao leitor, com a imparcialidade necessária, que a avaliação dos autores – por mais grave que seja – é procedente? Há indícios suficientes para imputar tal negativa apreciação à citada Lista? As falhas existentes podem ser interpretadas apenas como logro, portanto proposital?

Outro dilema legítimo, lembrarão alguns, está no fato de que o autor da Lista (por não estar vivo) não poderá se defender, não poderá ponderar, oferecer interpretações diversas; enfim, não lhe será permitido contestar sequer uma colocação. Se não bastasse, mais injusto ainda, dirão os dissidentes, mesmo que seja possível comprovar a fraude original, não haverá chance de uma retratação por parte de seu autor! Porque não conceder o benefício da dúvida?

Em detrimento dessas discutíveis questões de ordem moral e ética, se impõe o interesse maior da Ciência. Não é a intenção focalizar o autor (Ruschi), mas a sua produção (a Lista, como fonte para o estudo pretendido). Os autores desse trabalho pretendem na medida em que chamam a atenção para as incongruências dessa lista, suscitar reflexões sobre a importância e amplitude das

informações básicas no conhecimento da distribuição das espécies. Em adição, esperam também que os dados presentes na literatura sejam permanentemente criticados e reavaliados no sentido de evitar ou minimizar o surgimento de casos semelhantes.

Antes que se volte com mais detalhe a tratar especificamente da Lista é oportuno discorrer sobre os fundamentos que determinaram o nível de informação sobre a distribuição das aves do Brasil e, em especial, do Espírito Santo, para que a exposição e o encadeamento dos fatos e argumentos aqui apresentados possam ser apreendidos mais facilmente em perspectiva.

As bases do conhecimento sobre a distribuição das aves brasileiras

No Brasil, a distribuição de aves começou a ser estabelecida com o acúmulo de informações advindas dos inúmeros trabalhos de natureza regional. Autores pioneiros, entre nós, na tentativa de estabelecer distribuições prévias foram Burmeister (1855-56), Pelzeln (1868-71), Goeldi (1900), Ihering e Ihering (1907) e Sneath (1914). O grande compilador deste século, responsável pelo delineamento essencial da distribuição de aves no neotrópico foi, incontestavelmente, C. E. Hellmayr, através especialmente de seus catálogos de aves das Américas, publicados entre 1918-1949 (Zimmer 1944, Haffer 1974:29). Foram marcos importantes da ornitologia brasileira neste aspecto os catálogos de aves do Brasil de Olivério Pinto (1938, 1944). Outra obra referencial importante foi a lista de espécies da América do Sul, com ênfase na distribuição, de Meyer de Schauensee (1966).

A avifauna da mata atlântica foi uma das primeiras a ser pesquisada no Brasil. Com a abertura dos portos às nações amigas, em janeiro de 1808, diversas expedições de viajantes-naturalistas estrangeiros iniciaram suas investigações científicas, especialmente, pela região da mata atlântica. O Rio de Janeiro

e São Paulo foram, nesta fase pioneira, os Estados mais trabalhados. Os Estados da Bahia e do Rio de Janeiro, mesmo antes deste ciclo de expedições, contribuíram como principais centros exportadores de material de história natural da América do Sul (Berlioz 1959).

A avifauna do Espírito Santo foi a que menos atenção obteve, dentre as províncias do Sudeste brasileiro, durante o ciclo de explorações naturalísticas do séc. XIX. Uma parcela significativa da avifauna de São Paulo e Rio de Janeiro já havia sido reconhecida antes da chegada do século XX, em decorrência sobretudo dos notáveis resultados alcançados pelo naturalista austríaco Johann Natterer (Pelzeln 1871, Ihering 1899); por sua vez, Minas Gerais se beneficiou do clássico trabalho do zoólogo dinamarquês J. T. Reinhardt (1870) sobre a avifauna dos campos do Brasil.

Dentre os célebres naturalistas do início do Séc. XIX, apenas o Príncipe Maximiliano de Wied estivera no Espírito Santo, entre o final de 1815 e início de 1816, colecionando aves. Ao cruzar longitudinalmente a então província, através da região litorânea com destino à Bahia, Wied pode reunir os primeiros registros e dados ornitológicos. Seus resultados tornaram-se prontamente conhecidos na Europa com a publicação de suas obras (Wied 1820-21, 1830-33). Embora, alguns outros naturalistas como Saint-Hilaire, Descourtilz e Tschudi tenham igualmente percorrido o Espírito Santo (Rocha 1971) e possuam maior ou menor conexão com a ornitologia, os resultados específicos dessas campanhas são praticamente desconhecidos.

Até a estruturação significativa das coleções ornitológicas dos principais museus brasileiros no início do Séc. XX, a grande maioria dos dados sobre a avifauna brasileira esteve dependente da atividade de naturalistas estrangeiros. Estas coleções aqui sediadas no Museu Nacional do Rio de Janeiro (MNRJ) e Museu Paulista (MZUSP) promoveram através das muitas expedições a diversos pontos do país, em especial da mata atlântica, incluindo o Espírito Santo, um gradativo melhor conhecimento da distribuição das aves

brasileiras. Entretanto, apenas as coleções seriadas do Museu Paulista, hoje Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo (MZUSP), serviram efetivamente ao propósito de um melhor conhecimento da distribuição, devido a divulgação, em seu tempo, das localidades de coleta, através das obras e dos numerosos artigos de Olivério Pinto (e.g. Pinto 1945 e Nomura 1984).

A apresentação original da Lista: superficialidade fortuita ou omissão deliberada?

Na breve apresentação introdutória, em única página (vertida para o inglês e o alemão nas duas páginas seguintes), Ruschi (1953:1) informou que a Lista fora extraída de sua monografia “Avifauna do Estado do Espírito Santo”, que se encontrava no prelo e que a mesma lista resulta de seus esforços de colecionamento de material e observações biológicas empregados desde 1936 (Esta monografia jamais foi publicada). Embora, no primeiro parágrafo, Ruschi tenha literalmente mencionado que fizera observações, a seguir, ele registra objetivamente: “Na presente lista figuram mais de seiscentas espécies, distribuídas em 71 famílias, *representadas* nas coleções do Museu de Biologia “Prof. Mello-Leitão”, Museu Nacional, Departamento de Zoologia do Estado de São Paulo, Museu da Divisão de Caça e Pesca do Ministério da Agricultura e outros museus do exterior que possuem aves colecionadas em território do E. Santo.” Logo, seria dedutível que as tais observações, antes mencionadas, seriam restritas ao registro de peculiaridades biológicas (história natural) e que todas as espécies “figuradas” na Lista estariam, segundo seu testemunho, representadas por exemplares depositados em coleções no Brasil e no exterior.

A suposição de que as espécies da Lista haviam sido teoricamente incluídas apenas a partir de material recebeu reforço com a afirmativa presente no parágrafo seguinte, no qual Ruschi registrou que o número de

espécies “poderá ser ampliado, em virtude de existirem regiões [no Estado] ainda pouco colecionadas”.

A ausência de uma seção de ‘referências bibliográficas’, ao final dos artigos, era relativamente freqüente até os anos 1950. Era comum que o autor optasse por incluir as referências em notas de rodapé, ao longo dos trabalhos, em vez de empilhá-las de forma ordenada ao final. Olivério Pinto, nome expressivo da ornitologia brasileira do séc. XX, por exemplo, fizera isso pela primeira vez em sua carreira (iniciada em 1931) apenas em Pinto e Camargo (1961). Assim, Ruschi não fалhou porque deixou de listar as referências utilizadas ao final em sua Lista, mas porque não as mencionou em lugar algum !

Ruschi em sua Lista nada declarou ou indicou (isso parece ter permeado uma parte considerável de sua obra), mas a motivação em fazer ‘uma lista’ do Espírito Santo, parece ter uma conexão cronológica imediata. Pinto (1952), portanto um ano antes, havia publicado uma relação anotada das aves de Minas Gerais, na qual reunia uma parcela considerável de todos os registros acumulados para o Estado, em combinação com outros inéditos a partir de material depositado no então Departamento de Zoologia da Secretaria de Agricultura de São Paulo. Em completo contraste com a Lista o trabalho de Pinto (1952) é rico em referências, indicando as fontes específicas para cada espécie incluída e, traz em sua introdução um histórico das atividades de naturalistas viajantes e colecionadores de aves em Minas Gerais, além de uma lista remissiva de localidades visitadas por esses. O trabalho de Pinto (1952) é um dos marcos bem sucedidos da iniciativa de compilação regional (em nível estadual) da ornitologia brasileira.

Explicitamente, não há na apresentação da Lista menção ao fato de Ruschi ter feito uso das fontes publicadas, tampouco que ele se valera de registros pessoais e/ou de terceiros desprovidos de evidência material. É possível confeccionar uma lista sem utilizar-se dos dois últimos recursos, mas é inviável que se possa produzir uma lista sem auxílio das fontes publicadas. Há outra maneira possível para se

recorrer aos nomes e a seqüência de espécies a serem empregados? Toda essa situação gera subitamente uma questão genuína: Ruschi tivera efetivamente conhecimento da existência de material para cada uma das espécies de sua lista?

Tanto laconismo em sua apresentação impede o mais elementar dos princípios científicos: a possibilidade de alguém replicar o resultado (refazer a Lista) utilizando-se dos mesmos procedimentos.

Em busca das contradições da Lista – abordagem escolhida

Considerando os métodos, os autores admitem que para uma avaliação (absolutamente) inquestionável da Lista seria necessário levantar todos os espécimes ‘alegadamente’ coletados até 1952 no Espírito Santo, dispersos em todas as coleções do exterior e nas quatro coleções brasileiras citadas. Isso permitiria comprovar ou não, definitivamente, se todas as espécies constantes da Lista possuíam de fato espécime(s) coletado(s), até aquele ano, no Estado, conforme afirmara Ruschi na apresentação da Lista. Para facilitar e direcionar uma eventual e onerosa busca nas muitas coleções estrangeiras seria indicado que se buscasse descobrir previamente quais instituições Ruschi visitou (ou que de alguma forma recebera informações) até aquela data. Isso seria factível, talvez, por meio de consulta ao seu acervo remanescente de manuscritos, correspondências e documentos, presumivelmente, guardados no Museu de Biologia Prof. Mello-Leitão, em Santa Teresa, ES.

Por outro lado, é forçoso admitir que certas informações podem ser prontamente desacreditadas quando examinadas em contexto; que dados díspares ou conflitantes com o conhecimento admitido (especialmente, se numerosos) precisam ser corroborados; que existe uma certa linearidade e coerência quando se compila dados reunidos por diferentes fontes (que foram produzidas de

forma criteriosa); que mesmo as ‘autoridades’ de certas áreas do conhecimento científico precisam provar suas afirmações como todo mundo. Assim, não parece razoável que seja exigido um procedimento de rigor extremo (de difícil execução) na avaliação crítica da Lista se a mesma foi produzida com inequívoca precariedade.

Um cruzamento criterioso de informações, no entender dos autores, é esperadamente capaz de revelar as suposições iniciais quanto a um falseamento da Lista. Portanto, os autores decidiram que uma comparação entre as espécies constantes da Lista e aquelas presentes na literatura, a partir de informações substanciadas, seria suficiente para detectar os casos a serem aprofundados. Esses casos representam as espécies que apareceram, pela primeira vez citadas para o Espírito Santo, apenas na Lista. Uma busca nas coleções do Museu Nacional e do Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo, além do extinto Museu da Fauna (antes Divisão de Caça e Pesca), tentou localizar eventuais espécimes que mesmo ausentes da literatura, haviam sido coletados no Espírito Santo antes de 1952, mas haviam sido omitidos da Lista. Uma atenção especial foi dada no sentido de detectar se a Lista (por ser supostamente manipulada) havia sido confeccionada a partir de certas fontes pré-existentes e, noutra direção, informações fornecidas pelo próprio Ruschi, em outras de suas publicações, foram cruzadas na intenção de buscar eventuais contradições cometidas.

Alguns casos contraditórios – repassando os injustificados registros ou omissões

Ao longo do processo de cruzamento de dados entre a Lista e as informações disponíveis, foi possível reunir alguns elementos que servem adequadamente à tarefa de demonstrar as variadas inconsistências. Os seis casos selecionados (de um universo com cerca de 230 identificados), descritos a seguir, traduzem

a fragilidade dos registros, o histórico de utilização desses dados de ocorrência pelas fontes compilatórias e reconstruem alguns dos questionamentos (logo, dignos precedentes deste trabalho) sobre a validade desses registros.

Gampsonyx swainsonii – Presente na Lista, acompanhado do nome vulgar regional (!), gaviazinho (sic).

O Espírito Santo constara na distribuição desse pequeno falconiforme em duas fontes (Pinto 1935:106, Pinto 1938:89), por evidente engano, pois nenhuma das duas fontes indicam a existência de qualquer exemplar no Museu Paulista coletado no Estado e não há na literatura anterior qualquer precedente que justificasse uma acertada indicação. Aparentemente, Pinto apenas associou ao Espírito Santo, indevidamente, a localidade de ‘Mucuri’, nos confins meridionais da Bahia, aonde Wied (1830-33) afirmara ter coletado a espécie. Com naturalidade, a falha foi retificada, em seguida, quando o Espírito Santo foi retirado da distribuição particularizada da espécie (Pinto 1964:53). Supostamente, por isso, a espécie deixara de constar na segunda lista estadual preparada por Ruschi (1967). Como explicar esse caso em vista da insistência de Ruschi (reiterada em 1967) em registrar que se baseara apenas em espécimes coletados para compor a lista? Se a Lista havia mesmo se baseado exclusivamente em espécimes, parece coincidência demasiada que uma retificação (de caráter geográfico) em Pinto (1964) seja procedida por outra (reavaliação de material?) em Ruschi (1967). Entretanto, mesmo tendo sido descartada da lista atualizada do Estado, Ruschi (1976a) incluiu *Gampsonyx swainsonii* como exemplo de ave que existia nas “florestas” antes da implantação dos eucaliptais da Aracruz Celulose, que ele próprio afirmou que se iniciara (justamente) em 1967!.

Myrmotherula unicolor – Presente na Lista.

Nenhum espécime de origem capixaba da referida choquinha é positivamente

conhecido, mesmo após exame do acervo de, pelo menos, 24 coleções ornitológicas institucionais europeias, norte-americanas e brasileiras (Collar *et al.* 1992:20, Whitney e Pacheco 1995). As indicações da espécie para o Espírito Santo em obras referenciais, o qual representaria o seu limite norte de ocorrência (Meyer de Schauensee 1966:280, Sibley e Monroe 1990:385, Sick 1985:527, Sick 1993:412, Ridgely e Tudor 1994:286) derivam exclusivamente da inclusão da mesma nas listas de Ruschi (1953, 1967). Levantamentos em remanescentes da Mata Atlântica nos últimos anos, beneficiados pelo prévio conhecimento do repertório vocal da espécie, demonstraram que a espécie estende-se para o norte até o Parque Estadual do Desengano (São Julião), na encosta litorânea florestada do Norte do Rio de Janeiro (Whitney e Pacheco 1995) e que está ausente de áreas florestais equivalentes no sul do Espírito Santo (Bauer 1999).

Formicivora rufa – Ausente da Lista.

Zimmer (1932) e Naumburg (1939) indicaram a existência de material coletado por Emil Kaempfer, em novembro de 1929, na Lagoa Juparanã, norte do Espírito Santo – depositados no AMNH, American Museum of Natural History, Nova Iorque. O Museu Nacional do Rio de Janeiro possuía 6 exemplares capixabas: 2 coletados em Itapemirim, por Emilie Snethlage em 1925, e 4 provenientes de Linhares, coletados em 1939 por Helmut Sick. Toda a série do Museu Nacional, segundo etiquetas e documentos, já havia sido determinada por A. Schneider no início da década de 1940 (J. F. P., obs. pess.). A ausência da espécie na Lista pode ter as seguintes causas: houve omissão acidental; não conheceu os trabalhos de Zimmer e/ou Naumburg e, ainda, porque não esteve ou não encontrou o referido material no AMNH. Considerando que ele citou textualmente o Museu Nacional, dentre as instituições cujo material levantou, fica evidenciado um desses acontecimentos: houve falha na busca dos exemplares, omissão na confecção da lista, ou falha na revisão. Cabe

lembrar que é sugestivo que Pinto (1938:486) tenha deixado de indicar o Espírito Santo na distribuição da espécie, embora faça referência a Zimmer (1932).

Formicivora erythronotos – Presente na Lista.

Até 14 anos atrás, essa espécie “presumivelmente extinta” era conhecida de poucos exemplares, todos coletados no séc. XIX. Além disso, Nova Friburgo, na região serrana do Estado do Rio de Janeiro, era a única localidade específica conhecida de coleta (Scott e Brooke 1985, Collar *et al.* 1992, Sick 1997:542). As indicações para o Espírito Santo presentes em Meyer de Schauensee (1966:279) e Pinto (1978:365) apoiaram-se, segundo indicação expressa dos autores, apenas nas informações publicadas de Ruschi (veja adiante). As menções de Ruschi à essa espécie (na ocasião, *Myrmotherula erythronotos*) geraram uma desconfiança relativamente prematura. Sick (1969, 1972, 1985) enfatizou que *erythronotos* era conhecida somente de Nova Friburgo; King (1979) baseando-se em informação verbal de H. Sick notou que o registro para o Espírito Santo “has never been confirmed”; Sick e Teixeira (1979) preferiram dizer que “não existem outras indicações comprovadas”. Após a redescoberta da espécie no sul do Rio de Janeiro (Pacheco 1988), o consenso em não admitir uma ocorrência no Espírito Santo tornou-se irrestrito (Sibley e Monroe 1990:387, Ridgely e Tudor 1994:279).

Sem jamais circunstanciar qualquer dos registros, Ruschi além de incluí-la em suas listas gerais (1953, 1967, 1979), também assinalou-a, indiscriminadamente, para a região de Comboios (1978a), Caparaó (1978b) e Sooretama (1980); ou seja, tanto para o nível do mar como para regiões montanhosas. A julgar pelos dados fornecidos nas apresentações dos artigos, Ruschi teria registrado (!) *erythronotos* no Caparaó entre julho de 1976 e outubro de 1978; posto que, ele afirmara ser a lista do Caparaó resultado de seus trabalhos (baseados sobretudo em capturas com rede) entre 1972-1978 e, pouco antes, em julho de

1976 (1976b) tenha estabelecido que a espécie não mais havia sido encontrada no Espírito Santo “a partir de 1967”. Se o registro no Caparaó não foi um engano, porque Ruschi não o teria documentado (se a fotografia consta com ênfase dentre os métodos empregados) e porque não se apressaria a divulgar tal achado?

Tijuca atra – Presente na Lista, acompanhado do nome vulgar regional (!), assobiador

Espécie de distribuição quase restrita às florestas altimontanas do Rio de Janeiro, com limitada ocorrência em São Paulo e Minas Gerais apenas no sul de sua área de ocorrência, sobretudo acima de 1.200m de altitude: na Cadeia da Mantiqueira em Campos do Jordão e Maciço do Itatiaia, com pequeníssima extensão nessa região a pontos adjacentes do extremo sudeste de Minas Gerais; na Cadeia da Serra do Mar do atual Parque Nacional da Bocaina para o nordeste (pela cumeeira) até as montanhas do Parque Estadual do Desengano, norte do Rio de Janeiro (Pinto 1944, Willis e Oniki 1981, Pacheco *et al.* 1992).

As indicações antes existentes para o Espírito Santo (Meyer de Schauensee 1966:309, Sick 1985:548, Sibley e Monroe 1990:370) derivaram das menções (desacompanhadas de qualquer relato) de Ruschi e mesmo que várias das fontes referenciais tenham recentemente decidido suprimir o Espírito Santo da distribuição de *Tijuca atra*, nada foi mencionado a respeito (Traylor 1979:284, Snow 1982:106, Ridgely e Tudor 1994:766, Sibley 1996, Sick 1997:661).

Sem jamais fornecer qualquer dado adicional de seus registros para a espécie no Espírito Santo, Ruschi além de incluí-la em suas listas gerais (1953, 1967, 1979), também assinalou-a, tanto para as regiões serranas de Santa Teresa (1965) e do Caparaó (1978b) como para a baixada quente (!) de Sooretama (1980). Sick (1993:510) considerou e manteve sua presença (aparentemente promissora) no Caparaó, enquanto uma alegada existência nas baixadas do norte do Espírito Santo pareceu-lhe demasiado inverossímil.

Nenhum espécime de *Tijuca atra* de origem capixaba foi encontrado pelos autores em coleções ou citado em qualquer fonte bibliográfica, mesmo que o Caparaó (a área alegadamente mais propícia !) tenha sido local de representativas coleções feitas por Ernst Holt, Emil Kaempfer, Emilie Snethlage e Helmut Sick desde os anos 1920 (Pacheco e Bauer 1998, Bauer 1999). Por fim, é oportuno destacar que nos últimos 25 anos, com o aumento incontestável da atividade ornitológica no Estado, sobretudo nas áreas remanescentes e ainda bem preservadas, nenhum pesquisador ou observador foi capaz de reunir qualquer evidência material que atestasse uma tal ocorrência, mesmo que *Tijuca atra* possua vocalização das mais características, cante durante o ano todo e seja audível à distância.

Calypturna cristata – Presente na Lista

Até pouco mais de quatro anos atrás, essa espécie “presumivelmente extinta” era conhecida de poucas dezenas de espécimes, exclusivamente obtidos no séc. XIX, dos quais apenas alguns traziam em suas etiquetas a indicação “Rio de Janeiro” (Estado ou cidade ?) ou, especificamente: Rosário, Nova Friburgo e Cantagalo (Collar *et al.* 1992:726, Sick 1997:664). Apenas em outubro de 1996, Ricardo Parrini a redescobriu (e nos dias seguintes, quatro outros observadores a reencotram) na encosta da Serra dos Orgãos (Pacheco e Fonseca 2000).

A inclusão (sem qualquer informação adicional) nas listas gerais de Ruschi (1953, 1967, 1979) constituiu-se na única justificativa para a eventual menção do Espírito Santo na distribuição da espécie (Meyer de Schauensee 1966:314, Sibley e Monroe 1990). Uma presença da espécie no Espírito Santo tem sido contestada repetidas vezes (King 1979, Collar *et al.* 1992, Ridgely e Tudor 1994:737, Sick 1993:512, Sick 1997), enquanto outras obras referenciais (Traylor 1979:293, Snow 1982:39, Sick 1985:550), sem indicar o Espírito Santo, nada insinuam a respeito. Por fim, é oportuno ratificar que nenhum espécime coletado (ou

observação creditável) no Espírito Santo se tornou conhecido e nenhum registro ou material remanescente foi localizado no levantamento empreendido em, pelo menos, 24 coleções ornitológicas, para a elaboração do livro vermelho de espécies ameaçadas (Collar *et al.* 1992).

Inconsistências eventuais – ou indícios veementes de manipulação dos dados?

Há um conflito elementar entre a afirmação mais antiga – constante de sua apresentação à Lista – de que houvera um amplo exame de material ornitológico colecionado no Espírito Santo e uma certa informação existente na introdução de sua obra maior, *Aves do Brasil* (Ruschi 1979:23). Enquanto, a Lista informara que *todas* as espécies constantes estariam representadas por espécimes depositados em quatro coleções nacionais (textualmente citadas) e outros museus do exterior (sem especificar quais), por sua vez, a introdução de Ruschi (1979) indicou que “O material de aves, examinado e estudado nos diversos museus do Brasil e do exterior [...] [seria] produto de diversas viagens para estudos realizadas nos anos de 1953 a 1979.” Como a apresentação da Lista é datada de setembro de 1952, torna-se inconciliável conceber como Ruschi poderia ter examinado material do Espírito Santo de *todas* as espécies de sua Lista em várias coleções se este esforço fora iniciado justamente no ano seguinte !

É plenamente admissível que Ruschi tenha examinado material taxidermizado em diversas instituições nacionais e estrangeiras, todavia é notório que esses estudos em coleções visaram ostensivamente beija-flores – seu declarado e maior interesse (Ruschi 1951, 1979, 1981). Uma análise procedida em seus mais de 350 artigos (*apud* Ruschi 1979, Anônimo 1992) revelou que o trabalho mais antigo a fazer menção textual e consistente a exame de exemplares depositados no exterior era o de Ruschi (1962). Neste trabalho há uma

relação de material taxidermizado de beija-flores do gênero *Augastes*, com respectivas medidas, guardados no *American Museum* de Nova Iorque e no *United States National Museum* de Washington, que teriam sido examinados por Ruschi no decurso de 1959.

É igualmente indicativo que na apresentação de sua segunda lista do Espírito Santo (Ruschi 1967) haja menção explícita ao exame de material estrangeiro constante (apenas) nas mesmas duas instituições americanas como uma das *justificativas* para os numerosos acréscimos de ocorrência para o Estado. Desta forma, esta apresentação de Ruschi (1967), em combinação com outras evidências, contraria e enfraquece a presunção de exame em “outros museus do exterior que possuem aves colecionadas em território do E. Santo” expressa na introdução da Lista. Por fim, é apropriado concluir que Ruschi realmente não parece ter examinado, pelo menos até 1952, nenhuma coleção ornitológica estrangeira.

A pele coletada por Ruschi com a data mais antiga, presente em seu acervo (*apud* Vielliard 1994) ou depositada na coleção do Museu Nacional, é a de um exemplar de *Amazilia versicolor* capturado em Santa Teresa, ES em 10 de novembro de 1939 (E. O. Willis, *in litt.*), a despeito da informação prestada por ele de que iniciara suas atividades de colecionamento de material ornitológico na década de 20 (Ruschi 1979:19) ou em 1936 (Ruschi 1953).

Para diversas espécies e subespécies constantes da Lista, que confirmadamente (n=89, Apêndice 1) ou provavelmente (n=31, Apêndice 2) ocorrem, não foi possível apurar, até o momento, a existência de qualquer espécime coletado antes de setembro de 1952 no âmbito do Espírito Santo, seja por intermédio de informação publicada, ou seja através de consulta direta do primeiro autor a 3 das 4 coleções ornitológicas textualmente mencionadas (a exceção foi o Museu de Biologia Prof. Mello-Leitão). Esta ausência de material, se confirmada mesmo que para uma parcela dessas espécies, contradiria a ênfase de Ruschi de que toda a sua Lista fora baseada

apenas em espécimes coletados.

É muito remota a possibilidade de *ter existido* algum material capixaba para certos táxons presentes na Lista (n=44, Apêndice 3); conquanto, se de fato ocorressem, essas aves dificilmente escapariam ao registro de terceiros, ou porque a dispersão geográfica dessas (incluindo os seus reais limites de ocorrência) é conhecida, atualmente, com mais detalhe e segurança.

Um levantamento de espécimes existentes, sobretudo no Museu Nacional, e/ou citados em fontes publicadas, revelou a existência de táxons (n=27, Apêndice 4) omitidos da Lista que eram representados por espécimes coletados antes de setembro de 1952. De fato, um espécime de *Pyrocephalus rubinus* de 1943 e outro de *Hemitriccus nidipendulus* de 1942 estavam na coleção do Museu de Biologia Mello Leitão (E. O. Willis, *in litt.*), sem que Ruschi listasse essas aves para o estado. Estes casos denotam uma inconsistência e colocam em séria suspeição o fato de Ruschi ter realmente examinado alguma coleção com o propósito de subsidiar a Lista. Já que era pesquisador efetivo do Museu Nacional, porque uma consulta mais cuidadosa ao acervo, pelo menos dessa instituição, deixara de ser feita?

Recapitulando: a) se não são conhecidos espécimes coletados até setembro de 1952 no Espírito Santo para várias espécies (n=165, 30% do total) constantes da Lista, b) se diversas dessas espécies nem sequer (provavelmente) ocorrem ou ocorreram no Espírito Santo, c) se espécimes coletados no Espírito Santo antes de 1952 estavam disponíveis nas coleções nacionais mencionadas e deixaram de ser listadas, torna-se evidente admitir que a Lista não fora concebida por intermédio de um amplo exame de material, como Ruschi havia declarado. De que maneira seria possível justificar tantas extrapolações (n=200, sem computar 19 táxons duplicados!) ao conjunto de espécies registradas por terceiros até 1952 (n=417, Bauer e Pacheco, dados inéditos), se o propalado exame de material sequer parece ter sido realizado?

Parece não restar opções metodológicas, dignas de aceitação, que sirvam para tornar a

Lista insuspeita e afastem a possibilidade de uma manipulação deliberada. A hipótese de que a Lista poderia estar repleta de espécies incluídas com base apenas em suas observações, sem o devido colecionamento de material, é comprometida pelas informações disponíveis em sua apresentação. Tal hipótese torna-se ainda menos aplicável porque várias espécies já assinaladas por Ruschi (apenas por observação ?) no Estado em oportunidades anteriores a 1952, deixaram de constar da Lista deliberadamente (ou isto é mais um indício de manipulação de dados ?). Ruschi (1954) apresentou uma extensa relação de espécies (n=343) que representariam os resultados dos seus levantamentos procedidos na Reserva de Comboios, entre 1940 e 1948; todavia, um conjunto delas (n=33, Apêndice 6) está flagrantemente ausente da Lista. Tais ausências, a despeito da relação de Comboios ter sido elaborada apenas 14 meses após, esvaziam a suposição de que Ruschi se valera de alguns registros visuais para confeccionar a Lista. Afinal, se aparentemente a falta de material colecionado foi a razão dedutível para que 33 espécies de Comboios fossem desconsideradas, porque haveriam aves na Lista cuja inclusão se dera apenas a partir de registro visual de Ruschi ?

Reavaliando a Lista por outro ângulo, é possível perceber uma sugestiva associação entre dados desta com aqueles constantes nos catálogos de Olivério Pinto (1938, 1944) o que reforça a tese de uma manipulação. Não porque as espécies registradas para o Espírito Santo referenciadas nos catálogos de Pinto (n=285) estejam presentes na Lista, isso seria mais do que esperado; mas, especialmente, porque certas espécies registradas para o Espírito Santo antes de 1952 (Apêndice 4) que – por omissão ou por razões cronológicas – estavam ausentes dos catálogos de Pinto deixaram, igualmente, de constar da Lista. As omissões de espécies já registradas para o Espírito Santo na Lista (porque estavam ausentes em Pinto) não são mais numerosas porque houve também uma injustificada inclusão na Lista de uma grande parcela (91,6%) das espécies mencionadas (em Pinto)

para o Rio de Janeiro, que não constavam naquele tempo como ocorrentes no Espírito Santo. Isto explica a inserção na Lista de espécies como *Cacicus chrysopterus* que no Rio de Janeiro ocorre apenas no sul do Estado, ou de outras como *Formicivora erythronotos*, *Tijuca atra*, *Calyptura cristata* e *Basileuterus leucoblepharus* que jamais foram encontradas verdadeiramente ao norte do Rio de Janeiro. Esse processo de inclusão de espécies na Lista, por extrapolação, destituído de qualquer preocupação maior, como essa replicação de espécies já assinaladas para o Rio de Janeiro, em muitos casos criou uma ‘reserva de mercado’ e antecipou artificialmente (sem créditos) registros verdadeiros feitos por terceiros antes de 1952 (Apêndice 5) ou após este ano (Apêndice 1). Em menor escala, mas com maior prejuízo, essas inclusões engendradas por Ruschi afetaram negativamente a percepção regional de processos de expansão geográfica que de fato ocorreram nos últimos 50 anos no sudeste do Brasil, para espécies como *Rhynchotus rufescens*, *Scardafella squammata*, *Machetornis rixosus* e *Leistes superciliaris*.

Na tentativa de corroborar a forte suposição de uma associação entre os dados presentes nos catálogos de Olivério Pinto (1938, 1944) e aqueles da Lista, foi avaliada a seguinte conjuntura. Considerando que até 1952 eram registradas 309 espécies para o Estado do Rio de Janeiro (595 era o total estadual até aquele ano, J.F.P. e R. Parrini, dados inéditos), sem que houvessem registros para o Espírito Santo, foi montada uma relação numérica entre essas espécies, segundo sua presença ou não nos catálogos de Olivério Pinto e o seu aproveitamento ou não na Lista (Tabela 1). A Lista incorporou cerca de 90% das espécies mencionadas por Pinto (1938, 1944) explicitamente para o Estado do Rio de Janeiro; por outro lado, dentre aquelas não mencionadas para o Estado do Rio de Janeiro por Pinto (1938, 1944), ainda que cerca de 95% das espécies ocorram de fato em solo capixaba, apenas 65% foram incluídas na Lista!

É destacável e didático que uma espécie comum como *Synallaxis spixi* – embora repetidas

vezes registrada igualmente para o Rio de Janeiro e Espírito Santo e com várias peles de ambos os Estados nas coleções nacionais (incluindo várias antes de 1952) tenha deixado de constar na Lista. Em vez de poder ser julgada como meramente casual, essa omissão parece replicar (com indisfarçável obviedade) a ausência de indicação para ambos os estados em Pinto (1938:407).

Embora tenha havido declarada intenção em incluir na Lista as aves assinaladas na Ilha da Trindade, por ser território capixaba, uma flagrante falha ocorreu nesse sentido. A despeito de Ruschi ter afirmado que visitara a ilha em 1939 (Ruschi 1950:99) e a despeito de

existirem no Museu Nacional material de 7 das 9 espécies assinaladas, indubitavelmente, até aquela data (Novaes 1952), mais da metade das espécies ($n=5$) deixaram de constar na Lista.

A Lista não incorporou apenas os táxons que estavam mencionados em Pinto (1938, 1944) explicitamente para o Espírito Santo ($n=285$) ou Rio de Janeiro ($n=235$), mas um conjunto menor de outras espécies ($n=115$) de ampla distribuição ou ocorrentes sobretudo no sul da Bahia. A última extrapolação contemplou especialmente aquelas espécies nas quais havia menção simultânea para a Bahia e São Paulo.

Tabela 1. Relação entre o número de espécies registradas até 1952 no Estado do Rio de Janeiro ($n=309$), mas não no Espírito Santo, e o seu aproveitamento na Lista, onde a primeira coluna indica se há ou não menção textual ao Rio de Janeiro em Pinto (1938, 1944); A – indica os números verificados com ou sem menção, B – número de espécies aproveitadas na Lista, C – número de espécies que ocorrem no Espírito Santo segundo conhecimento atual, D – número de espécies com material coletado até 1952 no Espírito Santo. A relação entre B, C ou D e o total de A está expressa em percentuais.

Rio de Janeiro	A	B	C	D
Há menção	235	209 (88,9%)	187 (79,5%)	120 (51,0%)
Não há menção	74	48 (64,8%)	70 (94,5%)	38 (51,3%)

Seria digno de aceitação (porém não menos desastroso, considerando a quantidade) que Ruschi pudesse ter cometido na confecção da Lista (tão somente) erros de identificação no campo ou no museu, contudo isto não encontra apoio sequer como justificativa louvável. As evidências reunidas não permitem uma interpretação ao seu trabalho isenta de dolo, na medida em que as informações por ele próprio publicadas reforçam cabalmente a idéia de manipulação deliberada.

A incongruência em vários dos dados de distribuição e biologia presentes na obra de Ruschi já foi apontada em diversas ocasiões (p.e.x. Hinkelmann 1988, Stiles 1995, Pacheco 1995, Sick 1993, 1997:444, Bauer 1999:149, Vanzolini 1999); entretanto, uma grande

parcela de seus dados – dispersos em mais de 350 fontes – permanecem sem avaliação e assim disponíveis para serem utilizadas sem objeções.

O estudo de caso aqui apresentado, conquanto indicativo de fraude, fornece razões suficientes para que todos os demais trabalhos faunísticos produzidos por Augusto Ruschi sejam colocados *ad summa* em suspeição.

Agradecimentos

Em primeiro lugar, ao Professor Jorge Albuquerque pelo honroso convite recebido para participar desta edição. Ao amigo Paulo Sérgio Moreira da Fonseca, em especial, pela leitura crítica e paciente do manuscrito. Ao

Professor Edwin O. Willis pela pertinente revisão do manuscrito e valiosas contribuições ao conteúdo. A Jeremy Minns pela elaboração do *abstract*. Os autores reconhecem o benefício advindo de algumas discussões acerca da manipulação dos dados em listas regionais travadas, ao longo dos anos, com Bret M. Whitney, Ricardo Parrini, Carlos Raja Gabaglia Penna, Rui Cerqueira, Francisco

Mallet-Rodrigues, Maria D. Allen, Glayson A.. Bencke, Mario Cohn-Haft, Rômulo Ribon, Luís F. Silveira, José Eduardo Simon, Marcos R. Bornschein e Martha Argel.. Este trabalho é dedicado ao entomólogo Johann Becker, em reconhecimento à sua extensa bagagem de conhecimento científico-bibliográfico, que sobejamente transcende os limites de sua especialidade.

Bibliografia

Anônimo (1992) Artigos publicados no Boletim do Museu de Biologia Prof. Mello Leitão. *Bol. Mus. Biol. Prof. Mello Leitão* (N. Sér.) 1:115-141.

Bauer, C. (1999) *Padrões atuais de distribuição de aves florestais na região sul do Espírito Santo, Brasil*. Dissertação de Mestrado (Zoologia), Museu Nacional do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.

Berlioz, J. (1959) Le développement de l'ornithologie et l'industrie plumassière. *L'Oiseau* 29: 261-277.

Braunwald, E. (1987) Commentary: On Analyzing Scientific Fraud. *Nature*, 325: 215 - 216.

Broad, W. J. e N. Wade (1983) *Betrayers of truths: fraud and deceit in the halls of science*. New York: Simon and Schuster.

Burmeister, H. (1855-56) *Systematische Übersicht der Thiere Brasiliens, welche während einer Reise durch die Provinzen von Rio de Janeiro und Minas Geraes gesammelt und beobachtet wurden*. Vögel, 2 vols. Berlin: G. Reimer.

Cicero, C. e N. K. Johnson (1996) Declining scientific standards in studies of avian distribution. *Auk* 113(2):522-523.

Clench, M. H. (1991) The importance of contributions by amateurs to american ornithology: a short history. *Bird Obs.*, Mass. 19:67-74.

Collar, N. J., L. A. P. Gonzaga, N. Krabbe, A.. Madroño Nieto, L. G. Naranjo, T. A. Parker III e D. C. Wege (1992) *Threatened Birds of the Americas. The ICBP/IUCN Red Data Book*. Cambridge, U. K.: International Council for Bird Preservation.

Goeldi, E. A. (1900) *As aves do Brasil*. Segunda Parte. Rio de Janeiro: Livraria Clássica de Alves & Cia.

Haffer, J. (1974) Avian speciation in tropical South America, with a systematic survey of toucans (Ramphastidae) and jacamars (Galbulidae). *Publ. Nuttall Ornith. Club* 14: 1-390.

Hinkelmann, C. (1988) Comments on recently described new species of hermit hummingbirds. *Bull. Brit. Orn. Cl.* 108(4): 159-169.

- Ihering, H. (1899) As aves do Estado de São Paulo. *Rev. Mus. Paulista* 3: 113-476.
- Ihering, H. von e R. von Ihering (1907) *As aves do Brasil. Catálogos da Fauna Brasileira*. Vol. I. São Paulo: Museu Paulista.
- King, W. B. (1979) *Red data book, 2. Aves*. Second edition. Morges, Switzerland: International Union for Conservation of Nature and Natural Resources.
- Kohn, A. (1986) *False Prophets: fraud, error and misdemeanor in science*. New York: Blackwell
- LaFollette, M. (1992) *Stealing into Print: Fraud, Plagiarism and Misconduct in Scientific Publishing*. Berkeley: Univ of California Press.
- Mayr, E. (1984) The contributions of ornithology to biology. *BioScience* 34(4):250-255.
- Meyer de Schauensee, R. (1966) *The species of birds of South America and their distribution*. Narberth: Livingston.
- Naumburg, E. M. B. (1939) Studies of birds from eastern Brazil and Paraguay, based on a collection made by Emil Kaempfer. *Bull. Amer. Mus. Nat. Hist.* 76: 231-276.
- Nomura, H. (1984) Olivério Pinto (1896-1981). *Ciência e Cultura* 36(7): 1235-1241.
- Novaes, F. C. (1952) Resultados ornitológicos da “Expedição João Alberto” à ilha de Trindade. *Rev. Bras. Biol.* 12(2): 211-214.
- Pacheco, J. F. (1988) Black-hooded Antwren *Formicivora* [*Myrmotherula*] *erythronotos* re-discovered in Brazil. *Bull. Brit. Ornith. Club* 108: 179-182.
- Pacheco, J. F. (1995) O Brasil perde cinco espécies de aves! Uma análise crítica dos registros de Ruschi para alguns beija-flores das fronteiras setentrionais brasileiras. *Atualidades Orn.* 66: 7.
- Pacheco, J. F. e C. Bauer (1998) Limites setentrionais inéditos e documentados de aves da Mata Atlântica no Espírito Santo. *Atualidades Orn.* 86: 4
- Pacheco, J. F., C. E. S. Carvalho e P. S. M. Fonseca (1992) Notas sobre a ocorrência e distribuição de algumas espécies no Parque Estadual do Desengano, norte do Estado do Rio de Janeiro. Em: *Resumos, II Congresso Brasileiro de Ornitologia*. R.11. Campo Grande: Universidade Federal de Mato Grosso do Sul.
- Pacheco, J. F. e P. S. M. Fonseca (2000) A admirável redescoberta de *Calyptura cristata* por Ricardo Parrini no contexto das preciosidades aladas da Mata Atlântica. *Atualidades Orn.* 93: 6-7.
- Pelzeln, A. von (1868-71) *Zur Ornithologie Brasiliens. Resultate von Johann Natterers Reisen in den Jahren 1817 bis 1835*. Vienna: A. Pichler's Witwe und Sohn.
- Pinto, O. M. O. (1935) Aves da Bahia. Notas Críticas e observações sôbre uma collecção feita no Recôncavo e na parte meridional do estado. *Rev. Mus. Paulista* 19: 1-325.

Pinto, O. M. O. (1938) Catálogo das aves do Brasil e lista dos exemplares que representam no Museu Paulista. *Rev. Mus. Paulista* 22(1937): 1-566.

Pinto, O. M. O. (1944) *Catálogo das Aves do Brasil. Pt.2. Passeriformes*. São Paulo: Publ. Dept. Zool., Sec. Agricultura, Indústria e Comércio.

Pinto, O. M. O. (1945) Cinqüenta anos de investigação ornitológica. *Arq. Zool. S. Paulo* 4: 261-340.

Pinto, O. M. O. (1952) Súmula histórica e sistemática de ornitologia de Minas Gerais. *Arq. Zool. São Paulo* 8: 1-51.

Pinto, O. M. O. (1978) Novo catálogo das aves do Brasil. Vol. 1. São Paulo: Empresa Gráfica da Rev. dos Tribunais.

Pinto, O. M. O. e , E. A. Camargo (1961) Resultados ornitológicos de quatro recentes expedições do Departamento de Zoologia do nordeste do Brasil, com a descrição de seis novas subespécies. *Arq. Zool. São Paulo* 11(9): 193-284.

Reinhardt, J. (1870) Bidrag til Kundskab om Fuglefaunaen i Brasiliens Campos. *Vidensk. Meddel. Naturhist. Foren. Kjöbenhavn*, pp. 1-124, 315-457.

Ridgely, R. S. e G. Tudor (1994) *The birds of South America*, 2. Austin: University of Texas Press.

Rocha, L. (1971) *Viajantes estrangeiros no Espírito Santo*. Brasília: Editora de Brasília (EBRASA).

Ruschi, A. (1950) Fitogeografia do Estado do Espírito Santo. *Bol. Mus. Biol. Prof. Mello Leitão, sér. Bot.* 1:1-109.

Ruschi, A. (1953) Lista das Aves do Estado do Espírito Santo. *Bol. Mus. Biol. Prof. Mello Leitão, sér. Zool.* 11:1-21.

Ruschi, A. (1954) Algumas espécies zoológicas e botânicas em vias de extinção no Estado do Espírito Santo. Método empregado para sua prospecção e para o estabelecimento de área mínima para a perpetuação da espécie, em seu habitat natural. *Bol. Mus. Biol. Prof. Mello Leitão, sér. Prot.* 16A:1-45.

Ruschi, A. (1962) Algumas observações sobre *Augastes lumachellus* (Lesson) e *Augastes scutatus* (Temminck). *Bol. Mus. Biol. Prof. Mello Leitão, sér. Biol.* 31:1-24.

Ruschi, A. (1965) As aves do recinto da sede de Mus. Biol. M. Leitão em S. Teresa, observadas durante os anos de 1934 até 1961. *Bol. Mus. Biol. Prof. Mello Leitão, sér. Biol.* 30:1-41.

Ruschi, A. (1967) Lista atual das aves do Estado do Esp. Santo. *Bol. Mus. Biol. Prof. Mello Leitão, sér. Zool.* 28A:1-45.

Ruschi, A. (1976a) O Eucalipto e a ecologia. *Bol. Mus. Biol. Prof. Mello Leitão, sér. Divulg.* 44:1-61.

- Ruschi, A. (1976b) Espécies de vertebrados que não mais, a partir de 1967 para cá foram encontradas no território do Estado do Espírito Santo. p. 115-118. Em: Comemorativo do XXVII Aniversário de sua Fundação – 26.06.1949 a 26.06.1976. *Bol. Mus. Biol. Prof. Mello Leitão*, número Especial.
- Ruschi, A. (1978a) A atual fauna de mamíferos, aves e répteis da Reserva Biológica de Comboios. *Bol. Mus. Biol. Prof. Mello Leitão, sér. Zool.* 90:1-26.
- Ruschi, A. (1978b) Mamíferos e aves do Parque Nacional do Caparaó. *Bol. Mus. Biol. Prof. Mello Leitão, Zool.* 95: 1-28.
- Ruschi, A. (1979) *Aves do Brasil*. São Paulo: Editora Rios Ltda.
- Ruschi, A. (1980) A fauna e a flora da Estação Biológica de Sooretama. *Bol. Mus. Biol. Prof. Mello Leitão, sér. Zool.* 98:1-24.
- Ruschi, A. (1981) Beija-flores do Brasil, nas coleções ornitológicas particulares e dos museus europeus, norte-americanos e sul americanos, estudados pelo autor, durante os anos de 1938-1981. *Bol. Mus. Biol. Prof. Mello Leitão, sér. Prot.* 49:1-6.
- Scott, D.A. e M. de L. Brooke (1985) The endangered avifauna of southeastern Brazil: a report on the BOU/WWF expeditions of 1980/81 and 1981/82, p. 115-139. Em: A.W. Diamond e T.E. Lovejoy (eds.). *Conservation of Tropical Forest Birds*. Cambridge, U.K.: International Council for Bird Preservation.
- Sibley, C. G. (1955) Ornithology. p. 629-659. Em: *A century of progress in the natural sciences, 1853-1953*. San Francisco: Calif. Acad. Sci.
- Sibley, C. G. (1996) *Birds of the World*. Version 2.0 software. Thayer Birding Software, Ltd.
- Sibley, C. G. e B. L. Monroe (1990) *Distribution and taxonomy of birds of the world*. New Haven: Yale University Press.
- Sick, H. (1969) Aves ameaçadas de extinção e noções gerais de conservação de aves no Brasil. *Anais Acad. Bras. Ciênc.* 41 (suplemento): 205-229.
- Sick, H. (1972) A ameaça da avifauna brasileira. p. 99-153. Em: Academia Brasileira de Ciências (Ed.) *Espécies da fauna brasileira ameaçadas de extinção*. Rio de Janeiro: Academia Brasileira de Ciências.
- Sick, H. (1985) *Ornitologia brasileira, uma introdução*. Brasília: Ed. Univ. Brasília, 2 vols.
- Sick, H. (1993) *Birds in Brazil. A Natural History*. Princeton: Princeton University Press.
- Sick, H. (1997) *Ornitologia brasileira*. Edição revista e ampliada por José Fernando Pacheco. Rio de Janeiro: Ed. Nova Fronteira.
- Sick, H. e D. M. Teixeira (1979) Notas sobre aves brasileiras raras ou ameaçadas de extinção. *Reunion Iberoam. Zool. Vertebr.* 1: 759-796.

Snethlage, E. (1914) Catálogo das aves amazônicas. *Bol. Mus. Paraense E. Goeldi* 8: 1-530.

Snow, D. (1982) *The Cotingas*. London: British Museum Natural History.

Steele, M. (1993) Fifty years of birding: an interview with Margaret Argue. *Bird Obs., Mass.* 21:5-14..

Stiles, F. G. (1983) On sightings and specimens. *Auk* 100(1):225-226.

Stiles, F. G. (1995) Intraspecific and interspecific variation in molt patterns of some tropical hummingbirds. *Auk* 112(1): 118-132.

Stresemann, E. (1975) *Ornithology, from Aristotle to the Present*. Cambridge, Mass.:Harvard University Press.

Swazey, J. P. M. S. Anderson e K. S. Lewis (1994) Ethical Problems in Academic Research. *Amer. Scientist* 81:542 - 553.

Traylor, M. A. (1979) *Check-list of birds of the World*, 8. Cambridge, Mass.: Museum of Comparative Zoology.

Vanzolini, P. E. (1999) On *Anops* (Reptilia: Amphisbaenia: Amphisbaenidae). *Pap. Avuls. Zool., São Paulo* 41:1-37.

Vieira, S. (1986) Fraude em Ciência. *Ci. Hoje* 5(25):74-79.

Vielliard, J. M. E. (1994) *Catálogo dos Troquilídeos do Museu de Biologia Mello Leitão*. Santa Teresa: Museu de Biologia Mello Leitão.

Whitney, B. M. e J. F. Pacheco (1995) Distribution and conservation status of four *Myrmotherula* antwrens (Formicariidae) in the Atlantic Forest of Brazil. *Bird Conservation International* 5: 295-313.

Wied [-Neuwied], M. (1820-21) *Reise nach Brasilien in den Jahren 1815 bis 1817 von Maximilian, Prinz. zu Wied-Neuwied - mit zwei und zwanzig Kupfern, neunzehn Vignetten und drei Karten*. 2 vols. Frankfurt am Main: Heinrich Ludwig Bronner.

Wied [-Neuwied], M. (1830-33) *Beiträge zur Naturgeschichte von Brasilien von Maximilian, Prinzen zu Wied. Vögel*. 4 vols. Weimar: Landes-Industrie-Comptoirs.

Willis, E. O. e Y. Oniki (1981) Levantamento preliminar de aves em treze áreas do Estado de São Paulo. *Rev. Bras. Zool.* 41: 121-135.

Zimmer, J. T. (1932) Studies of Peruvian birds. V. The genera *Herpsilochmus*, *Microrhopias*, *Formicivora*, *Hypocnemis*, *Hypocnemoides*, and *Myrmochanes*. *Amer. Mus. Novit.* 538: 1-27.

Zimmer, J. T. (1944) In memoriam - Carl Eduard Hellmayr. *Auk* 61(4): 616-622.

Apêndice 1. Espécies da Lista com ocorrência no Espírito Santo confirmada por outro(s) autor(es), mas com evidência material conhecida posterior a setembro de 1952.

Rhynchotus rufescens; *Nothura maculosa*; *Diomedea melanophris*; *Procellaria aequinoctialis*; *Oceanites oceanicus*; *Spheniscus magellanicus*; *Sula leucogaster*; *Phalacrocorax brasilianus*; *Fregata magnificens*; *Egretta caerulea*; *Ajaia ajaja*; *Ciconia maguari*; *Coragyps atratus*; *Cathartes burrovianus*; *Dendrocygna autumnalis*; *Anas bahamensis*; *Sarkidiornis melanotos*; *Elanus leucurus*; *Rostrhamus sociabilis*; *Accipiter superciliosus*; *Accipiter poliogaster*; *Buteo leucorrhous*; *Buteo brachyurus*; *Asturina nitida*; *Parabuteo unicinctus*; *Busarellus nigricollis*; *Buteogallus meridionalis*; *Morphnus guianensis*; *Spizaetus ornatus*; *Pandion haliaetus*; *Falco femoralis*; *Aramus guarauna*; *Porzana flaviventer*; *Pluvialis squatarola*; *Tringa melanoleuca*; *Actitis macularia*; *Calidris fuscicollis*; *Gallinago undulata*; *Sterna hirundinacea*; *Sterna maxima*; *Sterna eurygnatha*; *Zenaidura auriculata*; *Scardafella squammata*; *Touit melanonota*; *Coccyzus euleri*; *Dromococcyx phasianellus*; *Ciccaba huhula*; *Rhinopteryx clamator*; *Lurocalis semitorquatus*; *Caprimulgus rufus*; *Macropsalis forcipata*; *Streptoprocne zonaris*; *Streptoprocne biscutata*; *Cypseloides fumigatus*; *Chaetura meridionalis*; *Panyptila cayennensis*; *Nystalus chacuru*; *Celeus torquatus*; *Cercomacra brasiliana*; *Synallaxis frontalis*; *Synallaxis albescens*; *Phacellodomus rufifrons*; *Heliobletus contaminatus*; *Myiopagis caniceps*; *Elaenia mesoleuca*; *Elaenia obscura*; *Elaenia albiceps*; *Pseudocolopteryx sclateri*; *Pogonotriccus eximius*; *Xolmis cinerea*; *Xolmis velata*; *Knipolegus lophotes*; *Gubernetes yetapa*; *Machetornis rixosus*; *Myiarchus swainsoni*; *Legatus leucophaeus*; *Tyrannus savana*; *Alopocheilidon fucata*; *Thryothorus longirostris*; *Pipraeidea melanonota*; *Euphonia cyanocephala*; *Tangara peruviana*; *Conirostrum speciosum*; *Conirostrum bicolor*; *Emberizoides herbicola*; *Sporophila frontalis*; *Sporophila lineola*; *Agelaius cyanopus*; *Passer domesticus*.

Apêndice 2. Táxons da Lista sem ocorrência confirmada por outro(s) autor(es), mas de provável ocorrência no Espírito Santo.

Diomedea epomophora; *Fulmarus glacialis*; *Pachyptila desolata*; *Theristicus caudatus*; *Phimosus infuscatus*; *Eudocimus ruber*; *Plegadis chihi*; *Mycteria americana*; *Jabiru mycteria*; *Dendrocygna bicolor*; *Netta erythrophthalma*; *Gampsonyx swainsonii*; *Daptrius americanus*; *Falco deiroleucus*; *Aramides mangle*; *Arenaria interpres*; *Calidris canutus*; *Bartramia longicauda*; *Catharacta skua*; *Stercorarius parasiticus*; *Larus dominicanus*; *Larus cirrocephalus*; *Larus maculipennis*; *Gelochelidon nilotica*; *Sterna trudeaui*; *Sterna sandvicensis*; *Dromococcyx pavoninus*; *Phacellodomus erythrophthalmus*; *Elaenia spectabilis*; *Onychorhynchus coronatus*; *Amaurospiza moesta*.

Apêndice 3. Táxons da Lista sem ocorrência confirmada por outro(s) autor(es), mas de improvável ocorrência no Espírito Santo.

Pterodroma macroptera; *Pachyptila forsteri*; *Oceanodroma castro*; *Buteogallus aequinoctialis*; *Phaetusa simplex simplex*; *Piaya cayana pallascens*; *Reinarda squamata*; *Trogon curucui*; *Nonnula rubecula*; *Picumnus exilis*; *Dryocopus lineatus improcerus*; *Melanopareia torquata*; *Biatas nigropectus*; *Thamnophilus torquatus*; *Dysithamnus xanthopterus*; *Myrmotherula unicolor*; *Formicivora grisea deluzae*; *Formicivora erythronotos*; *Drymophila malura*; *Myrmeciza squamosa*; *Chamaeza ruficauda*; *Conopophaga melanops perspicillata*; *Poecilurus scutatus*; *Pseudoseisura cristata*; *Dendrocolaptes platyrostris intermedius*; *Campylorhamphus trochilirostris trochilirostris*; *Sublegatus modestus*; *Hemitriccus furcatus*; *Alectrurus tricolor*; *Attila rufus hellmayri*; *Tijuca atra*; *Calyptura cristata*; *Piprites pileatus*; *Poliophtila lactea*; *Turdus rufiventris juensis*; *Basileuterus leucoblepharus*; *Euphonia chalybea*; *Pyrrhocomma ruficeps*; *Nemosia pileata pileata*; *Dacnis cayana cayana*; *Sporophila castaneiventris*; *Cacicus chrysopterus*; *Icterus jamacaii*; *Leistes militaris militaris*.

Apêndice 4. Táxons ausentes da Lista, apesar da existência de material coletado anterior a setembro de 1952.

Sula dactylatra; *Sula sula*; *Circus buffoni*; *Micrastur mirandollei*; *Amaurolimnas concolor*; *Neocrex erythrops*; *Anous stolidus*; *Anous minutus*; *Gygis alba*; *Columbina minuta*; *Bubo virginianus*; *Ciccaba virgata*; *Strix hylophila*; *Nyctiphrynus ocellatus*; *Caprimulgus longirostris*; *Formicivora rufa*; *Formicivora grisea*; *Furnarius figulus*; *Synallaxis spixi*; *Sclerurus mexicanus*; *Elaenia cristata*; *Hemitriccus nidipendulus*; *Pyrocephalus rubinus*; *Schistochlamys melanopis*; *Thraupis sayaca*; *Ammodramus humeralis*; *Donacospiza albifrons*.

Apêndice 5. Espécies da Lista com ocorrência no Espírito Santo, cujos dados relativos ao material coletado, antes de setembro de 1952, foram publicados/ divulgados posteriormente.

Podilymbus podiceps; *Anhinga anhinga*; *Ardea cocoi*; *Egretta caerulea*; *Nycticorax nycticorax*; *Tigrisoma lineatum*; *Ixobrychus exilis*; *Botaurus pinnatus*; *Cochlearius cochlearius*; *Harpagus diodon*; *Harpagus bidentatus*; *Accipiter bicolor*; *Buteo albicaudatus*; *Herpetotheres cachimans*; *Caracara plancus*; *Penelope obscura*; *Aramides saracura*; *Cariama cristata*; *Jacana jacana*; *Vanellus chilensis*; *Hoploxypterus cayanus*; *Pluvialis dominica*; *Charadrius semipalmatus*; *Charadrius collaris*; *Tringa solitaria*; *Tringa flavipes*; *Calidris pusilla*; *Calidris alba*; *Columba speciosa*; *Claravis godefrida*; *Amazona aestiva*; *Coccyzus melacoryphus*; *Tyto alba*; *Pulsatrix perspicillata*; *Speotyto cunicularia*; *Chordeiles acutipennis*; *Hydropsalis torquata*; *Chaetura cinereiventris*; *Chloroceryle inda*; *Jacamaralcyon tridactyla*; *Piculus aurulentus*; *Psilorhamphus guttatus*; *Merulaxis ater*; *Scytalopus speluncae*; *Scytalopus indigoticus*; *Batara cinerea*; *Mackenziaena leachii*; *Mackenziaena severa*; *Drymophila genei*; *Drymophila ochropyga*; *Grallaria varia*; *Anabacerthia amaurotis*; *Lepidocolaptes squamatus*; *Euscarthmus meloryphus*; *Phylloscartes ventralis*; *Phylloscartes difficilis*; *Ramphotrigon megacephala*; *Fluvicola nengeta*; *Myiozetetes cayanensis*; *Schiffornis virescens*; *Lanius elegans*; *Phibalura flavirostris*; *Tachycineta albiventer*; *Turdus leucomelas*; *Orchesticus abeillei*; *Thlypopsis sordida*; *Piranga flava*; *Euphonia chlorotica*; *Dacnis nigripes*; *Saltator maxillosus*; *Gnorimopsar chopi*; *Carduelis magellanica*.

Apêndice 6. Espécies da reserva de Comboios assinaladas entre 1940-1948, constantes de Ruschi (1954), que não foram incluídas na Lista.

Thalassoica antarctica; *Pterodroma brevirostris*; *Sula sula*; *Egretta tricolor*; *Leucopternis albicollis*; *Rallus sanguinolentus*; *Amaurolimnas concolor*; *Nycticryphes semicollaris*; *Sterna hirundo*; *Sterna paradisea*; *Anous stolidus*; *Columbina minuta*; *Columbina picui*; *Ara severa*; *Coccyzus americanus*; *Otus atricapillus*; *Nyctiphrynus ocellatus*; *Chrysolampis mosquitus*; *Discosura longicauda*; *Amazilia lactea*; *Heliomaster squamosus*; *Chloroceryle aenea*; *Thamnophilus doliatus*; *Myrmorchilus strigilatus*; *Formicivora melanogaster*; *Formicivora rufa*; *Hemitriccus nidipendulus*; *Riparia riparia*; *Agelaius ruficapillus*; *Thraupis sayaca*; *Tachyphonus rufus*; *Schistochlamys melanopis*; *Ammodramus humeralis*.

Correção política e biodiversidade: a crescente ameaça das “populações tradicionais” à Mata Atlântica

Fábio Olmos²⁴
Jorge L. B. Albuquerque³
Mauro Galetti²⁵
Miguel Serediuk Milano²⁶
Ibsen de Gusmão Câmara²⁷
Adelmar F. Coimbra-Filho²⁸
José Fernando Pacheco²
Claudia Bauer²³
Carlos Gabaglia Pena²⁹
Thales R. O. Freitas³⁰
Marco A. Pizo⁶
Alexandre Aleixo¹⁷

Há cerca de 40.000 anos a Terra vem experimentando uma incomparável perda de sua biodiversidade, acelerada nos últimos milênios pelo rápido crescimento da população humana, o conseqüente aumento do uso de recursos naturais, e a alteração cada vez maior dos ecossistemas naturais (Wilson 1988, 1994, Diamond 1991, MacPhee e Sues 1999, Fernandez 2000). A Sexta Grande Extinção, obra da espécie humana, está em curso e há pouco tempo para evitar mais perdas (Pimm e Brooks 1999). Esta situação fez com que a necessidade de conservar a Natureza, garantindo nossa qualidade de vida e opções futuras, se tornasse premente.

A preocupação com conservação da Natureza é antiga, sendo anterior ao Império Romano. Ela evoluiu consideravelmente desde seus primórdios, quando cidadãos interessados (freqüentemente cientistas, caçadores esportivos, aristocratas, políticos e escritores) começaram tomar medidas contra a destruição da vida selvagem e das paisagens naturais frente ao avanço da civilização industrial e

acelerado crescimento da população humana. Emocionalmente ligadas ao grande espetáculo da vida na Terra, estas pessoas achavam inaceitável, tanto moral como esteticamente, que paisagens e espécies notáveis fossem obliteradas pela ganância e irresponsabilidade reprodutiva de nossa espécie [sobre os primórdios da conservação no Brasil veja Dean (1996), Coimbra-Filho e Câmara (1996) e Urban (1998)].

A partir da década de 1970 a conservação se tornou uma ciência aplicada e adquiriu uma visão multidisciplinar. Conservar a biodiversidade tornou-se uma das razões principais (embora não única) para conservar espaços naturais e as metodologias para isso evoluíram adquirindo o *status* de disciplina científica. A biologia da conservação e disciplinas correlatas oferecem hoje fundamentos consistentes para o manejo dos recursos naturais vivos.

Dentre os esforços que tem sido realizados no sentido de enfrentar a atual crise da biodiversidade uma das estratégias mais

importantes tem sido a delimitação de espaços especialmente protegidos (unidades de conservação ou UC's) onde a atividade humana é limitada. Há crescente consenso de que tais áreas oferecem a melhor perspectiva para a conservação de parcelas importantes da biodiversidade no nosso planeta, uma vez que são os únicos espaços livres, *a priori*, do crescente uso humano que se inicia com atividades extrativistas e culmina com monoculturas, industrialização e urbanização (Terborgh e Schaik 1997, Eldredge 1998, Terborgh 1999).

Apesar de sua importância, parques, reservas biológicas, estações ecológicas e outras UC's de “uso indireto” cobrem apenas 3,5% do território brasileiro (Milano 2000). Comparativamente, Terras Indígenas ocupam cerca de 11% do território brasileiro, incluindo cerca de 20% da Amazônia. O Estado de São Paulo, com alguns dos maiores remanescentes de Mata Atlântica, tem apenas 3% de sua área sob proteção de parques e similares, embora c. 7% do estado seja recoberto por florestas nativas (Brito 2000).

Áreas protegidas isoladas são incapazes, sozinhas, de conservar todas as formas de vida do planeta incapazes de conviver com a crescente população humana. A conservação de espécies e ecossistemas só é possível se populações geneticamente viáveis e processos ecológicos são mantidos, demandando extensões territoriais maiores que ultrapassam a da maioria das unidades de conservação existentes (Janzen 1994, Santos-Filho 1995, Fernandez 1997).

Parques norte-americanos são um exemplo clássico de perda de espécies devido à ação da fragmentação de habitats, pequeno tamanho efetivo, pressão humana e eventos estocásticos sobre populações isoladas (Newmark 1986, 1987, 1995), e o mesmo tem sido observado em todos os continentes (Quammen 1996, Terborgh 1999). No Brasil não é difícil achar exemplos similares nos remanescentes da Mata Atlântica, como as recentes extinções locais (ou completas) de *Anodorhynchus glaucus*, *Mitu mitu*, *Ara chloroptera* e *Pipile jacutinga* (Galetti *et al.* 1997,

Sick 1997, Naka e Rodrigues 2000). Grandes frugívoros, predadores e insetívoros de sub-bosque são também altamente vulneráveis à extinção em pequenas florestas (Willis 1979, Aleixo e Vielliard 1995).

A necessidade de espaços protegidos maiores obriga a busca de abordagens que enfocam a conservação através da ecologia da paisagem, incluindo mosaicos de áreas protegidas sob diferentes formas de manejo formando “corredores ecológicos”. Estes são cada vez mais promissores, pois permitem aumentar tanto as áreas utilizáveis pelas populações biológicas como seu tamanho efetivo (Miller 1997, Barborak 1997, MMA 1998, Brandon 2000). Criar mosaicos de áreas estritamente protegidas interligadas por espaços sob uso controlado, como florestas nacionais, reservas extrativistas ou mesmo projetos agro-florestais, é a melhor alternativa para conservar uma maior parcela da biodiversidade tropical (Janzen 1994).

Entretanto, é importante enfatizar que o ponto focal desses mosaicos são as áreas estritamente protegidas, onde o impacto humano é minimizado. É importante conservar estas áreas nucleares pois delas depende a preservação da diversidade do sistema como um todo. Muitas espécies são intolerantes a atividades como a exploração madeireira, caça e a competição humana por recursos, enquanto a maioria das que toleram se sai muito melhor na ausência daquelas (Peres 2000, Galetti e Aleixo 1998).

Apesar de já possuímos uma base científica bastante razoável sobre o funcionamento dos ecossistemas, visões equivocadas tem influenciado os esforços conservacionistas e ameaçado as áreas protegidas. Isto é especialmente sério em biomas que já perderam a maior parte de sua extensão original, como a Mata Atlântica. Um mito (termo aqui usado no sentido de “ilusão”) tem sido especialmente importante no Brasil: o “bom selvagem ecologicamente correto” (veja Whelan 1999 para um histórico).

Este mito neo-rousseauiano tem como dogma central que populações “tradicionais”, sem relação direta aparente com a civilização

industrial ocidental e capitalista, vivem em harmonia com a Natureza, não explorando excessivamente seus recursos e sendo incapazes de causar danos devido a uma combinação de secular adaptação cultural e valores éticos específicos, moralmente superiores aos da sociedade urbana ocidental (Diegues 1996, Whelan 1999). Além disso, as chamadas “populações tradicionais” teriam um longo histórico de convivência simbiótica com os ecossistemas, sendo “conservacionistas natas” por definição. As atividades humanas não apenas seriam parte integral da dinâmica dos ecossistemas neotropicais atuais, como aumentariam a biodiversidade (Schwartzman *et al.* 2000). Alguns pesquisadores até argumentam que cessar atividades como a agricultura de coivara implicaria na perda de espécies (Gómez-Pompa e Kaus 1992, Oliveira 1992, Diegues 1996).

Nesta linha de raciocínio, e considerando o milenar histórico de intensa ocupação humana nas Américas (e outros continentes), a natureza “intocada” é um mito, sendo possível ocupar todo o território sem preservar nada. Ainda, a melhor estratégia para conservar a biodiversidade em áreas protegidas seria entregar a gestão das mesmas às populações que habitam seu interior (Diegues 1996, Colchester 2000; veja também Dourojeanni 2000).

No Brasil o mito do “bom selvagem ecologicamente correto” é levado a sério, sendo amplamente aceito como verdade nos meios universitários e incorporado pela mídia e opinião pública. Mais que isso, o mito granjeou adeptos entre setores conservacionistas governamentais e não-governamentais. A visão estão associados termos que se tornaram moda nos meios conservacionistas como “local empowerment” (dar poder de decisão às comunidades locais) e “conservação socioambiental” (conservar a natureza através da conservação de culturas tradicionais), entre outros neologismos que fazem parte do pacote antropocêntrico e pós-moderno de “estratégias de conservação” (Oates 1999, Attwell e Cotterill 2000).

Uma grande maioria dos projetos

conservacionistas desenvolvidos no Brasil, financiados tanto por governos como ONGs, tem base naquele mito, apregoando UC’s “sustentáveis” onde comunidades “tradicionais” usufruem dos recursos naturais de forma supostamente sustentável e mantendo a biodiversidade local. Certamente boa parte dos recursos nominalmente destinados à conservação foram destinados a estes projetos “modernos”, em detrimento da abordagem tradicional de criar espaços protegidos sem habitantes (o chamado “modelo preservacionista”).

Mas, o “bom selvagem ecologicamente correto” tem alguma base na realidade objetiva em que vivemos, ou não passa de uma ilusão? Populações ou comunidades “tradicionais” exploram seus recursos naturais de forma sustentável, sem extinguir populações ou espécies? Será que estamos apostando nossa biodiversidade (além de recursos financeiros escassos) em uma estratégia equivocada?

O que são “populações tradicionais”?

Segundo Diegues (1996) “povos tradicionais” habitam áreas geográficas particulares, demonstrando, em graus variados, uma ligação intensa com territórios ancestrais; auto-identificação e identificação por outros grupos culturais distintos; linguagem própria, muitas vezes não a nacional; presença de instituições sociais e políticas próprias e tradicionais; e sistemas de produção voltados principalmente para a subsistência. Ainda segundo Diegues (1996), numa perspectiva marxista estas populações apresentam modos de produção pré-capitalistas, próprios de sociedades onde o trabalho não se tornou mercadoria, tendo grande dependência dos recursos naturais e dos ciclos da natureza. A dependência do mercado já existe, mas não é total.

Durante as discussões sobre o Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC, estabelecido pela Lei 9985 de 18 de julho de 2000), foi proposto e chegou a ser aprovado pelo Congresso Nacional, item que

definiu “populações tradicionais como “grupos humanos culturalmente diferenciados vivendo há no mínimo três gerações em determinado ecossistema, historicamente reproduzindo seu modo de vida, em estreita dependência do meio natural para sua subsistência e **utilizando os recursos naturais de forma sustentável**” (grifo nosso).

Esta definição foi vetada quando da aprovação do SNUC, por razões óbvias. Ela permite que quase toda a população rural brasileira possa ser classificada como “tradicional” e, considerando as facilidades previstas na legislação para as “populações tradicionais” no interior de unidades de conservação, adotar aquela definição significaria, na prática, que nenhuma área protegida seria implantada, ao mesmo tempo que todas teriam seus objetivos primários relacionados à conservação da biodiversidade e de serviços ambientais desvirtuados.

O que parece unificar as “populações tradicionais” aos olhos dos que as definem é o fato de não serem consideradas como parte da sociedade maior. Podemos dizer que as “populações tradicionais” são identificadas basicamente pelo fato de não pertencerem à sociedade urbana ocidental da qual se originam os sociólogos e antropólogos que as estudam e definem perante a opinião pública. Tem-se a impressão que qualquer grupo não-urbano que exerça a agricultura de pequena escala, pesca artesanal ou caça, ou meramente “more no mato”, encontrará quem o classifique como “tradicional”. De fato, é surpreendente que as comunidades “alternativas” de São Tomé das Letras e Pirenópolis ainda não tenham sido consideradas “comunidades tradicionais” (ou “neo-tradicionais”) por algum antropólogo ou sociólogo, já que se encaixariam na definição proposta ao SNUC e com certeza apresentam conhecimento sobre o meio natural suficiente para impressionar alguns “cientistas” sociais.

Antropólogos brasileiros tem classificado os seringueiros da Amazônia como tradicionais, apesar da óbvia vinculação do grupo à economia de mercado e sua origem como descendentes de migrantes nordestinos que chegaram depois de 1870 (Martinello 1988).

O mesmo vale para caiçaras do litoral norte de São Paulo e sul do Rio de Janeiro, originários do colapso das fazendas de café e açúcar no início do século XX, e os do litoral sul de São Paulo, por sua vez ligados ao colapso do cultivo de arroz e banana para a exportação (França 1954, Mussolini 1980, Marcílio 1986, Sanches 1997). Fenômeno similar ocorre em outros países, como por exemplo Portugal, que tem na “boa gente do campo” o equivalente das “populações tradicionais” brasileiras.

Em que pesem as definições imperfeitas, há um consenso perante a opinião pública de que índios, seringueiros e caiçaras constituem populações (ou povos) tradicionais. Pode-se dizer que o mesmo vale para povos pré-históricos, e aqueles de economia pré-industrial e, principalmente, de origem não-européia residentes em outras partes do mundo. Quão bem estas populações se encaixariam na última parte da definição proposta ao SNUC: “... utilizando os recursos naturais de forma sustentável”?

“Populações Tradicionais”, Extinções e Rock 'n Roll

A hipótese de que populações tradicionais exploram recursos naturais de forma sustentável implica em uma série de previsões. Por exemplo, espera-se que as atividades dessas populações não incorram na degradação de habitats ou superexploração a ponto de causar a extinção local ou completa de espécies (Alvard 1993, Schwartzman *et al.* 2000). Espera-se também que práticas que ameacem essa sustentabilidade sejam evitadas e as pessoas conscientemente refreiem-se de explorar recursos que estão diminuindo devido a suas atividades (Alvard 1993). Todavia, a extinção de espécies causada por populações tradicionais, pré-históricas e contemporâneas, tem sido tema de uma série de trabalhos e de boas revisões sobre o assunto (Flannery 1995, MacPhee e Sues 1999, Fernandez 2000, Terborgh 2000). Existem evidências bastante convincentes de que a caça, a alteração de

habitats (especialmente pelo fogo) e efeitos-cascata produzidos pela extinção de espécies-chave pelo homem “tradicional” tiveram um papel importante no desaparecimento da megafauna entre o final do Pleistoceno e o início do Holoceno, um fenômeno que afetou todos os continentes mas não foi simultâneo (Diamond 1989, Owen-Smith 1988, Flannery 1995, MacPhee e Sues 1999).

Embora alguns advoguem que a extinção se deve primordialmente a mudanças climáticas (Cartelle 1994, 1999) e estas certamente devem ter afetado as populações animais no término do período glacial, é importante notar o fato de que as espécies que foram extintas passaram incólumes por mudanças tão ou mais marcantes ao longo de todo o Pleistoceno para desaparecerem apenas quando vestígios humanos se tornam mais evidentes e numerosos no registro arqueológico. Além disso, embora a transição Holoceno-Pleistoceno tenha sido simultânea para todo o mundo, as extinções não o foram, como mostrado graficamente por Wilson (1994). Existem datações tardias de megafauna que podem representar populações relictuais que só desapareceram quando a ação humana se tornou mais intensa ou chegou a áreas de refúgio. Por exemplo, há mastodontes datados de 6.000 A.P. no Piauí (N. Guidon, com. pess.), mais jovens que a chegada da agricultura no continente, e os mamutes da ilha de Wrangel (Sibéria), que sobreviveram até 3.700 A.P., um fato notável considerando que as grandes pirâmides do Egito datam da Quarta Dinastia, entre 2.575 e 2.465 A.C. (Vartanyan *et al.* 1993, Wenke 1999).

A maioria dos modelos que trata da extinção da megafauna americana ignora que o uso do fogo pelo homem deve ter sido um fator tão importante de modificação de habitat quanto de mortalidade direta. Grupos indígenas em toda a América causavam incêndios freqüentes para “limpar áreas” como instrumento de caça, permitir a passagem de pessoas e como arma de guerra, entre outros usos (Dean 1995, Villas-Boas e Villas-Boas 1994, Coimbra-Filho e Casmara 1996, Krech 1999, Whelan 1999, Leonel 2000,

Leewuwenberg e Robinson 2000), com os resultantes impactos sobre a vegetação em escala regional e mortalidade direta de animais. Este costume, exercido por uma população crescente, certamente contribuiu para alterar os habitats e eliminar espécies nas Américas de forma similar ao proposto para a Austrália por Flannery (1995).

Na América do Sul estima-se que foram extintos pelo menos 41 gêneros de mamíferos acima de 40 kg, ou 80% do grupo (Owen-Smith 1988, Diamond 1989). Além disso, existe a irônica possibilidade de que, antecipando o que ocorreria depois, uma ou mais populações humanas mais arcaicas, talvez com menor aparato tecnológico e efetivo, terem sido extintas pelos povoadores mais recentes, ancestrais dos índios atuais (Peyre *et al.* 1998, Neves *et al.* 1999).

O impacto das populações pré-cabralinas sobre as aves (das quais há escasso registro arqueológico) apenas começa a ser descoberto. Os grandes mamíferos provavelmente tinham impacto profundo na estrutura e dinâmica de seus habitats, além de serem um recurso *per se*. Por exemplo, o condor-andino *Vultur gryphus*, que hoje depende da carniça de camelídeos neotropicais e mamíferos marinhos na Patagônia e Andes, ocorria não muito tempo atrás em Minas Gerais, onde deveria ser dependente das carcaças de grandes mamíferos (Alvarenga 1998). Araras-azuis *Anodorhynchus* provavelmente sofreram reduções na suas áreas de distribuição devido à ruptura dos sistemas de dispersão de sementes de palmeiras que co-evoluíram com grandes mamíferos (Yamashita 1997). Na América do Norte, várias espécies de aves necrófagas hoje extintas, incluindo os incríveis Teratornithidae, eram dependentes dos grandes mamíferos e os acompanharam à extinção (Grayson 1977, Feduccia 1996) e o mesmo deve ter ocorrido na América do Sul.

Mais recentemente populações polinésias foram responsáveis pelo maior episódio de extinção em massa de aves, tendo eliminado cerca de 2.000 espécies das ilhas do Pacífico, em sua maioria ralídeos incapazes de voar (Steadman 1995). Isto significa uma perda de 20% da diversidade total da classe Aves, uma

façanha ainda não igualada pela nossa civilização (88 espécies e 83 subespécies de aves foram extintas entre 1600 e 1980; Diamond 1989). A extinção das moas pelos Maoris na Nova Zelândia foi muito rápida e parece ter levado menos de 100 anos (Holdaway e Jacomb 2000). Extinções antrópicas recentes (>5.000 anos A.P.) tem sido documentadas em Madagascar (Diamond 1989, Alcover *et al.* 1998), e ilhas do Atlântico Oriental (Rando e López 1999), Mediterrâneo e Caribe (Arredondo 1981, Alcover *et al.* 1992, Alcover *et al.* 1998, Simmons e Clarke 1999).

Um ponto importante destas extinções é que mostram que aquelas faunas não perderam espécies no final do Pleistoceno, quando ocorreu a mudança climática do final da “idade do gelo” (c. 12.000 A.P.). A perda só ocorreu após a chegada de humanos.

Apenas recentemente se atentou para o fato das populações indígenas americanas serem muito maiores quando do descobrimento do que se podia pensar. Calcula-se que havia 53,9 milhões de habitantes nas Américas quando os europeus chegaram, com pelo menos 6,8 milhões na Amazônia, Brasil Central e costa do Nordeste. A densidade populacional na várzea amazônica seria de 14,6 habitantes/km² (contra 0,2 nos interflúvios; Denevan 1976, 1992), e havia agrupamentos permanentes ou semi-permanentes com milhares de habitantes. Os novos patógenos trazidos pelos europeus rapidamente reduziram essas populações em mais de 90% e apenas no século XIX a população americana voltou a se aproximar do que havia sido quatro séculos antes (Denevan 1992, Diamond 1997, Whelan 1999). A América foi conquistada mais graças aos patógenos companheiros dos europeus do que pela força das armas (Diamond 1997).

Os impactos de uma população pré-colombiana tão elevada e que aqui vivia há milênios foram bastante pronunciados. Há muitas evidências de que as áreas florestadas eram bem menores em partes do continente antes da chegada dos europeus do que dois séculos depois, e as populações de vários animais estavam em retração devido à caça excessiva, levando grupos inteiros à fome.

Civilizações como os Maia, Hohokan e Anasazi entraram em colapso devido à superexploração de recursos como o solo agricultável, água e madeira, antecipando vários problemas que hoje são considerados males típicos da civilização capitalista ocidental (Ridley 1997, Whelan 1999, Krech 1999, Lentz 2000, Fernandez 2000).

Calcula-se que as populações Tupi que ocupavam a Mata Atlântica litorânea de forma quase contínua viviam em densidades de 9 habitantes/km². Isto seria suficiente para que toda a área de floresta litorânea sob controle de uma aldeia (c. 70 km²) tivesse sido derrubada e queimada para a agricultura em 55 anos. Durante os pelo menos 1.000 anos de ocupação Tupi cada área particular teria sido queimada pelo menos 19 vezes (Dean 1995). Parece claro que a extensão da Mata Atlântica quando da chegada dos europeus havia sido muito reduzida pelo menos nas áreas de topografia mais regular, o que explica o fato dos portugueses terem pouco a dizer das florestas do novo continente.

Isto explica também o aparente problema da quase total ausência de extinções recentes entre aves da Mata Atlântica, que parece contrariar previsões da teoria de biogeografia de ilhas (Brown e Brown 1992, Brooks e Balmford 1996). A solução deste paradoxo é que as espécies mais vulneráveis foram extintas séculos atrás quando da redução da Mata Atlântica pelos agricultores indígenas, e hoje estamos passando pela segunda crise de extinções. É interessante lembrar a pertinente colocação de Fernandez (2000b) de que “os povos que hoje dizemos que coexistem em harmonia com a natureza coexistem apenas com as espécies difíceis de extinguir, porquê as fáceis de extinguir já foram exterminadas há muito tempo”.

É possível que aves reportadas pelos cronistas coloniais, hoje inidentificáveis, como a “ararauna” (uma arara negra com reflexos verdes, pés amarelos e bico vermelho) e o “anapuru” (um papagaio multicolorido), e mamíferos enigmáticos como o “jaguaruçu” semiaquático (todos descritos por Cardim 1980) fossem espécies em fase terminal que os

primeiros europeus ainda conseguiram observar (Dean 1995).

Com a rápida e drástica redução populacional causada por epidemias, a pressão sobre as florestas diminuiu e possibilitou que áreas antes cultivadas recuperassem sua vegetação arbórea e a floresta pudesse se expandir (Dean 1995, Whelan 1999). Como observado por Pyne (1982) para a América do Norte, “a floresta virgem não foi encontrada nos séculos XVI e XVII; ela foi inventada no final do século XVIII e início do século XIX”. O mesmo pode ser dito da Mata Atlântica e do restante do Neotrópico. Mapas que retratam a evolução do desmatamento mostrando um Brasil totalmente verde em 1500 são mera ilusão.

Provavelmente não existem áreas que nunca foram alteradas por povos pré-cabralinos. Mas partir desta constatação e usá-la como argumento de que isto causou um aumento da biodiversidade como vem acontecendo no âmbito das organizações ditas sócio-ambientais, é errôneo.

É amplamente conhecido que um determinado grau de perturbação, como a causada pela agricultura de coivara, causa uma heterogeneidade de ambientes que pode resultar no aumento de espécies a nível local, insetos e plantas sendo um grupo favorito para demonstrar isso. Mas como mostrado por Brown (1996) existem limites para a porcentagem de área perturbada em relação ao total (Brown indica 30%) e há perda de espécies quando esse limite é ultrapassado. Formações como a Mata Atlântica e as várzeas amazônicas provavelmente tiveram mais do que 30% de sua área alterada imediatamente antes da chegada dos europeus e espécies devem ter sido perdidas para a expansão agrícola de povos como os Tupi. Nunca saberemos ao certo pois não há registros históricos e arqueológicos adequados.

A presença de espécies vegetais aparentemente restritas a antigos terrenos cultivados e ausentes na floresta “primária” circundante (Gómez-Pompa e Kraus 1992, Baleé 1992a, 1992b, 1993) tem sido usada como argumento de que agricultura de coivara

aumenta a biodiversidade e a prática deve ser mantida ou espécies serão perdidas (Diegues 1996). No entanto, nenhuma espécie surge por geração espontânea e a agricultura é recente demais para que aquelas espécies arbóreas sejam produto de co-evolução estreita com humanos.

Desconsiderando problemas metodológicos referentes às comparações entre antigas roças e a floresta circundante (incluindo tamanhos amostrais e o uso de apenas parte do total das espécies nas análises, veja Balée 1992b), boa parte das espécies listadas por aqueles autores ocorre nas florestas primárias em baixas densidades ou são pioneiras/secundárias iniciais que dependem de perturbações como deslizamentos, erosão de margens, deposição de sedimentos, queda de árvores ou limpeza do solo por animais como visto em barreiros de antas e porcos-do-mato (compare as listagens de Balée 1992a, 1992b com as informações de Lorenzi 1992, 1998). Isto as torna pré-adaptadas a colonizarem roças abandonadas (Balée 1992a), além de resultar em distribuições agregadas (“reboleiras”). Muitas dessas espécies originalmente deveriam depender da megafauna extinta para criar seus habitats e dispersar suas sementes, tendo adaptado seu nicho aproveitando as atividades humanas.

O fato de muitas destas espécies serem consumidas por humanos naturalmente resulta no acúmulo de sementes ao redor das habitações, gerando uma distribuição em manchas não muito diferente daquela produzida por antas ao depositarem sementes de palmeiras em suas latrinas (Fragoso 1997, Olmos *et al.* 1999), como hoje pode ser observado em partes da Amazônia em sítios de aldeias abandonadas há décadas.

A agricultura de coivara não gera biodiversidade no sentido de criar espécies, como sugerido pela retórica de alguns autores. Na realidade, em áreas limitadas ela provavelmente causa sua perda ao excluir espécies que necessitam de florestas maduras e favorecer oportunistas vindos de habitats secundários ou com maior capacidade de competição. O que a agricultura de coivara faz é criar associações de espécies já existentes

que imitam aquelas geradas por fatores naturais e criar algumas associações novas, freqüentemente monodominantes, como os babaquais da Amazônia Oriental.

A “perda de espécies” em áreas protegidas na Mata Atlântica e em outros biomas com o fim da agricultura de coivara é especulação ilusória. As espécies que seriam perdidas são as oportunistas que se mantêm nas áreas de perturbação natural, seu nicho original, e são dominantes nas matrizes de habitats sob influência antrópica que circundam e ocupam áreas bem maiores que as UC’s. A diferença qualitativa entre conservar espécies oportunistas de ampla distribuição, que não precisam de proteção especial, e os especialistas que só ocorrem em áreas restritas e sob determinadas circunstâncias (p. ex., a maioria das espécies ameaçadas) não tem sido apreciada pela maioria dos cientistas sociais que tratam de questões ambientais.

Reconhecendo a magnitude do impacto ambiental das populações indígenas, não é surpreendente que se descubra que muitas áreas consideradas “primárias” tenham sido ocupadas no passado e autores como Diegues (1996) tem absoluta razão quando dizem que a “natureza intocada” é um mito. Mas, considerando o histórico de extinções, degradação ambiental e perda de espécies causadas tanto por “povos tradicionais” como pela civilização contemporânea, é exatamente por isso que se tornam indispensáveis os espaços onde a interferência humana sobre os processos naturais seja controlada e vise antes à conservação da Natureza do que provar teses sócio-políticas. Isto é especialmente importante para biomas ameaçados como a Mata Atlântica.

Há abundante prova científica de que “comunidades tradicionais” contemporâneas exploram recursos de forma não sustentável e causam perdas de espécies. A caça de subsistência por índios, seringueiros e outros “tradicionais” é uma destas modalidades de uso e há um grande volume de literatura sobre o assunto (p. ex. Peres 1990, 1996, 1997a, 1997b; Sá 2000; Redford 1992, Alvard *et al.* 1997, Bodmer *et al.* 1997, Begazo e Bodmer 1998,

Robinson e Bodmer 1999), incluindo obras-síntese recentes (Robinson e Redford 1991, Pádua *et al.* 1997, Robinson e Bennett 2000).

Os resultados mostram que a grande maioria explora pelo menos algumas espécies-presa de forma não sustentável e, em geral, essas espécies são exatamente as mais importantes de se conservar, como os grandes frugívoros ou predadores de sementes que tem grande relevância na dinâmica das florestas (Redford 1992, Cardoso da Silva e Tabarelli 2000, Galetti no prelo). Na Mata Atlântica há surpreendentemente poucas informações, mas a extinção local de uma série de espécies (primatas, ungulados, etc) nos parques estaduais de Ilhabela, Ilha do Cardoso (São Paulo) e Reserva Ecológica de Juatinga (Rio de Janeiro) é atribuída à caça e à destruição de habitat causada por populações caiçaras (Olmos 1996, Martuscelli e Olmos 1997, Brito 2000) e seria importante que estudos sobre as causas e conseqüências da extinção local de espécies fossem realizados naquele bioma.

As exceções ao padrão geral de uso não sustentável estão associadas unicamente a densidades demográficas relativamente baixas, ao fato de armas de fogo (um presente comumente oferecido pela FUNAI, missionários e indigenistas) serem utilizadas de forma limitada ou estarem ausentes (Vickers 1991, Alvard *et al.* 1997,) e à presença de áreas vizinhas não caçadas que funcionam como “fontes” para as áreas caçadas (o modelo de “source and sink”; Begazo e Bodmer 1998, Novaro *et al.* 2000). De fato, a presença de áreas “fonte” é o que explica a persistência de populações de algumas espécies em várias áreas, inclusive utilizadas por povos indígenas (Townsend 1995, Novaro *et al.* 2000, Sá 2000).

A exploração de “produtos florestais não-madeireiros” também não é isenta de problemas. A coleta de frutos de palmeiras por ribeirinhos peruanos tem levado à depleção do recurso e provavelmente também à das populações de animais frugívoros, muitos dos quais são caçadas pelos próprios ribeirinhos (Bodmer *et al.* 1997). No estuário do Amazonas a coleta de frutos e palmito de açaí *Euterpe oleracea* por comunidades locais causou a

diminuição pela metade no número de espécies arbóreas das florestas exploradas (Anderson *et al.* 1995), e a exploração de palmito na Mata Atlântica tem impactos negativos sobre a comunidade de aves (Galetti e Aleixo 1998).

Alguns autores tem argumentado que “o compromisso dos povos indígenas com a conservação é complexo e muito antigo” (Alcorn 1993). Outros sugerem que as atividades destes povos refletem os seus objetivos pessoais e os de suas famílias a curto prazo, e que é de se esperar que eles super-explorem seu ambiente se isso for necessário para atingir aqueles objetivos (Redford 1991, Alvard 1993, Brunton 1995, Dourojeanni 2000).

Alvard (1993, 1995) testou estas visões conflitantes, verificando se populações indígenas aceitariam incorrer em custos imediatos (como evitar caçar espécies ou áreas super-exploradas) em troca de benefícios de longo prazo (a sustentabilidade da atividade de caça). Não foi encontrada nenhuma evidência de que os grupos estudados deixem de utilizar recursos que escassiam a fim de permitir sua recuperação. De fato, práticas que ameaçam os recursos explorados são infelizmente comuns. Vários grupos indígenas preferem caçar fêmeas adultas, especialmente grávidas, pois tem sabor melhor e são mais gordas (Whelan 1999, Krech 1999). Entre os Waimiri-Atroari brasileiros, 80% de 421 macacos-aranha *Ateles paniscus* caçados por 5 aldeias em um ano eram fêmeas, uma boa receita para provocar o colapso da população explorada (Souza-Mazurek *et al.* 2000).

Embora encaradas como algo generalizado, atitudes conscientes por parte de “povos tradicionais” que resultem em padrões de uso sustentável são praticamente inexistentes, e os rituais e similares que revolvem ao redor de atividades como a caça pouco contribuem para conservar os recursos explorados, embora impressionem bastante os antropólogos (veja também Whelan 1999). Na realidade é muito comum ouvir exclamações incrédulas por parte de pessoas “tradicionais” a respeito da possibilidade de uma espécie desaparecer. Esta postura é sintetizada na frase

de um seringueiro rondoniense: “o que vem de Deus nunca acaba”.

Como exaustivamente apontado por vários autores (Redford 1991, 1992; Peres 1997a; Alvard 1993, 1995; Spinage 1998, Whelan 1999, Milano 2000, entre outros) a sustentabilidade na exploração de recursos naturais por “populações tradicionais” é antes regulada pela sua densidade populacional e deficiência de aparato tecnológico do que por atitudes conscientes ou mecanismos culturais endógenos. Em geral a atitude das “populações tradicionais” é inteiramente imediatista, e muitas ainda não possuem o conceito que recursos podem ser finitos e destruídos pelas suas atividades. O desaparecimento de recursos é comumente atribuído a fatores metafísicos e não aos seus próprios atos, o que certamente não contribui para práticas conservacionistas.

Com as mudanças culturais trazidas pelo mundo contemporâneo, tabus que até evitariam a exploração de pelo menos algumas espécies tem desaparecido em menos de uma geração (veja Townsend 1995), pois as densidades populacionais humanas tem aumentado e as “comunidades tradicionais” passaram a ter acesso à tecnologia. Mais que isso, “populações tradicionais” passaram a interagir fortemente com a economia de mercado e tem alegremente se engajado em atividades destrutivas em suas terras, como a exploração madeireira e de espécies raras de plantas e animais. Na América do Norte, grupos indígenas têm incorrido em práticas pouco conservacionistas como a caça à baleia [o que tem dificultado a recuperação de espécies criticamente em perigo (Ellis 1999)], combater o *lobby* contra o uso de peles e o aluguel de suas terras para depósitos de lixo, além de terem sido atores importantes na destruição das florestas milenares do noroeste norte-americano (Whelan 1999).

No Brasil, após mais de uma década esquecida, a problemática da caça de araras e grandes gaviões para suprir o mercado de arte plumária indígena voltou a surgir na mídia brasileira devido a problemas legais em outros países, onde este tipo de material proveniente

do Brasil foi apreendido por ser confeccionado com partes de espécies protegidas por legislação especial. Os Kayapó são os grandes fornecedores de penas para outros grupos, nas terras dos quais a matéria-prima já desapareceu graças à prática daquela atividade tradicional, e de fato fazem expedições anuais, seguidas de festas, para abater o maior número possível de araras (John 2000, C. Yamashita com. pess.).

Os Kayapó também foram protagonistas de episódio que define o pragmatismo das “populações tradicionais” na busca de seus interesses. A viagem do cacique Raoni e do roqueiro Sting em busca de dinheiro para que os Kayapó “salvassem a floresta”, ao mesmo tempo em que estes se dedicavam a autorizar as atividades de madeireiros e garimpeiros em troca de pedágio, é bem conhecida (Kotscho 1995, Whelan 1999).

Embora menos divulgados, há numerosos episódios de “povos tradicionais” fazendo o mesmo. Uma busca nos arquivos de qualquer grande jornal mostra que a prática é generalizada e ainda continua. Por exemplo, a concessão de exploração de madeira ainda é a principal fonte de renda dos povos indígenas de Rondônia (Avelar 1998). Também em Rondônia seringueiros sistematicamente desrespeitam o prescrito pelos planos de utilização e de desenvolvimento das reservas extrativistas (como a limitação da área anual derrubada, evitar incêndios e a caça de espécies protegidas como quelônios e cervos-do-pantanal), que deveriam ser obedecidos segundo os contratos de concessão de uso que recebem para utilizar terras públicas. Ao mesmo tempo é fácil ouvir lideranças seringueiras proclamando como seu modo de vida ajuda a salvar a Amazônia e que deveriam receber mais recursos para suas reservas extrativistas.

Em favor dos Kayapó deve-se dizer que suas atividades empresariais antecederam em muito o episódio com Sting. O ponto crucial nesse caso e de outros similares foi a recusa de ecologistas e similares em verem o óbvio e reconhecerem que o “bom selvagem ecologicamente correto” só existia em suas mentes.

O mito de uma simbiose positiva entre

“povos tradicionais” e os ecossistemas naturais granjeou ferrenhos adeptos entre alguns ambientalistas, inclusive no próprio governo, e foi aceito e propalado por aqueles ansiosos por aumentar a palatabilidade das unidades de conservação, tradicionalmente mal vistas por comunidades locais. Quando técnico do Instituto Florestal de São Paulo entre 1993 e 1997, F.O. testemunhou como a justificativa de que “eles não causam impacto” era utilizada *ad nauseam* para que nenhuma atitude fosse tomada a fim de retirar populações caiçaras ou controlar suas atividades nas unidades de conservação, e para fechar os olhos a episódios de retirada de palmito, caça e venda de animais. O fato de afirmações como “o homem viveu em harmonia com a natureza até o século XVII” (Torrecilha 2000) ainda serem feitas por biólogos responsáveis por áreas protegidas mostra que o mito está longe de morrer.

Assumindo a visão que os “povos tradicionais” não causam impactos negativos aos ecossistemas (apesar da óbvia evidência em contrário), órgãos governamentais procuram manter populações residentes em áreas protegidas mesmo quando estas prefeririam sair em troca de uma indenização justa, o que seria possível na maioria dos casos.

Para manter as “populações tradicionais” nas UC’s elaboram-se projetos de “desenvolvimento sustentado”, em geral de longa duração ou que se sucedem indefinidamente, com o objetivo de dar condições para que as “populações tradicionais” permaneçam nas áreas (mesmo quando sua tendência é emigrar), criando “alternativas econômicas”, “capacitando lideranças”, etc. Esses projetos são desenvolvidos por indivíduos e instituições que construíram suas carreiras e patrimônio sobre os ditos novos paradigmas conservacionistas, e comumente tem influência considerável, direta ou indireta, sobre a opinião pública e as instâncias que financiam projetos, facilitando a prevalência de suas opiniões e interesses.

Apesar das críticas de todas as vertentes, há boa evidência científica de que UC’s de uso indireto são instrumentos efetivos de conservação da biodiversidade (Brandon

2000), enquanto alternativas pós-modernas como “projetos integrados de desenvolvimento e conservação” freqüentemente falham e não raro colaboram para destruir as áreas que pretendiam conservar (Oates 1999, Dourojeanni 2000). Oates (1999) faz uma análise crítica das motivações e filosofia de alguns desses projetos que pode ser facilmente transposta para o Brasil. A maioria desses projetos apresenta problemas conceituais básicos que resultam na expectativa de que áreas protegidas devem servir também para resolver demandas sociais que não lhes cabem, o que é uma receita certa de desastre e desperdício de recursos (Brandon 1998, 2000; Oates 1999, Terborgh 1999).

Embora as populações indígenas e de seringueiros, como todos os cidadãos brasileiros, tenham direito a viver dignamente em suas terras, é discutível se a tradição contemporânea de gastar dinheiro **de fontes ostensivamente destinadas à conservação** em projetos de “desenvolvimento sustentado” pode ser considerado um bom investimento **em conservação**. Tais projetos deveriam ser financiados por fundos e programas sociais ou de fomento ao setor primário - afinal se trata disso - e não utilizar recursos destinados à conservação da natureza. Em última análise, estes atendem primariamente a demandas sociais e econômicas, sendo biodiversidade e serviços ambientais questões meramente acessórias.

Afinal, por quê não há programas de apoio oficial aos grandes latifúndios improdutivos cobertos de floresta que ainda existem na Amazônia? Estes apresentam as mesmas características que fariam terras indígenas e reservas extrativistas áreas de conservação da biodiversidade: pequena densidade demográfica e exploração dos recursos naturais com baixo impacto e pequena escala.

A resposta está na vinculação da questão ambiental a movimentos sociais no Brasil, especialmente aqueles envolvendo os ditos povos tradicionais. Há uma generalizada confusão entre o que são questões ambientais como a crise da biodiversidade, as mudanças

climáticas e esgotamento dos recursos dos quais depende qualquer sociedade, independente de sistemas políticos e estruturas sócio-econômicas, e o que são agendas políticas e demandas sociais como a contestação do capitalismo e do neoliberalismo, o acesso à propriedade da terra, a viabilidade econômica dos pequenos agricultores e extrativistas, a redistribuição de renda e o reconhecimento dos direitos de minorias.

Esta confusão e a perda de objetividade das questões a serem tratadas explicam muito do circo em que a Conferência do Rio para Meio Ambiente e Desenvolvimento (melhor conhecida como ECO-92) se tornou, e de seu sucesso limitado. Também explica o fato de que a questão básica de nossa crise ambiental, que é o crescimento populacional, tem sido deliberadamente evitada, principalmente pelos setores da sociedade que lucram com uma população crescente e piores perspectivas e qualidade de vida, como governos populistas e grupos religiosos.

Auto-ilusão, Política e Pós-modernismo

O uso da imagem de “povos tradicionais”, especialmente os índios americanos, como “ecologicamente corretos” e exemplo de alternativa à sociedade capitalista ocidental tem sido uma constante de parte do movimento ambientalista e outros críticos sociais, começando com Montaigne e Rousseau (Krech 1999, Whelan 1999). Como vimos, a premissa da “correção ecológica” tem pouco suporte científico real. Mas isso realmente pouco afetou uma sociedade que tem uma capacidade quase infinita de auto-ilusão e de engolir embustes.

Talvez um dos mais bizarros seja o “discurso do Chefe Seattle”. Amplamente conhecido, este texto serviu de introdução para um sem-número de obras ecológicas (incluindo o famoso livro de Al Gore “*Terra em Balanço*”) e pode ser visto, inteiro ou em fragmentos, em quase todos os centros de educação ambiental do Brasil. O fato é que as palavras do Chefe Seattle na realidade são de autoria do escritor

Ted Perry, que elaborou o texto para um drama de televisão transmitido em 1972. Com o sucesso que se seguiu e a constatação de que o texto estava sendo usado como algo real, o autor ainda tentou alertar a opinião pública mas desistiu quando sua criação adquiriu vida própria (Ridley 1996, Whelan 1999).

No Brasil as “ilhas de recursos” (*apêtetê*) “plantadas” pelos Kayapó em meio aos cerrados tornaram-se um paradigma da sabedoria indígena no manejo de recursos naturais e, não surpreendentemente, de como os indígenas podem aumentar a biodiversidade (Posey 1987). Os *apêtetês* no entanto são curiosamente similares aos murunduns (agrupamentos de árvores que crescem em montes de terra derivados de cupinzeiros) que são encontrados em savanas de todo o Brasil (Parker 1991, 1993).

Assim como o discurso do chefe Seattle e os *apêtetê* fabricados pelos Kayapó, o “bom selvagem ecologicamente correto” é apenas algo que todos gostariam que fosse real, talvez a transposição para outro dos anseios de uma sociedade urbana. Como astrologia, poder dos cristais, Atlântida, criacionismo e outras teorias pseudo-científicas, muitas das generalizações sobre a relação harmoniosa das populações tradicionais com o meio ambiente carecem de provas. Mas o mito do bom selvagem é uma potente ferramenta de propaganda. E propagandistas e políticos sabem que uma mentira muito repetida acaba sendo encarada como verdade.

No Brasil, dentro do contexto da redemocratização do país na década de 1980, foi criada uma associação entre a questão ambiental e os problemas que afligiam populações chamadas de “tradicionais”. A questão ambiental foi utilizada por movimentos sociais e políticos que, se surgissem em sua forma pura, provavelmente seriam reprimidas mais agressivamente pelo governo militar (Waldman 1992, Dean 1996). Assim sendo, muito do que foi vendido como “defesa da ecologia” na realidade era demanda social ou, se preferir, luta de classes, e em parte colaborou e tem colaborado para a destruição do patrimônio natural.

Em São Paulo um dos núcleos mais

influentes dos que formaram a Secretaria Estadual de Meio Ambiente em 1986 havia trabalhado anteriormente na resolução de conflitos fundiários entre caçaras e imobiliárias que estavam expandindo seus negócios no rastro da abertura de estradas como a Rio-Santos. Formado principalmente por arquitetos e outros profissionais sem formação em ciências naturais, o engajamento político deste grupo fez com que populações caçaras fossem mantidas em unidades de conservação como a Estação Ecológica Juréia-Itatins e Núcleo Picinguaba do Parque Estadual da Serra do Mar (veja também Brito 2000).

Esta posição foi apoiada ideologicamente pelo mito do bom selvagem ecologicamente correto e pela visão política daquelas pessoas, que haviam lutado contra o poder econômico que havia tentado retirar os caçaras de suas terras. Somou-se a isso outro mito (veja Dourojeanni 1997, Milano 2000, Bruner *et al.* 2001), o de que o modelo brasileiro de unidades de conservação é uma cópia do norte americano -ou “modelo Yellowstone” - sendo assim uma imposição sócio-cultural-política que precisa ser combatida pela criação de modelos alternativos nacionais (Diegues 1996). Como outras mitologias de conotação anti-imperialista, esta encontrou campo fértil em setores da intelectualidade pseudo-ambientalista.

A isso se juntou a inoperância governamental, apoiada pelo fato de que a não-retirada dos habitantes das unidades de conservação implicaria em menor custo financeiro (pelo menos a curto prazo) e político para o governo. O resultado, além do desperdício do dinheiro do contribuinte em coisas que pouco tem a ver com conservação, como a casa de farinha comunitária de Picinguaba, é que áreas importantes que teoricamente seriam os núcleos da Reserva da Biosfera da Mata Atlântica hoje abrigam populações humanas que tem destruído as mesmas sob os auspícios governamentais, constituindo núcleos de urbanização em seu interior.

Para decepção dos ecologistas, a classe oprimida dos caçaras que queriam proteger

do capitalismo selvagem rapidamente tornou-se agente ativa no comércio de lotes de terras nas áreas protegidas (metade das casas caiçaras em Picinguaba foi vendida a turistas nos 12 primeiros anos do estabelecimento do Núcleo conforme Vianna e Brito 1992), extração industrial de palmito, desmatamentos e caça ilegal (Dean 1996, Sanches 1997, Galetti e Fernandez 1998, Adams 2000). Como resultado, áreas “protegidas” como a Vila de Picinguaba e partes da Juréia, Ilha do Cardoso e Ilhabela, por exemplo, hoje são tão importantes para a conservação quanto os condomínios contra os quais os “ambientalistas” tanto lutaram, com a desvantagem de que, apenas nos últimos, incêndios e o uso de armas de fogo e outros instrumentos de caça são evitados (sobre caiçaras e unidades de conservação em São Paulo veja Olmos 1996, Martuscelli e Olmos 1997, Olmos e Galetti no prelo).

Um dos exemplos mais desastrosos de incompatibilidade entre áreas protegidas e “populações tradicionais” é o caso dos Pataxó no Parque Nacional do Monte Pascoal, relatado por Redford (1989), Rocha (1995, 1997, 1998) e Dean (1996). Quando o parque foi criado, em 1961, havia um grupo de 152 Pataxós próximos à vila de Caraíva, utilizando uma área de 200 ha. Os habitantes originais da região eram os Tupiniquim, e a ocupação Pataxó tem origens em 1861, quando o governo da então Província da Bahia reuniu comunidades indígenas dispersas em um único aldeamento na região de Porto Seguro.

A história dos Pataxó é conturbada e inclui uma diáspora após 1951, quando se envolveram em uma disputa de terras sob a liderança de dois estranhos que chegaram à região. Como resultado perderam a maior parte de sua cultura original, incluindo a língua, e passam por um processo de reconstrução de sua identidade como índios, apoiados por ONGs indigenistas. Talvez por isso as vestes “indígenas” que usam diante dos turistas se pareçam tanto com as dos índios do quadro “Primeira Missa do Brasil”, do pintor Pedro Américo. Os Pataxó comumente coabitaram com outros habitantes locais, que passaram a viver na terra indígena e, com um empurrão

antropológico, assumiram-se como índios, o que explica o aumento populacional de 1.500% desde a criação do parque. Como já notado por outros, as garantias dadas pela Constituição de 1988 são um incentivo ao surgimento dos “neo-índios” e “tribos emergentes” que agora pipocam pelo país, atrelados a movimentos de reivindicação de terras e ao senso de oportunidade do brasileiro.

Embora o então IBDF tentasse reassentar os Pataxó e contasse com terras disponíveis nas proximidades, esta iniciativa não se concretizou. Segundo Rocha (1995) o problema foi a relutância da FUNAI em destinar recursos para remover posseiros das terras disponibilizadas, preferindo a solução fácil de ocupar as terras já regularizadas do parque. Em 1980, 8.627 dos 22.500 ha do parque foram desmembrados e alocados para uso pelos Pataxó, que imediatamente se engajaram na venda de madeira e desmatamento da área, além de um *boom* populacional. Em 1990 havia 2.100 Pataxó no interior do parque.

Os Pataxós desmataram mais de 50km² da antiga área protegida, além de se engajarem na retirada seletiva de madeira e piaçava do interior da área “protegida”. Vários incêndios iniciados na área Pataxó adentraram o parque e foi sugerido que tiveram como motivação a busca de autorizações de corte de “madeira morta”. Qualquer um que já esteve na região percebeu o intenso comércio de animais silvestres ao longo das estradas. Os Pataxó, imunes à lei, são atores importantes nesse comércio e o parque nacional é uma das principais fontes de animais, especialmente muitas espécies ameaçadas (Martuscelli 2000). Os Pataxó também têm vendido artesanato que utiliza partes de animais, incluindo penas de espécies ameaçadas inclusive *Harpia harpyja* e *Amazona rhodocorytha*.

É seguro afirmar que os Pataxó são uma das mais importante fonte de destruição do patrimônio natural (e da Humanidade) que é o Parque Nacional do Monte Pascoal, como documentado pelas fotos de satélite que mostram o desmatamento da área por eles ocupada. Isto é mais grave considerando que Monte Pascoal é uma das mais importantes

áreas para aves ameaçadas na Mata Atlântica (Wege e Long 1995) e um dos poucos remanescentes florestais significativos no sul da Bahia, uma área com apenas 0,4% de floresta intacta (Mendonça *et al.* 1994).

Em 19 de agosto de 1999, 300 Pataxós invadiram a sede do Parque Nacional Monte Pascoal, expulsando os funcionários do IBAMA à força. Indigenistas iniciaram uma campanha de opinião pública (veja <http://forests.org/archive/brazil/wrmparbo.htm>) afirmando que os Pataxó habitavam o Monte Pascoal quando os portugueses chegaram e que os índios passaram a “proteger o parque”, transmitindo a idéia de os mesmos são bons selvagens ecologicamente corretos (Cimi 2000). Embora correta ao denunciar a destruição da floresta pelos “brancos”, a campanha pró-Pataxó convenientemente exclui a participação ativa dos índios no processo e a duvidosa tradicionalidade do grupo na área. Apesar do IBAMA obter a reintegração de posse do parque em 17 de novembro de 1999, até março de 2001 esta não havia sido executada devido ao medo de reações negativas da opinião pública. Assim, o governo pusilânime está buscando uma solução negociada e, após uma reunião do Conselho Nacional do Meio Ambiente em 14 de novembro de 2000 foi criada uma comissão para encontrar uma saída para o problema.

Enquanto os políticos discutem, deve-se pensar no que está sendo perdido enquanto os pseudo-habitantes originais do Monte Pascoal estão cuidando do parque. A maioria dos Pataxó quer anular o decreto de criação do parque, abrindo a possibilidade de ocupar suas terras e explorar os recursos comercializáveis.

É sintomático que a campanha pró-Pataxó faça o contraponto entre índios ecologicamente corretos (uma inverdade) e destituídos pela colonização européia (uma verdade) e brancos capitalistas destruidores do meio ambiente (outra verdade). O desvio de prioridades do que hoje se chama conservação, que deixou de se ocupar com a proteção da Natureza para se dedicar a agendas sociais e políticas,

está relacionada à ascensão do pós-modernismo e o que se convencionou chamar de “correção política” entre “cientistas” sociais cujo trabalho tem interfaces com unidades de conservação e manejo de recursos naturais.

O modernismo procura explicar a realidade à luz do conhecimento científico, considerando-o objetivo, ou seja, embora aberto a diferentes interpretações culturais e usos, o conhecimento científico existe exosomaticamente. Os pós-modernistas, por sua vez, consideram que todas as representações são construções de sistemas políticos e que a ciência é apenas uma “narrativa”, não tendo maior validade do que, por exemplo, mitologia tribal. Pós-modernistas podem dar igual credibilidade a diferentes explicações do mundo, independentemente destas se basearem na metodologia científica, folclore ou viagens lisérgicas. Como na campanha pró-Pataxó, há um desejo de reescrever a história a partir do ponto de vista de minorias que sofreram discriminações injustas, freqüentemente considerando estas minorias como moralmente superiores e que seus eventuais pecados são causados pela influência dos brancos colonialistas (Attwell e Cotterill 2000).

Assim, há uma rejeição explícita à base científica da conservação pois, como colocado por Pimbert e Pretty (1997) a própria prática da ciência da conservação tem sido uma das grandes causas da “falha” dos parques e outras áreas protegidas, já que a investigação científica foi dominada desde o século XVII pelo paradigma cartesiano, apoiando uma ciência ocidental com desvios etnocêntricos (veja Spinage 1998).

A influência negativa do pós-modernismo sobre a conservação da Natureza em outros países tem sido discutida recentemente (Spinage 1998, Attwell e Cotterill 2000) e seus efeitos no Brasil seriam um bom tema para uma dissertação. Conservacionistas pós-modernos tem uma agenda política implícita em seu discurso, que lembra a utopia socialista. Pontos-chave desta agenda são o mito do bom selvagem como conservacionista nato, vivendo em

comunidades igualitárias e pacíficas, com posse coletiva da terra. O bom selvagem é criador de biodiversidade e tem vasto etnoconhecimento, aspectos que o tornam melhor gestor de áreas protegidas do que qualquer europeu cartesiano. As unidades de conservação que seguem o modelo “preservacionista” são instrumentos do imperialismo de governos e poderosas ONGs ambientalistas transnacionais, havendo a premente necessidade de transferir poder a comunidades locais (Diegues 1996, 2000; Colchester 2000).

Contraopondo-se a este pseudoparadigma, Milano (2000) afirma que o “fracasso” dos modelos tradicionais de unidades de conservação é outro mito, entre tantos outros sobre o assunto (veja também Brandom 2000) que beneficia apenas consultores, ONGs e outros que vendem modelos “alternativos” que no final das contas pouco tem a ver com animais, plantas e ecossistemas ou mesmo conservação. Por exemplo, o “*local empowerment*” tão em voga não implica necessariamente em melhor conservação. Afinal as populações locais, se tiverem poder, poderão decidir usar seus recursos da forma que lhes traga o maior lucro imediato, e isto em geral é desastroso em termos ambientais, como já documentado em várias ocasiões (Oates 1999).

A influência pós-moderna nas instâncias decisórias sobre meio-ambiente é preocupante. Em agosto de 2000, durante uma reunião no Ministério Público (MP) Federal em São Paulo sobre a invasão de índios Guarani-Mbya no Parque Estadual Intervales, ao discutir a sustentabilidade da caça pelos Mbya em função do tamanho das populações exploradas, taxas de desfrute, entre outros, a argumentação do representante da FUNAI e da antropóloga do MP foi a de que não eram “cartesianos” nem “evolucionistas” e que não iriam tratar a questão nesses termos. Possivelmente eles acreditem que Nhanderu (o criador Guarani) fará com que os animais extintos surjam por geração espontânea. Afinal, para eles, mitos indígenas são tão verdadeiros quanto evidências científicas.

Os Guarani na Mata Atlântica de São Paulo

A Mata Atlântica do litoral brasileiro era ocupada principalmente por povos Tupi (Tupinambá e Tupiniquim entre a Bahia e o Paraná, Potiguar, Caeté e Tremembé ao norte do São Francisco). Foram os Tupiniquim que receberam Cabral, e foi em território Tupiniquim que algumas das primeiras povoações brasileiras, como São Vicente, Cananéia e São Paulo de Piratininga, foram formadas. Do sul de Cananéia até o Rio Grande do Sul habitavam os Carijó, um grupo Guarani, enquanto grupos Jê ocupavam pontos isolados na foz do rio Paraíba (os Goitacá) e rio Doce (Aymoré; Fausto 1998).

Os Tupi e os Carijó provavelmente chegaram à costa atlântica por volta do ano 1.000 d.C., já que as datações aceitas mais antigas situam-se entre 800 e 1.000 d.C., provenientes da bacia do Paraná-Paraguai (Fausto 1998). Buarque (1999) sugere uma datação de 210 ± 90 d.C. para um sítio no Rio de Janeiro, mas esta necessita ser confirmada. O litoral, então, longe de ser despovoado, era ocupado por povos coletivamente designados por Tapuias, que foram deslocados para o interior (Fausto 1998). Por exemplo, uma população de origem “arcaica” foi empurrada para o médio vale do rio Ribeira de Iguape, em São Paulo, refugiando-se na Serra de Paranapiacaba e persistindo na região em que hoje estão os parques estaduais do Alto Ribeira e Intervales até o final do século XVII. Este grupo desapareceu sem ter sido registrado pelos europeus (de Blasis 1999, Robrahm-Gonzáles 1999).

A chegada dos Tupi e Carijós coincide com as datas mais tardias dos sambaquis, montes de conchas deixados por cultura que ocupou o litoral por cerca de 5.000 anos (Uchôa 1982; Figuti 1993, 1999; Gaspar 2000). Não é absolutamente certo o que ocorreu, mas os “homens dos sambaquis” foram eliminados ou absorvidos pelos recém-chegados, cuja cultura belicosa (um Tupinambá poderia casar apenas após matar um inimigo) é bem conhecida

(Fernandes 1970, 1989). Na Ilha de Santa Catarina os Carijó foram antecidos pelos Itararé, cujos vestígios ocorrem nas camadas mais altas dos sambaquis e talvez sejam descendentes dos construtores daqueles (Beck 1972, Silva 1988). As datações dos sítios Itararé mais antigos são do século X d.C., enquanto que os Carijó migraram para a ilha no século XIV, tendo desaparecido das regiões litorâneas no final de 1600 (Caruso 1990).

As novas doenças trazidas pelos colonos europeus e as atividades da nova economia do Brasil-Colônia, notoriamente o tráfico de escravos índios para o trabalho nas lavouras de açúcar, trouxeram o fim para os Tupi, Carijó e outros grupos do litoral, que foram mortos ou acabaram absorvidos pela sociedade colonial. Com exceção de raros remanescentes, como os Tupiniquim do Espírito Santo, em meados do século XVII os povos indígenas originais do litoral sul e sudeste haviam desaparecido como entidades distintas (Schaden 1954, Dean 1995). Hoje alguns grupos estão alegadamente ressurgindo, como os Tupinambá da Bahia, mas se estes realmente apresentam continuidade cultural com populações pré-cabralinas é motivo de questionamentos (Marmelo 2000).

As primeiras levas Guarani chegaram ao litoral de São Paulo em 1835, mais de um século após o desaparecimento ou absorção das culturas indígenas do litoral e da Mata Atlântica vizinha. Apesar das afinidades lingüísticas com os Tupi, com o qual formam uma mesma família, estes grupos apresentam diferenças culturais importantes, como notado por autores anteriores (Ihering 1895, 1907; Schaden 1954). A sua não adaptação ao meio marinho, em oposição aos Tupinambás, grandes pescadores e canoieiros (Staden 1557), é apenas uma. No entanto é comum ver indigenistas tratando os Tupi e os Guarani como se fossem um único povo, aparentemente para subsidiar afirmações de “posse tradicional da terra”.

Um grupo Guarani-Nhandeva oriundo do Paraguai cruzou o interior do Paraná até se estabelecer na região da Serra dos Itatins, próximo à atual Itariri e junto à Estação Ecológica Juréia-Itatins (Nimuendaju 1987).

Eventualmente, outras aldeias foram fundadas próximas a Itanhaém e Iguape. No início do século XX os Guaranis do litoral mostravam intensa relação com a população não-indígena, incluindo casamentos, sendo descritos como cristãos e mantendo poucos de seus costumes (Ihering 1907). Além dos Nhandeva, entre 1830 e 1854 os Kaiová também se deslocaram do Paraguai e Mato Grosso para São Paulo ao longo do vale do Paranapanema até Itapetininga, mas ainda não haviam sido notados no litoral até o início do século XX (Ihering 1898, 1907) parecendo ter desaparecido do litoral ou se mesclado aos outros grupos desde então. Ihering (1911) mostra que no litoral paulista do início do século havia aldeamentos Guarani apenas na vizinhança de Itariri e entre Itanhaém e Santos, enquanto que alguns anos antes (Ihering 1907) havia grupos dispersos entre Peruíbe e Iguape.

Foi apenas em 1921 que o primeiro grupo Mbya (o terceiro subgrupo Guarani, que se assume como distinto dos demais) chegou às florestas do litoral paulista, provenientes do Paraguai e norte da Argentina, e ostensivamente em peregrinação messiânica em busca da “terra sem males” existente além do oceano. Este grupo finalmente chegou ao oceano e, impossibilitado de atingir seu objetivo, estabeleceu-se na região (Schaden 1954, Nimuendaju 1987, Ladeira e Azanha 1988). Outros se seguiram, em um fluxo que continua até hoje. Grupos Guarani (principalmente Mbya) provenientes da região missionera da Argentina e do Paraguai continuam migrando para leste. Os antropólogos tem atribuído estas migrações à busca messiânica da “terra sem mal” nas proximidades ou outro lado do oceano (Nimuendaju 1987) e à “natureza nômade” do Guarani. Religião à parte, é surpreendente que pouca atenção tenha sido dada à crescente ocupação da pátria Guarani pela agricultura e pecuária comerciais, especialmente no Paraguai (Lowen *et al.* 1995, Terborgh 1999) e o fato de que populações indígenas nos países vizinhos enfrentam condições ainda mais difíceis do que as do Brasil. Tanto quanto a religião, esses fatores devem pesar na decisão

de migrar para o litoral e é preocupante que haja o contingente estimado em 15.000 Guarani vivendo na região fronteira pode resolver vir procurar a “terra sem mal” em um Brasil onde são inimputáveis perante a lei.

Em São Paulo existiam 14 aldeias Guarani com um total de 1.850 habitantes em abril de 2000. Existem 9 terras indígenas homologadas, duas delas (Boa Vista, com 920,66 ha, e Aguapeú, com 4.372,25 ha) apresentando sobreposição total com o Parque Estadual da Serra do Mar, enquanto duas (Rio Silveira, 948,4 ha, e Rio Branco, 2.856,1 ha) apresentam sobreposição parcial. Cumpre notar que o parque foi decretado em agosto de 1977, enquanto que as terras indígenas foram homologadas, em sua maioria, em 1987. A TI Aguapeú o foi apenas em 1998, tendo estado desocupada até pelo menos 1997, quando se cogitava a criação de uma nova UC na área aproveitando o repasse de terras de propriedade de recém-privatizada companhia ferroviária (F.O., obs. pess.).

As populações de todas as aldeias Guarani estão engajadas em atividades de extração de palmito e coleta de plantas (especialmente orquídeas e bromélias), que são vendidas nas feiras do litoral e Grande São Paulo, e na caça de subsistência para consumo próprio. Estas atividades são praticadas no interior das UC's próximas às aldeias. Assim, os Guarani da aldeia de Itariri caçam muriquis (*Brachyteles arachnoides*), entre outras espécies, e retiram palmito do interior da Estação Ecológica Juréia-Itatins, tendo havido a prisão de um grupo de índios pelo último motivo (Martuscelli *et al.* 1994, I. Mazzarella com. pess.). Os Guarani da aldeia Krukutu, na Grande São Paulo, retiram palmito no Parque da Serra do Mar, onde também instalam suas armadilhas. Uma destas, instalada para “pegar veado”, matou uma suçuarana (*Puma concolor*) incorporada ao acervo do Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo (F.O., obs. pess.).

A extinção local de animais tem causado problemas para os Guarani. Em um episódio esclarecedor em 1994, quando F.O. trabalhava para o Instituto Florestal de São Paulo, um agrônomo que prestava assistência à aldeia Rio

Silveira o consultou sobre a possibilidade de translocar capivaras *Hydrochaerus hydrochaeris* do super-povoado Parque estadual Ilha Anchieta para a terra indígena a fim de que “os índios tivessem o que caçar e comer”. Inquirido sobre por quê não buscava alternativas mais sustentáveis como a criação de animais (incluindo capivaras) para consumo, a resposta foi de que “isto não está na cultura indígena”. Aparentemente os Guarani encontraram alternativas para sua falta de proteínas pois a aldeia do Rio Silveira hoje tem uma taxa de crescimento bastante alta.

Uma das áreas recentemente ocupadas pelos Guarani foi o Parque Nacional de Superagui, no Paraná. Segundo o IBAMA, índios vindos do Rio Grande do Sul e Santa Catarina teriam sido transportados pela FUNAI para lá em 1992 (Gazeta do Paraná 19/11/2000). O fato é que não havia nenhuma ocupação indígena da área quando da criação do parque, e aliás muito tempo antes disso. Em 2000 havia 29 índios (7 famílias) na Aldeia Morro das Pacas, vivendo da agricultura e pesca. Vários episódios de índios do Superagui e da vizinha Ilha da Cotinha (esta sim uma área indígena decretada) capturando e comercializando animais, inclusive espécies em perigo como *Amazona brasiliensis* e o mico-leão-caiçara *Leontopithecus caissara*, tem sido registrados (Vivekananda 1994). Um cacique chegou a ser preso com cinco papagaios destinados ao tráfico, sendo liberado após pagar fiança.

A invasão do Superagui parece se originar do fenômeno freqüente de cisão de grupos indígenas e da predisposição da FUNAI e de indigenistas de orientar as dissidências a se instalarem em unidades de conservação. Ao contrário do que ocorre com terras privadas, onde ações de reintegração de posse são bem-sucedidas em retirar índios invasores, os governos tem sido relutantes em fazer o mesmo nas UC's. Em julho de 2000 a solução sugerida para a cisão da aldeia de Bananal, em Peruíbe (a facção rival expulsou violentamente a parcela evangélica da comunidade) pelo Ministério Público Federal e pela FUNAI foi instalar os desalojados na Estação Ecológica

Juréia-Itatins (A Tribuna de Santos, 5/7/2000), o que felizmente não aconteceu.

No final de 1992 um grupo de quatro índios Guarani provenientes das ilhas do Superagui e das Peças, no Paraná, foi introduzido no Parque Estadual da Ilha do Cardoso (PEIC) na localidade denominada Sítio Grande. Segundo relatado pelo cacique Marcílio e pelo Sr. João Cardoso, cuja família reside no Sítio Grande desde a década de 1890, os índios foram trazidos na embarcação de uma empresa de ecoturismo e ONG sediada em Cananéia (esta informação consta no Processo SMA/SP 30.367/95).

Esta afirmação foi objeto de um processo de calúnia e difamação movido pelo proprietário da referida empresa contra a pessoa que relatou o ocorrido aos técnicos da Secretaria de Meio Ambiente. Verdade ou não, é fato que anúncios publicados nos cadernos de turismo dos grandes jornais paulistas (Folha e Estado de São Paulo) logo após a chegada dos Guarani mostram que sua aldeia era utilizada como uma atração a mais no seu pacote turístico. A aldeia Guarani no parque do Superagui também é uma atração turística (veja <http://www.superagui.net/p33.htm>).

Após a chegada dos primeiros índios, outros começaram a migrar para o local, contando com o transporte oferecido por terceiros, uma vez que não contam com embarcação própria nem tem a tradição de construção naval e uso de barcos. A liderança da aldeia tem uma política ativa de trazer seus “parentes” vindos do sul do país para o parque, onde teriam melhores condições de vida. Em 15 de agosto de 1995 havia 46 índios vivendo na Ilha do Cardoso, incluindo quatro provenientes de Itanhaém. Este número sofre oscilações com as idas e vindas dos Mbya.

Em 1995-96 vários laudos técnicos foram elaborados pelo Instituto Florestal, Instituto Geológico e Instituto de Botânica de São Paulo a fim de subsidiar uma eventual ação judicial da Secretaria de Meio Ambiente de São Paulo para retirada dos Guarani do parque, todavia esta ação não teve seguimento evitando-se o desgaste político do então secretário de meio-ambiente. Todos os laudos apontavam danos

ambientais significativos provocados pelos Guarani no ecossistema insular. Por exemplo, o número de porcos-do-mato *Tayassu* spp. caçados pelos índios em 1995 era três vezes superior à taxa de desfrute sustentável estimada com base nas populações recenseadas na ilha, além de ter sido observado o corte intensivo de palmeiras (*Syagrus romanzoffiana* e *Euterpe edulis.*) e a venda de animais silvestres em Cananéia (Processo SMA/SP 30.367/95; veja também Martuscelli e Olmos 1997).

Visita recente (setembro 2000) de pesquisadores da UNESP na aldeia da Ilha do Cardoso revelou 75 índios, um aumento de 18 vezes na população em menos de oito anos. Cerca de 5 ha de mata nativa haviam sido derrubados recentemente e foram encontradas vários restos de macacos, porcos do mato e outros animais abatidos pelos índios, além de grande número de cães domésticos pertencentes aos índios à solta no parque. A comunidade tem hoje como uma das principais fontes de renda a venda de artesanato feito em madeira de caixeta extraída no próprio parque.

Nova cisão dos Guarani levou à saída de algumas famílias da Ilha do Cardoso que, por incrível coincidência, se estabeleceram em outra unidade de conservação, a Estação Ecológica Juréia-Itatins, em abril de 1998, acompanhados de índios de outras aldeias. Testemunhas relatam que os índios chegaram em veículos (E. Pires de Campos, com. pess.). Uma nova cisão do grupo no início de 2000 fez com que o grupo dissidente, com quatro famílias e 18 pessoas, se estabelecesse no núcleo Quilombo do Parque Estadual Intervales, no sopé da Serra de Paranapiacaba. Em fevereiro de 2001 esse número havia subido para oito famílias e uma aldeia havia sido estabelecida (O Estado de São Paulo, 25/02/2001). É sugestivo que esta foi a quarta UC´s invadida em seqüência, enquanto terras particulares foram evitadas.

O Parque Estadual Intervales é uma das mais importantes reservas da Mata Atlântica do sudeste brasileiro. Ali já foram registradas 355 espécies de aves, incluindo muitos dos endemismos da Mata Atlântica e 37 espécies

consideradas ameaçadas (Aleixo e Galetti 1997). Juntamente com seu vizinho, o Parque Estadual Carlos Botelho, Intervales é considerada a melhor esperança para a sobrevivência de populações viáveis de muriquis *Brachyteles arachnoides* e jacutingas *Pipile jacutinga*, entre outras espécies ameaçadas (Strier e Fonseca 1996, Aleixo e Galetti 1997, Galetti *et al.* 1997).

A exuberância desta UC se deve principalmente ao fato desta e de Carlos Botelho terem sido criados com a preocupação de ter resolvida suas questões fundiárias, da existência de esquemas de fiscalização efetiva e, principalmente, da ausência de ocupantes humanos em seu interior. É marcante a diferença entre estas unidades e outras, com ocupantes humanos, onde encontrar espécies interessantes é muito mais difícil (Olmos e Galetti no prelo).

Até a invasão indígena, Intervales não havia sofrido perturbação significativa por quase quatro décadas, exceção feita à insensata demissão de guarda-parques em 1995, o que produziu uma corrida de palmiteiros e caçadores à área e a conseqüente morte de antas e jacutingas (veja Galetti e Chivers 1995, Galetti *et al.* 1997). Então, quando a situação parecia ter melhorado, os Guarani iniciaram a derrubada da floresta baixo-montana para suas roças, a retirada de palmito e a caça.

Nenhuma atitude prática foi tomada pela Secretaria de Meio Ambiente de São Paulo para retirar os Guarani das UC's ocupadas. Realizando a máxima de que quando você não quer resolver algo cria-se um comitê, em 1997 foi criado um grupo interinstitucional para discutir formas de compatibilização da presença Guarani na Ilha do Cardoso. Esta decisão contrariou todos os pareceres técnicos existentes, exceto naturalmente os dos indigenistas. Deve ser dito que hoje não se observa a venda de palmito, animais silvestres e carne de caça pelos Guarani em Cananéia da forma aberta como ocorria anteriormente, e consta estar havendo controle sobre as novas áreas desmatadas. No entanto a caça continua a ser realizada ao bel-prazer dos índios, apoiados pela visão de que as formas “tradicionais” de

manejo tornarão esta exploração sustentável, mas sem considerar o fato de que as espécies exploradas estão em uma ilha onde a possibilidade de recolonização é baixa.

Em recente entrevista sobre a invasão dos parques paulistas pelos Guarani o atual secretário de meio-ambiente de São Paulo fugiu da questão dizendo que “é um problema para a FUNAI resolver” (Mansur e Viotto 2000). Ao mesmo tempo as circunstâncias que sugerem fortemente um papel ativo de ONGs indigenistas na invasão dos parques não tem sido apreciadas, nem mesmo pelos representantes do Ministério Público. A covardia de políticos ditos ambientalistas, que temem as conseqüências de se indispor com populações indígenas, mas não a de estarem comprometendo as áreas naturais e o patrimônio sob sua responsabilidade, é lugar comum no imbróglio populações tradicionais-UC's.

Ambiental ou Social?

No confronto entre os indigenistas lutando pelos “direitos” das populações indígenas, e aqueles que querem conservar as UC's e a biodiversidade, a desinformação é uma arma comum dos primeiros. Se formos acreditar na informação veiculada por grupos que defendem os interesses de Pataxós e Guaranis, Pedro Álvares Cabral foi recepcionado pelos dois grupos e não pelos Tupiniquim, e o território original Guarani cobre o Brasil do Pará ao Rio Grande do Sul, com filiais rio Amazonas acima. Levando a sério sua propaganda politicamente correta, mas dissociada do mundo real, doenças, guerras e fome não existiam nas Américas antes da chegada dos europeus. Enquanto os conservacionistas tentam expor seus argumentos em termos objetivos e apresentando argumentos científicos e históricos, os indigenistas não se acanham em apresentar sua própria versão da realidade, algo por sinal muito pós-moderno.

Ao mesmo tempo, acusações de comportamento pouco ético por parte de

funcionários da FUNAI feitas por gerentes de UC's invadidas por índios são frequentes e os representantes do Ministério Público, em sua maioria, tem aceitado informações dúbias e inverdades como fatos e se recusado a atuar, privilegiando assim uma minoria étnica em prejuízo dos direitos da sociedade como um todo. Em sua arrogante postura antropocêntrica, os advogados da permanência de “comunidades tradicionais” nas áreas protegidas alinham-se ideologicamente a outros setores que consideram aceitável a destruição do patrimônio coletivo, de espécies e de opções para as gerações futuras em prol dos interesses de curto prazo de uma minoria.

Muito do exposto anteriormente não é novidade. Dean (1996) já discutiu de forma arguta a história da associação entre o movimento ambientalista e as “populações tradicionais” da Mata Atlântica e muitas das inconsistências, mitos e falhas das premissas assumidas por algumas estratégias de conservação em voga no Brasil. O surpreendente tem sido a dificuldade de alguns setores em deixar para trás aquilo que é reconhecidamente errôneo e buscar avanços que realmente impliquem em conservação da Natureza. Certamente porquê é difícil renegar carreiras acadêmicas ou de consultoria construídas sobre pés de barro.

Obviamente, a associação entre a conservação da biodiversidade e “povos tradicionais” não se deve apenas a mitos. Entre uma monocultura de soja e uma área de floresta, mesmo que secundária e sem muitas de suas espécies originais, é óbvio que a segunda é ecologicamente muito mais importante. Muitas terras indígenas na Amazônia têm baixa densidade populacional, sendo habitadas por povos que ainda não estão engajados no uso destrutivo de seu capital natural. Se as circunstâncias forem mantidas dessa forma no futuro, estas áreas continuarão a ser valiosas para conservação da biodiversidade. A questão é que isso é duvidoso para muitas áreas, sendo necessário senso crítico para diferenciar o utópico do real.

O uso futuro de terras indígenas e outros territórios “tradicionais” para conservar a

biodiversidade é discutível pois seus ocupantes em muitos casos já iniciaram um processo de liquidação de seus recursos naturais, incluindo a autorização do uso de suas terras por madeireiros e garimpeiros e a exploração predatória da fauna local (Redford e Stearman 1993, Peres 1994, Rocha 1997, Redford e Sanderson 2000). Se terras indígenas, reservas extrativistas e similares devem servir como refúgios da biodiversidade e proporcionar os serviços ambientais de que toda a humanidade necessita, então muitas das práticas atuais deverão ser substituídas por outras que impliquem em novos limites aos direitos atuais daquelas populações (Peres 1994).

Da mesma forma que grandes empresas têm destruído a biodiversidade brasileira, também contabilizam-se iniciativas extremamente valiosas que tem sido financiadas ou mesmo conduzidas por empresas da mesma categoria. Embora tenha sido mencionada uma série de casos em que “populações tradicionais” agiram como destruidoras da Natureza, há outros casos em que elas tem sido parceiras valiosas e formidáveis de iniciativas conservacionistas (Redford e Mansour 1996). No Brasil, F.O. testemunhou os c. 180 habitantes da Terra Indígena Uru-Eu-Wau-Wau defendendo ativamente uma área de 1,87 milhões de hectares contra madeireiros e colonos assentados ilegalmente pelo INCRA, ao mesmo tempo que apresentam uma relação muito favorável entre a extensão de sua área e a magnitude do impacto que causam. Os Xavante tem procurado conservar a fauna cinegética com apoio de pesquisadores, criando áreas protegidas no interior de sua reserva em Pimentel Barbosa, Mato Grosso (Sá *et al.* 2000). A criação de áreas estritamente protegidas no interior de terras indígenas, com apoio da população local, tem sido advogado por instituições como o Instituto Sócio Ambiental (veja <http://www.isa.org>, também Colchester 2000) e pode abrir um novo capítulo, mais realista, para a conservação da biodiversidade em terras indígenas.

Desta maneira, deve ficar claro que a discordância quanto à presença de índios,

caçaras ou quilombolas, assim como a de qualquer ocupação e exploração humana, no interior das UC's da Mata Atlântica (ou qualquer outro bioma) não se baseia em considerações étnicas, mas sim devido ao dano ambiental que as mesmas causam e à ameaça que suas atividades e seu crescimento populacional potencial representam aos ínfimos 3% do território nacional destinado à proteção integral da biodiversidade, patrimônio de toda a nação brasileira.

O bioma da Mata Atlântica (*sensu lato*) abriga 688 espécies de aves, incluindo 200 endemismos. Apenas 17 endemismos utilizam habitats perturbados, e 419 espécies ocorrem quase exclusivamente em habitats pouco perturbados, de forma que não é surpreendente que 68% destas espécies sejam consideradas raras (Goerck 1997). Várias espécies deverão pagar o “débito de extinção” resultante da perda de seus habitats e diminuição de suas populações, e irão se extinguir nos próximos anos se a tendência de destruição de habitat e exploração direta que hoje se observa mesmo no interior de áreas protegidas não for revertida (Brooks e Balmford 1996, Pimm 2000). Se “cientistas” sociais querem tentar conservar a biodiversidade com suas estratégias politicamente corretas, devem tentar fazê-lo fora de áreas biologicamente importantes e das unidades de conservação. Se suas experiências derem certo, os conservacionistas serão os primeiros a reconhecer seu sucesso e apóia-los. Se derem errado, todavia, nada tão importante terá sido perdido, ao contrário do que hoje ocorre nas unidades de conservação invadidas ou ocupadas.

No caso da ocupação das UC's pelos índios não há soluções simples para o problema. A FUNAI e os indigenistas cristalizaram suas posições, sendo intransigentes quanto à retirada de índios de UC's e sua transferência para áreas ecologicamente menos preciosas onde possam viver dignamente. É obvio que preocupações sobre a destruição do patrimônio natural não passam pela cabeça destas pessoas, que além de utilizar um discurso dúbio para provar seu ponto de vista, comumente atacam seus críticos chamando-os de racistas e

acusando-os de tratar os índios como se fossem animais (entrevista do ex-presidente da FUNAI, Carlos Marés, à Gazeta do Paraná em 19/11/2000), o que, vale lembrar, todos os seres humanos são..

Mas a questão é exatamente oposta. Os Guarani, Pataxó e demais grupos indígenas são formados por seres humanos, com as virtudes e defeitos inerentes à condição que toda a humanidade compartilha. Eles não são seres glorificados, com uma sapiência e ética super-humanas, como querem alguns. É exatamente pelo fato dos índios serem tão humanos como todos nós, esgotando recursos, extinguindo espécies e tendo um crescimento demográfico explosivo, é que sua presença nas áreas protegidas é uma ameaça à biodiversidade da Mata Atlântica. Desde sua origem os humanos sempre procuraram simplificar e homogeneizar o mundo natural para suas finalidades (Janzen 1994). Povos “tradicionais” não são diferentes.

A invasão de áreas protegidas por grupos indígenas, cuja presença nessas áreas é recente e em muitos casos posterior à sua criação, ameaça o patrimônio nacional, definido na Constituição, que é a Mata Atlântica. Isto viola o direito constitucional que todo cidadão brasileiro tem a um meio-ambiente íntegro e saudável. Os direitos de uma minoria, embora importantes, colidem com o direito da sociedade como um todo e o de milhões de formas de vida que, do mesmo modo, também tem direito à existência.

Não é possível entender por quê o fato de seus ancestrais haverem chegado na América há 10.000 anos ou mais, terem sido escravos escapados, ou ocupado uma fazenda de cana abandonada há 100 anos, dá a determinado grupo o direito de destruir um patrimônio natural único que pertence a toda a humanidade e tem o direito intrínseco e inalienável de existir. Não é admissível que os mais importantes remanescentes da Mata Atlântica sejam degradados e as últimas populações de animais ameaçados percam seus habitats e vão para a panela porque um grupo étnico está esperando sua versão do fim do mundo ou organizações não-governamentais,

através da prevalência de sua visão sócio-política, pretendam criar uma reserva de mercado para seus serviços. Dificilmente veríamos a tolerância hoje demonstrada pelas autoridades se fosse uma das muitas seitas apocalípticas de não índios a invadir os parques em busca de sua “terra prometida”.

Para manter as “populações tradicionais” nas UC’s da Mata Atlântica têm sido propostos modelos de extrativismo e mesmo manejo de caça baseados em experiências feitas na Amazônia (Begossi 1998). Mas a Mata Atlântica não é a Amazônia e apresenta uma situação muito diferente em termos de área, estado de degradação, risco de extinções e densidade demográfica tanto humana como das espécies exploradas (Galetti no prelo). Propostas de transpor modelos amazônicos de “uso sustentável” como as reservas extrativistas para um bioma em que boa parte das espécies está sob risco são altamente discutíveis, especialmente se considerarmos que a Mata Atlântica está inserida em uma região onde áreas e formas de uso intensivo da terra estão amplamente disponíveis.

Deve-se parar de camuflar como “conservação da natureza” propostas que implicam na manutenção de populações em estado de “cultura tradicional” quando tal cultura se expressa pela extrema pobreza técnica e econômica, e é resultado de histórica dominação sócio-econômica e exclusão social (Milano 2000), além de acarretar a perda de um patrimônio natural insubstituível. Indivíduos pertencentes a “populações tradicionais” tem todo o direito à ascensão social e à prosperidade econômica, e a busca destas tem estado por trás de muito do dano que causam às áreas protegidas que habitam, de forma que o direito individual e o coletivo se chocam. Por isso advoga-se que as ditas “populações tradicionais” sejam relocadas do interior de áreas importantes para a conservação e recebam as condições para que sejam cidadãos efetivos, e não curiosidades para visita turística ou assunto de mera produção acadêmica.

Existem hoje 551.210 índios no Brasil, pertencentes a 225 povos. Destes, 358.310 são

aldeados, 192 mil índios estão vivendo nas cidades e em torno de 900 são “isolados” ou “não-contatados” pelo órgão indigenista oficial (dados do Conselho Indigenista Missionário, <http://cimi.org.br>). A população indígena brasileira está crescendo a uma taxa estimada entre 3 e 5%, superior à média nacional de 1,6% obtida entre 1996 e 2000. Os Guarani (todos os subgrupos incluídos), além de serem o povo indígena mais numeroso, com estimados 30.000 indivíduos, também apresentam algumas das maiores taxas de crescimento vegetativo. Por exemplo, a aldeia Rio Silveira, em São Sebastião, São Paulo, tem visto sua população crescer a 7,5% ao ano graças a um programa de saúde infantil muito eficiente implantado pela prefeitura local.

É excelente que os povos indígenas estejam se tornando mais numerosos, recuperando-se das perdas da colonização. Mas há problemas à vista na afirmação de Mauro Karai, liderança de Rio Silveira: “Queremos ampliar a área demarcada porque a população está crescendo, e logo o espaço não será suficiente para todas as famílias.” Some-se a isso a migração dos Guarani vindos de outros países.

Já vimos o que ocorreu no Monte Pascoal, e o mesmo acontecerá em outras áreas protegidas se a sociedade continuar a permitir que sejam usadas como a solução fácil para a cisão de comunidades ou crescimento populacional. É necessário encontrar uma solução que tanto dê uma opção de vida digna e com perspectivas positivas para a população indígena, como não implique em maior pressão sobre o que restou da Mata Atlântica. É claro que qualquer pessoa com um mínimo de senso reconhece as injustiças sofridas por um sem-número de povos durante a colonização, mas a preocupação em reparar esses erros é de alçada da política e da história, e não da conservação, sendo um erro irreparável vincular as duas coisas. Tanto quanto as populações indígenas, as unidades de conservação são remanescentes da ocupação abusiva do território nacional durante a colonização européia.

Destruir o Monte Pascoal, Intervalos ou qualquer outra área biologicamente importante

para satisfazer um possível débito histórico e realizar uma dúbia reforma agrária não é aceitável. O direito à existência das espécies que tem naquelas áreas sua única chance de chegar ao próximo século é no mínimo tão importante quanto o direito à terra que os Pataxó, Guarani, caiçaras, quilombolas e qualquer brasileiro tem. Mas enquanto “povos tradicionais” adaptam-se à realidade da economia e da sociedade atuais e aprendem a caminhar com as próprias pernas, sem as muletas do paternalismo assistencialista dos que querem ser seus intermediários com a sociedade maior, aquelas espécies estão atreladas a seus habitats. Os Guarani podem ser vistos vendendo artesanato e fazendo compras em supermercados no centro de São Paulo, e mesmo assim continuam Guarani. As espécies da Mata Atlântica não tem essa opção.

Pode-se oferecer uma sugestão óbvia. Há áreas suficientes e extensas dentro da “região de perambulação” Guarani e na “terra ancestral” Pataxó adequadas para várias das atividades econômicas praticadas por essas populações mas que são de importância menor para conservar os recursos naturais e a biodiversidade. Por exemplo, o Vale do Ribeira, em São Paulo, tem grandes extensões de

bananais sub-utilizados e vegetação secundária sem grande valor para conservação mas que são perfeitamente aptos ao cultivo e algumas modalidades de extrativismo.

Se a FUNAI e indigenistas pararem de buscar “soluções” fáceis para a questão de onde colocar a crescente população indígena da Mata Atlântica, estas áreas poderiam ser desapropriadas e transformadas em Terras Indígenas e nelas serem implantados projetos que permitam que as comunidades tenham um padrão de vida digno, além de sustentável tanto ambiental como economicamente. O mesmo vale para caiçaras que habitam as unidades de conservação.

Se forem vencidos obstáculos culturais tanto por parte dos índios, como por parte de indigenistas que imaginam como eles deveriam viver, projetos agrofloretais e de piscicultura como os que têm se iniciado de forma incipiente em terras indígenas de outras partes do Brasil seriam componentes valiosos nas paisagens onde as unidades de conservação se inserem e colaborariam para formar os desejados “corredores ecológicos”. As populações indígenas seriam então, e verdadeiramente, parceiras na conservação da biodiversidade.

Bibliografia

Adams, C. (2000). *Caiçaras na Mata Atlântica: pesquisa científica versus planejamento e gestão ambiental*. São Paulo: Annablume/FAPESP.

Alcorn, J. (1993). Indigenous people and conservation. *Conserv. Biol.* 7: 424-426.

Alcover, J. A., A. Sans e M. Palmer (1998). The extent of extinction of mammals on islands. *J. Biogeography* 25: 913-918.

Aleixo, A. e M. Galetti (1997). The conservation of the avifauna in a lowland Atlantic Forest in Brazil. *Bird Conserv. Int.* 7: 235-261.

Aleixo, A. e J. M. Vielliard (1995). Composição e dinâmica da avifauna da Mata Santa Genebra, Campinas, São Paulo, Brasil. *Rev. brasil. Zool.* 12: 493-511.

Alvard, M. S. (1993). Testing the ‘ecologically noble savage’ hypothesis: interspecific prey choice by Piro hunters of Amazonian Peru. *Human Ecology* 21:355-387.

Alvard, M. S. (1995). Intraspecific prey choice by Amazonian hunters. *Current Anthropology* 36:789-818.

Alvard, M. S., J. G. Robinson, K.H. Redford e H. Kaplan (1997). The sustainability of subsistence hunting in the Neotropics. *Conserv. Biol.* 11: 977-982.

Alvarenga, H. M. F. (1998). Sobre a ocorrência do condor (*Vultur gryphus*) no Holoceno da região de Lagoa Santa, Minas Gerais, Brasil. *Ararajuba* 6: 60-63.

Anderson, A. B., P. Magee, A. Gély e M.A. Gonçalves (1995). Forest management patterns in the floodplain of the Amazon estuary. *Conserv. Biol.* 9:47-61.

Avelar, A. M. A. (1998). Projeto Úmidas / Comissão de Populações Tradicionais – Diagnóstico e identificação de problemas de populações tradicionais. <http://www.rondonia.ro.gov.br/MEM/9/1/DiagProb.htm>

Arredondo, O. (1981). The great predatory birds of the Pleistocene of Cuba. *Smith. Contr. Paleobiol.* 27: 169-187.

Attwell, C. A. M. e F. P. D. Cotterill (2000). Postmodernism and African conservation science. *Biod. conserv.* 9: 559-577.

Balée, W. (1992a). People of the fallow: a historical ecology of foraging in lowland South America. p. 35-57 Em: K.H. Redford e C. Padoch (eds.) *Conservation of Neotropical forests: working from traditional resource use*. New York: Columbia University Press.

Balée, W. (1992b). Indigenous history and Amazonian biodiversity. p.185-1997 Em: H. K. Steen e R.P. Tucker (eds.) *Changing tropical forests: historical perspectives on today's challenges in Central and South America*. Washington: Duke University Press.

Balée, W. (1993). *Footprints of the forest: Ka'apor ethnobotany – the historical ecology of plant utilization by an Amazonian people*. New York: Columbia University Press.

Barborak, J. (1997). Mitos e realidades da concepção atual de áreas protegidas na América Latina. p. 39-47 Em: *Anais do I Congresso Brasileiro de Unidades de Conservação*, Curitiba.

Beck, A. (1972). *A variação do conteúdo cultural dos sambaquis - litoral de Santa Catarina*. São Paulo: Tese de Doutorado, USP.

Begazo, A.J. e R.E. Bodmer (1998). Use and conservation of Cracidae (Aves: Galliformes) in the Peruvian Amazon. *Oryx* 32: 301-309.

Begossi, A. (1998). Extractive reserves in the Brazilian Amazon: an example to be followed in the Atlantic forest? *Ciência e Cultura* 50: 24-28.

Bodmer, R.E., J.W. Penn, P. Puertas, L. Moya e T.G. Fang (1997). Linking conservation and local people through sustainable use of natural resources: community-based management in the Peruvian Amazon. p. 315-358 Em: C.H. Freese (ed.) *Harvesting wild species*. Baltimore: Johns Hopkins.

- Brandon, K. (1998). Policy and practical considerations in land-use strategies for biodiversity conservation, p. 90-114. Em: R. Kramer, C. van Schaik e J. Johnson (eds.). *Last stand: protected areas and the defence of tropical biodiversity*. Oxford University Press.
- Brandon, K. (2000). Natural protected areas and biodiversity conservation, p. 1-10. Em: *Anais do II Congresso Brasileiro de Unidades de Conservação*, Campo Grande.
- Brito, M. C. W. (2000). *Unidades de conservação: intenções e resultados*. São Paulo: Fapesp/Annablume.
- Brooks, T. e A. Balmford (1996). Atlantic forest extinctions. *Nature* 380: 115.
- Brown, K. S. (1996). Diversity of Brazilian lepidoptera: history of study, methods for measurement and use as indicator for genetic, specific and system richness. p. 221-253 Em: Bicudo, C. E. de M. e N. A. Menezes (eds.). *Biodiversity in Brazil: a first approach*. São Paulo: CNPq.
- Brown, K. S. e G. G. Brown (1992). Habitat alteration and species loss in Brazilian forests. p. 119-142 Em: Whitmore, T. C. e Sayer, J. A. (eds.) *Tropical deforestation and species extinction*. New York: Chapman e Hall.
- Bruner, A. G., R. E. Gullison, R. E. Rice, e G. A. B. da Fonseca (2001). Effectiveness of parks in protecting tropical biodiversity. *Science* 291: 125-128.
- Brunton, R. (1995). *Tall green tales*. Melbourne: IPA.
- Buarque, A. (1999). A cultura Tupinambá no Rio de Janeiro. p. 307-320 Em: M. C. Tenório (org.) *Pré-história da Terra Brasilis*. Rio de Janeiro: Ed. UFRJ.
- Cardoso da Silva, J. M. e M. Tabarelli (2000). Tree species impoverishment and the future flora of the Atlantic forest of northeast Brazil. *Nature* 404: 72-74.
- Cartelle, C. (1999). Pleistocene mammals of the cerrado and caatinga of Brazil. p. 27-46 Em: J. F. Eisenberg e K. H. Redford *Mammals of the Neotropics vol. 3*. Chicago: Chicago University Press.
- Cardim, F. (1980). *Tratados da terra e gente do Brasil*. São Paulo, Itatiaia.
- Caruso, M. M. L. (1990). *O desmatamento da Ilha de Santa Catarina de 1500 aos dias atuais*. Florianópolis: Editora UFSC.
- Cimi (Conselho Indigenista Missionário) (2000). Para preservar é preciso afastar o índio da terra? *Porantim* 230: 8-9.
- Coimbra-Filho, A.F. e I.G. Câmara (1996). Os limites originais da mata atlântica na região nordeste do Brasil. Rio de Janeiro: FBCN.
- Colchester, M. (2000). Self-determination or environmental determinism for indigenous peoples in tropical forest conservation. *Conserv. Biol.* 14: 1365-1367

Dawkins, R. (1998). Postmodernism disrobed. *Nature* 394: 141-143.

Dean, W. (1996). *A ferro e fogo: a história e a devastação da Mata Atlântica brasileira*. São Paulo: Companhia das Letras.

Denevan, W. M. (1987). The aboriginal population of Amazonia. p. 205-235 Em: W. M. Denevan (org.) *The native population of the Americas in 1492*. Madison: The University of Wisconsin Press.

Denevan, W. M. (1992). “The Pristine Myth”: the landscape of the Americas in 1492. *Annals of the Association American Geographers* 82(3):369-385.

Diamond, J. (1989). The present, past and future of human-caused extinctions. *Phil. Trans. R. Soc. London* 325: 469-477.

Diamond, J. (1997). *Guns, germs and steel: the fates of human societies*. New York: Norton.

Diegues, A. C. (1996). *O mito moderno da natureza intocada*. São Paulo: Hucitec.

Diegues, A. C. (2000). Saberes tradicionais e etnoconservação, p. 9-22 Em: A. C. Diegues e V. M. Viana (eds.) *Comunidades tradicionais e manejo de recursos naturais da Mata Atlântica*. São Paulo: NUPAUB/USP

de Blasis (1999). Em: M. C. Tenório (org.) *Pré-história da Terra Brasilis*. Rio de Janeiro: Ed. UFRJ.

Dourojeanni, M. J. (1997). Áreas protegidas: problemas antiguos e nuevos, nuevos rumbos, p. 69-109. Em: *Anais do I Congresso Brasileiro de Unidades de Conservação*, Curitiba.

Dourojeanni, M. J. (2000). Conflictos socio-ambientalis en unidades de conservación de América Latina, p. 36-56. Em: *Anais do II Congresso Brasileiro de Unidades de Conservação*, Campo Grande.

Eldredge, N. (1998). *Life in the balance: humanity and the biodiversity crisis*. Princeton University Press, Princeton.

Ellis, R. (1999). *Men and whales*. New York: Lyons Press.

Fausto, C. (1998). Fragmentos da história e cultura tupinambá: da etnologia como instrumento crítico do conhecimento etno-histórico, p. 381-396. Em: M. C. Cunha (org.) *História dos Índios do Brasil*. São Paulo: Companhia das Letras.

Feduccia, A. (1996). *The origin and evolution of birds*. New Haven: Yale University Press.

Fernandes, F. (1970). *A função social da guerra na sociedade Tupinambá*. São Paulo: Pioneira.

Fernandes, F. (1989). *A organização social dos Tupinambá*. São Paulo: Hucitec.

Fernandez. F. A. S. (2000). *O poema imperfeito*. Curitiba: Editora UFPR.

Figuti, L. (1999). 5,000 years, before the Portuguese, before the Tupinambá – The first inhabitants of the Brazilian shores. *Ciência e Cultura* 51(3/4): 236-244.

Flannery, T. (1995). *The future eaters*. Victoria: Reed Books.

Fragoso, J. M. (1997). Tapir-generated seed shadows: scale dependent patchiness in the Amazon rain Forest. *J. Ecol.* 85:519-529.

França, A. (1954). *A ilha de São Sebastião: um estudo de geografia humana*. FFCL-USP, Boletim 178, Geografia n° 10.

Galetti, M. (no prelo). The future of the Atlantic forest. *Conservation Biology*

Galetti, M. e D. J. Chivers (1995). Palm harvest threatens Brazil’s best protected area of Atlantic forest. *Oryx* 29: 225-226.

Galetti, M., P. Martuscelli, F. Olmos e A. Aleixo (1997). Ecology and conservation of the Piping-guan *Pipile jacutinga* in southeastern Brazil. *Biol. Conserv.* 82: 31-39.

Galetti, M. e A. Aleixo (1998). Effects of palm heart harvesting on avian frugivores in the Atlantic rain forest of Brazil. *Journal of applied Ecology* 35: 286-293.

Galetti, M. e J. C. Fernandez (1998). Palm heart harvesting in the Brazilian Atlantic forest: changes in industry structure and the illegal trade. *Journal of Applied Ecology* 35: 294-301

Gaspar, M. (2000). *Sambaqui: arqueologia do litoral brasileiro*. Rio de Janeiro: Jorge Zahar.

Goerck, J. M. (1997). Patterns of rarity in the birds of the Atlantic forest of Brazil. *Conserv. Biol.* 11: 112-118.

Gomez-Pompa, A. e A. Kraus (1992). Taming the wilderness myth. *BioScience* 42:271-279.

Grayson, D. K. (1977). Pleistocene avifaunas and the overkill hypothesis. *Science* 195: 691-693.

Holdaway R. N. e C. Jacomb (2000). Rapid extinction of the Moas (Aves: Dinornithiformes): model, test, and implications. *Science* 287: 2250-2254.

Horgan, J. (1999). *O fim da ciência: uma discussão sobre os limites do conhecimento científico*. São Paulo: Companhia das Letras.

Ihering, H. (1895). Civilização prehistorica do Brazil meridional. *Rev. Mus. Paul.* 1: 34-159.

Ihering, H. (1907). A anthropologia do estado de São Paulo. *Rev. Mus. Paul.* 7: 202-257.

Ihering, H. (1911). A questão dos índios no Brazil. *Rev. Mus. Paul.* 8: 112-140.

Janzen, D. H. (1994). Wildland biodiversity management in the tropics: where are we now and where are we going? *Vida Silvestre Neotropical* 3:3-15.

John, L. (2000). A arte plumária indígena é sustentável ? (O Estado de São Paulo, 05 de outubro de 2000. acessível em <http://www.estado.com.br>).

Kramer, R. C. van Schaik e J. Johnson. (1997). *Last stand: protected areas and the defence of tropical biodiversity*. Oxford University Press.

Krech, S. (1999). *The ecological indian: myth and history*. New York: Norton.

Kotscho, R. (1995). Caiapós S/A. *Caminhos da Terra* 38: 26-35.

Ladeira, M. I. e G. Azanha (1988). *Os índios da Serra do Mar: presença Mbyá-Guarani em São Paulo*. São Paulo: Nova Stella.

Leeuwenberg, F. J. e J. G. Robinson (2000). Traditional management of hunting in a Xavante community in Central Brazil: the search for sustainability, p. 375-394. Em: Robinson, J. G. e E. Bennett (eds.) *Hunting for Sustainability in Tropical Forests*. New York: Columbia University Press.

Lentz, D. (2000). *Imperfect Balance: landscape transformations in the precolumbian Americas*. New York: Columbia University Press.

Leonel, M. (2000). O uso do fogo: o manejo indígena e a piromania da monocultura. *Estudos Avançados* 40: 231-250.

Lorenzi, H. (1992). *Árvores brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil*. Nova Odessa: Editora Plantarum.

Lorenzi, H. (1998). *Árvores brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil, vol. 2*. Nova Odessa: Editora Plantarum.

Lowen, J. C., R. P. Clay, T. M. Brooks, E. Z. Esquivel, L. Bartrina, R. Barnes, S. H. M. Butchard e N. I. Etcheverry (1995). Bird conservation in the Paraguayan Atlantic Forest. *Cotinga* 4: 58-64.

MacPhee, R. e H.-D. Sues (1999). *Extinctions in near time: causes, contexts and consequences*. New York: Kluwer.

Mansur, A. e D. Viotti (2000). O mito contestado. *Época* 133: 76-78.

Marcílio, M. L. (1986). *Caiçara: terra e população. Estudo da demografia histórica e da história social de Ubatuba*. São Paulo: Edições Paulinas.

Marmelo, J. (2000). “Brasil: outros 500” vai dar origem a documento reivindicativo: Núbia, a Tupinambá que resiste. <http://www.terraviva.pt/AguaAlto/1018/brasil.html>

Martinello, P. A. (1988). *A “batalha da borracha” na Segunda Guerra Mundial e suas conseqüências para o Vale Amazônico*. Rio Branco: UFAC.

Martuscelli, P. (2000). Tráfico de aves silvestres na costa do descobrimento, sul da Bahia, p.144-145. Em: *Resumos do VIII Congresso Brasileiro de Ornitologia, Florianópolis*.

Martuscelli, M., L. M. Petroni, e F. Olmos (1994). Fourteen new localities for the Woolly Spider-monkey *Brachyteles arachnoides*. *Neotropical Primates* 2(2): 12-15.

Martuscelli, P. S. e F. Olmos (1997). Cracid conservation in São Paulo, southeastern Brazil, pp. 482-491. In: *The Cracidae: their Biology and Conservation* (S. Strahl et al. eds.), Hancock House Publishers, WA.

Mendonça, J. R., A. M. de Carvalho, L. A. Mattos Silva e W. W. Thomas (1994). *45 Anos de Desmatamento no Sul da Bahia: remanescentes da Mata Atlântica - 1945, 1960, 1974, 1990*. Ilhéus: Projeto Mata Atlântica Nordeste, CEPEC.

Milano, M. S. (2000). Mitos no manejo de unidades de conservação no Brasil, ou a verdadeira ameaça, p. 11-25. Em: *Anais do II Congresso Brasileiro de Unidades de Conservação*, Campo Grande.

Miller, K. R. (1997). Evolução do conceito de áreas de proteção – oportunidades para o século XXI. Pp. 3-21 In *Anais do I Congresso Brasileiro de Unidades de Conservação*, Curitiba.

MMA. (1998). *Primeiro relatório nacional sobre a Convenção sobre Diversidade Biológica - Brasil*. Brasília: Ministério do Meio Ambiente.

Mussolini, G. (1980). *Ensaio de antropologia indígena e caiçara*. Rio de Janeiro: Editora Paz e Terra.

Naka, L. N. e M. Rodrigues (2000). *As aves da Ilha de Santa Catarina*. Editora da UFSC, Florianópolis.

Newmark, W. D. (1986). Species-area relationships and its determinants for mammals in western North American national parks. *Biological J. Linnean Soc.* 28: 83-98.

Newmark, W. D. (1987). Mammalian extinctions in western North American parks: a land-bridge perspective. *Nature* 325: 430-432.

Newmark, W. D. (1995). Extinction of mammal populations in western North American parks. *Conserv. Biol.* 9: 512-526.

Neves, W., D. Munford, M. C. Zanini e H. M. Pucciarelli (1999). Cranial morphology in South America and the colonization of the New World: towards a four migration model? *Ciência e Cultura* 51: 151-165.

Nimuendaju, K. U. (1987). *Lendas da criação e destruição do mundo como fundamentos da religião Apapocuva-Guarani*. São Paulo: Hucitec.

Novaro, A. J., K. H. Redford e R. E. Bodmer (2000). Effect of hunting in source-sink systems in the Neotropics. *Conserv. Biol.* 14: 713-721.

Oates, J. F. (1999). *Myth and reality in the rain forest: how conservation strategies are failing in West Africa*. University of California Press, Berkeley.

Oliveira, A. E. (1992). O homem e a preservação da natureza. *Ciência Hoje* 81: 35-40.

Olmos, F. (1996). Missing species in São Sebastião island, southeastern Brazil. *Papéis Avulsos Zool. S. Paulo* 39(18): 329-349.

Olmos, F., R. Pardini, R. L. P. Boulhosa, R. Bürgi e C. Morsello (1999). Do tapirs steal food from palm-seed predators or give them a hike ? *Biotropica* 31(3): 375-379.

Olmos, F. e M. Galetti (no prelo). A conservação e o futuro da Juréia: isolamento ecológico e impacto humano. Em: Marques, O. A. V., Duleba, W. e Por, F. D. (orgs.) *Ambiente, Flora e Fauna da Estação Ecológica Juréia-Itatins*.

Olson, S. L. e H. F. James (1982). Fossil birds from the Hawaiian islands: evidence of wholesale extinction by man before Western contact. *Science* 21: 633-635.

Olson, S. L. e H. F. James (1991). Descriptions of thirty-two new species of birds from the Hawaiian Islands. Part I: non-Passeriformes. *Ornithol. Monog.* 45: 1-88.

Owen-Smith, R. N. (1988). *Megaherbivores: the influence of very large body size on ecology*. Cambridge: Cambridge University Press.

Pádua, C. V., R. E. Bodmer e L. Cullen Jr. (1997). *Manejo e conservação de vida selvagem no Brasil*. Brasília: CNPq/Sociedade Civil Mamiará.

Parker, E.. (1992). Forest islands and Kayapo resource management in Amazonia: a reappraisal of “apete”. *American Anthropologist* 94:406-428.

Parker, E. (1993). Fact and fiction in Amazonia: the case of “apete”. *American Anthropologist* 95:715-723.

Peres, C. A. (1990). Effects of hunting on western primate communities. *Biol. Conserv.* 54: 47-59.

Peres, C. A. (1994). Indigenous reserves and nature conservation in Amazonian forests. *Conserv. Biol.* 8:586-588.

Peres, C. A. (1996). Population status of white-lipped (*Tayassu pecari*) and collared peccaries (*Tayassu tajacu*) in hunted and unhunted Amazonian forests. *Biol. Conserv.* 77: 115-123.

Peres, C. A. (1997a). *Evaluating the sustainability of subsistence hunting in tropical forests*. London: Centre for Social and Economic Research on the Global Environment.

Peres, C. A. (1997b). Effects of habitat quality and hunting pressure on arboreal folivore densities in Neotropical forests: a case study of howler monkeys (*Alouatta* spp.). *Folia Primatol.* 68: 199-222.

Peres, C. A. (2000). Maintaining biodiversity in forest ecosystems. *Biol. Conserv.* 93: 393-395.

- Peyre, E., C. Guérin, N. Guidon e Y. Coppens (1998). Des restes humains pléistocènes dans le grotte du Garrincho, Pau, Brésil. *C.R. Acad. Sci. Paris, Sciences de la terre e des planètes* 327: 335-360.
- Pimm, S. L. (2000). Will the Americas lose bird species? If so, where and when? p. 25-39. *Em: M.A.S. Alves, J.M.C. Silva, M. Van Sluys, H.G. Bergallo e C.F.D. Rocha (orgs.) A Ornitologia no Brasil: pesquisa atual e perspectivas*. Rio de Janeiro: Editora UFRJ.
- Pimm, S. L. e T. M. Brooks (1999). The sixth extinction: how large, where and when? pp. 46-62 . In P. Haven (ed.) *Nature and Human society: the quest for a sustainable world*. Washington: National Academy Press.
- Posey, D. (1987). Manejo da floresta secundária, capoeiras, campos e cerrados (Kayapó), p. 173-185. *Em: D. Ribeiro, B. G. Ribeiro e C. A. M. Neto (eds.) Suma etnológica brasileira, vol.1: etnobiologia*. Petrópolis: FINEP.
- Pyne, S. J. (1982). *Fire in America: a cultural history of wildland and rural fire*. Princeton: Princeton University Press.
- Quammen, D. (1996). *The song of the dodo: island biogeography in an age of extinction*. New York: Scribner.
- Rando, J. C. e M. López (1999). A new species of extinct flightless passerine (Emberizidae: *Emberiza*) from the Canary islands. *Condor* 101: 1-13.
- Redford, K. H. (1991). The ecologically noble savage. *Cultural Survival Quarterly* 9:41-44.
- Redford, K. H. (1992). The empty forest. *BioScience* 42(6):412-22.
- Redford, K. H. e J. A. Mansour (1997). Traditional peoples and biodiversity conservation in large tropical landscapes. Arlington: The Nature Conservancy.
- Redford, K. H. e J. G. Robinson (1991). Park size and the conservation of forest animals in Latin America. p. 227-234 *Em: Mares, M. A. & Schmidly (eds.) Latin American mammalogy: history, biodiversity and conservation*. University of Oklahoma Press.
- Redford, K. H. e A. M. Stearman (1993). Forest-dwelling native Amazonians and the conservation of biodiversity. *Conserv. Biol.* 7:248-255.
- Redford, K. H. and S. E. Sanderson (2000). Extracting humans from nature. *Conservation Biology* 14: 1362-1364
- Ridley, M. (1997). *The origins of virtue*. London: Penguin.
- Robrahm-González, E. M. (1999). Diversidade cultural entre os grupos ceramistas do sul-sudeste brasileiro: o caso do vale do Ribeira de Iguape, p. 293-306 *Em: M. C. Tenório (org.) Pré-história da Terra Brasilis*. Rio de Janeiro: Ed. UFRJ.
- Robinson, J. G. e E. Bennett (2000). *Hunting for Sustainability in Tropical Forests*. New York: Columbia University Press.

Robinson, J. G. e R. E. Bodmer (1999). Towards wildlife management in tropical forest animals. *J. Wildlife Manag.* 63: 1-13.

Robinson, J. G. e K. H. Redford. (1991). *Neotropical wildlife use and conservation*. Chicago: University of Chicago Press.

Rocha, S. B. (1995). Monte Pascoal National Park: indigenous inhabitants versus conservation units. p. 147-156 Em: Amend, S. e Amend, T. (eds.). *National Parks without People?: the South American experience*. Glanz: IUCN.

Rocha, S. B. (1997). Unidades de conservação e populações tradicionais: uma visão conservacionista. p. 368-387 Em: *Anais do Congresso Brasileiro de Unidades de Conservação*. Curitiba: IAP/UNILIVRE.

Rocha, S. B. (1998). Gente nos parques? *Horizonte Geográfico Especial “Os Parques do Brasil”*: 23-26.

Sá, R. M. L. (2000). *Manejo da fauna na Reserva Xavante Rio das Mortes: cultura indígena e método científico integrados para a conservação*. Brasília: WWF.

Sanches, R. A. (1997). *Caiçaras e a Estação Ecológica Juréia-Itatins: uma abordagem etnográfica e ecológica para o estudo da relação homem-ambiente*. Dissertação de Mestrado, USP, São Paulo.

Santos-Filho, P. S. (1995). Fragmentação de habitats: implicações para a conservação in situ. *Oecologia brasiliensis* 1: 365-393.

Schaden, E. (1954). Os primitivos habitantes do território paulista. *Revista de História FFLCH-USP* 5(18): 385-406.

Swartzman, S., A. Moreira and D. C. Nepstad (2000). Rethinking tropical forest conservation: perils in parks. *Conserv. Biol.* 14: 1351-1357.

Silva, S. B. (1988). *O sítio arqueológico da Praia da Tapera: um assentamento Itararé e Tupi-Guarani*. Porto Alegre: Tese de Mestrado da UFRS.

Simmons, A. H. e G. A. Clarke (1999). *Faunal extinction in an island society: pygmy hippopotamus hunters of Cyprus*. New York: Kluwer.

Soulé, M. E. e G. Lease (1995). *Reinventing Nature?: responses to postmodern deconstruction*. Washington: Island Press.

Souza-Mazurek, R. R., T. Pedrinho, X. Feliciano, W. Hilário, S. Gerônimo e E. Marcelo (2000). Subsistence hunting among the Waimiri Atroari indians in central Amazônia, Brazil. *Biod. Conserv.* 9: 579-596.

Spinage, C. (1998). Social change and conservation misrepresentation in Africa. *Oryx* 32: 265-276.

Staden, H. (1955). *Viagem ao Brasil*. Salvador: Livraria Progresso Editora. (o original foi publicado em 1557).

Steadman, D. W. (1995). Prehistoric extinctions of Pacific Island birds: biodiversity meets zooarcheology. *Science* 267: 1123-1131.

Strier, K. e G. A. B. Fonseca (1996). The endangered Muriqui in Brazil's Atlantic forest. *Primate Conserv.* 17: 131-137.

Terborgh, J. (1999). *Requiem for Nature*. Washington: Island Press.

Terborgh, J. (2000). The fate of tropical forests: a matter of stewardship. *Conserv. Biol.* 14: 1358-1361.

Terborgh, J. e C. P. van Schaik (1997). Minimizing species loss: the imperative of protection, p. 15-35. Em: R. Kramer, C. van Schaik e J. Johnson (eds.) *Last stand: protected areas and the defense of tropical biodiversity*. New York: Oxford University Press.

Torrecilha, S. (2000). Processos participativos na criação de unidades de conservação, p. 142-149 Em: *Anais do II Congresso Brasileiro de Unidades de Conservação*, Campo Grande.

Townsend, W. (1995). *Living on the edge: Siriono hunting and fishing in lowland Bolivia*. Ph.D. Dissertation, University of Gainesville, Florida.

Urban, T. (1998). *Saudades do matão*. Curitiba: Editora da UFPR.

Vartanyan, S. L., V. E. Garrutt e A. V. Sher (1993). Holocene dwarf mammoths from Wrangel Island in the Siberian Arctic. *Nature* 362: 337-340.

Vianna, L. P e M. C. W. Brito (1992). Vila de Picinguaba: o caso de uma comunidade caiçara no interior de uma área protegida, p. 1067-1073. Em: *Anais do Congresso Nacional de Essências Nativas*, São Paulo.

Vickers, William T. (1991). Hunting yields and game composition over ten years in an Amazonian indian territory. p. 53-81 Em: J. G. Robinson e K. H. Redford (eds.) *Neotropical Wildlife Use and Conservation*. Chicago: Chicago University Press.

Villas Boas, O. e C. Villas-Boas (1994). *A marcha para o oeste: a epopéia da expedição Roncador-Xingú*. Rio de Janeiro: Globo.

Vivekananda, G. (1994). The Superagui National Park: problems concerning the protection of the Black-faced Lion Tamarin. *Neotropical Primates* 2(suppl.): 56-58.

Waldman, M. (1992). *Ecologia e lutas sociais no Brasil*. São Paulo: Contexto.

Wege, D. C. e A. J. Long (1995). *Key areas for threatened birds in the Neotropics*. Cambridge: Birdlife International.

Wenke, R. J. (1999). *Patterns in prehistory*. Oxford: Oxford University Press.

Whelan, R. J. (2000). *Wild in woods: the myth of the noble eco-savage*. IEA Studies on the Environment 14. London: Institute of Economic Affairs. (disponível para download em www.iea.org.uk).

Willis, E. O. (1979). The composition of avian communities in remanescent woodlots in southern Brazil. *Pap. Avulsos Zool. S. Paulo* 33:1-25.

Wilson, E. O. (1988). *Biodiversity*. Washington: National Academy Press.

Wilson, E. O. (1994). *A diversidade da vida*. São Paulo: Companhia das Letras.

Wilson, E. O. (1998). *Consilience: the unity of knowledge*. New York: Knopf.

Yamashita, C. (1997). *Anodorhynchus* macaws as followers of extinct megafauna: an hypothesis. *Ararajuba* 5:176-182.

A dieta de *Sula leucogaster*, *Anous stolidus* e *Anous minutus* no Arquipélago de São Pedro e São Paulo, Brasil

Rejane Both³²

Thales R. O. de Freitas³⁰

Existem nove espécies de Sulidae (Pelecaniformes) em todo o mundo, mas apenas três espécies se reproduzem no Brasil: o Atobá-marrom (*Sula leucogaster*), o Atobá-mascarado (*Sula dactylatra*) e o Atobá-de-pé-vermelho (*Sula sula*) (Nelson 1978, Sick 1997).

Sula leucogaster é uma espécie politépica que ocorre em mares tropicais e subtropicais. No Brasil, nidifica em locais distantes da costa, como no Arquipélago de São Pedro e São Paulo, no Atol das Rocas (RN), no Arquipélago de Fernando de Noronha (PE) e no Arquipélago dos Abrolhos (BA). Reproduz-se também em áreas costeiras, como nas Ilhas Francês, Santana, Costa, Pombas, Comprida, Jorge Grego, Cagarras e Cabo Frio e na Baía da Ilha Grande (RJ), no Arquipélago de Alcatrazes, incluindo as ilhotas Laje de Santos, Guaraú, Castilho, Cabras, Sumítica e Bom Abrigo (SP), nas Ilhas Figueiras e dos Currais (PR) e nas Ilhas Moleques do Sul (SC) (Antas 1991, Efe 1993, Olmos *et al.* 1997).

Segundo Nelson (1978), Harrison *et al.* (1983) e Schreiber e Clapp (1987), os principais itens alimentares predados pelo Atobá-marrom, assim como por outras aves tropicais e subtropicais, são os peixes-voadores e as lulas. Apesar desta preferência, estudos realizados sobre a dieta de *S. leucogaster* realizados em Abrolhos (BA) (Efe 1993, Kohlrausch 1998, Alves *et al.* 2000), nas Ilhas Moleques do Sul (SC) (Bege e Pauli 1989, Kohlrausch 1998),

em Cabo Frio (RJ) (Efe 1993) e nas Ilhas dos Currais (PR) (Krul 2000) mostraram uma grande diversidade de presas capturadas pelo Atobá-marrom. As principais famílias de presas registradas na dieta do Atobá-marrom nestes locais foram: Batrachoididae, Carangidae, Clupeidae, Sciaenidae, Exocoetidae, Engraulidae, Scombridae e Sparidae. É comum esta espécie consumir descartes de barcos pesqueiros. Dorward (1962 *apud* Nelson 1978) identificou 11 espécies de peixes e duas espécies de lulas nos regurgitados de *S. leucogaster* na Ilha Ascension (Oceano Atlântico).

Usualmente forrageia perto do local de nidificação e captura a presa mergulhando verticalmente ou obliquamente, podendo atingir alguns metros abaixo da superfície (Nelson 1978, Schreiber e Clapp 1987).

Murphy (1936), Harrison (1983) e Gauger (1999) consideram que existem três espécies no gênero *Anous*: *Anous stolidus*, com distribuição nas águas tropicais do Oceano Atlântico, Índico e Pacífico; *A. minutus*, no Oceano Atlântico tropical; e *A. tenuirostris*, restrita ao Oceano Índico. Porém, outros autores (e.g. Ashmole 1962 *apud* Ashmole *et al.* 1994) consideram *A. minutus* e *A. tenuirostris* uma única espécie.

No Brasil, *Anous stolidus* se reproduz no Arquipélago de Fernando de Noronha (PE), no Atol das Rocas (RN), na Ilha de Trindade (ES), no Arquipélago dos Abrolhos (BA) e no

Arquipélago de São Pedro e São Paulo, enquanto que *Anous minutus* nidifica em Fernando de Noronha, Atol das Rocas, Martim Vaz e no Arquipélago de São Pedro e São Paulo (ES) (Sick 1997, Azevedo Junior 1992, Murphy 1936, Harrison 1983).

Em locais onde *Anous stolidus* e *Anous minutus* são simpátricas, elas já foram consideradas uma única espécie, devido às semelhanças morfológicas entre ambas. No Arquipélago de São Pedro e São Paulo, o naturalista Charles Darwin, em sua visita a bordo do Navio Beagle, em 1831, confundiu as duas espécies, que competiam por sítios reprodutivos em área comum (Murphy 1936). Saunders (1877 *apud* Edwards *et al.* 1981) foi o primeiro a reconhecer que a população de viuvinhas do Arquipélago de São Pedro e São Paulo era composta por duas espécies diferentes.

Anous stolidus e *Anous minutus* são residentes em ilhas oceânicas formadas apenas por rochas ou corais, sendo raros os registros de ocorrência no litoral brasileiro (Nacinovic 1993, Lima *et al.* 1996, Moraes e Krul 1996). Ambas espécies forrageiam na superfície, sobre cardumes de várias espécies de peixes misturados, mas capturam principalmente peixes-voadores e lulas.

S. leucogaster, *A. stolidus* e *A. minutus* são as únicas aves que nidificam no Arquipélago de São Pedro e São Paulo, com tamanhos populacionais estimados, nos anos de 1999 e 2000, em aproximadamente 330, 390 e 320 indivíduos, respectivamente. Outras espécies de aves utilizam a área apenas para descanso e/ou alimentação (*Sula dactylatra*, *Sula sula*, *Fregata magnificens*, *Egretta* spp., *Bubulcus ibis*, *Arenaria interpres*, *Hirundo rustica* e *Sterna fuscata*) (Both, *em prep.*).

Neste trabalho descrevemos a dieta de *S. leucogaster*, *A. stolidus* e *A. minutus* no Arquipélago de São Pedro e São Paulo, em diferentes períodos nos anos de 1999 e 2000, e determinamos o grau de sobreposição de dieta entre as três espécies de aves.

Área de estudo

O trabalho foi desenvolvido no

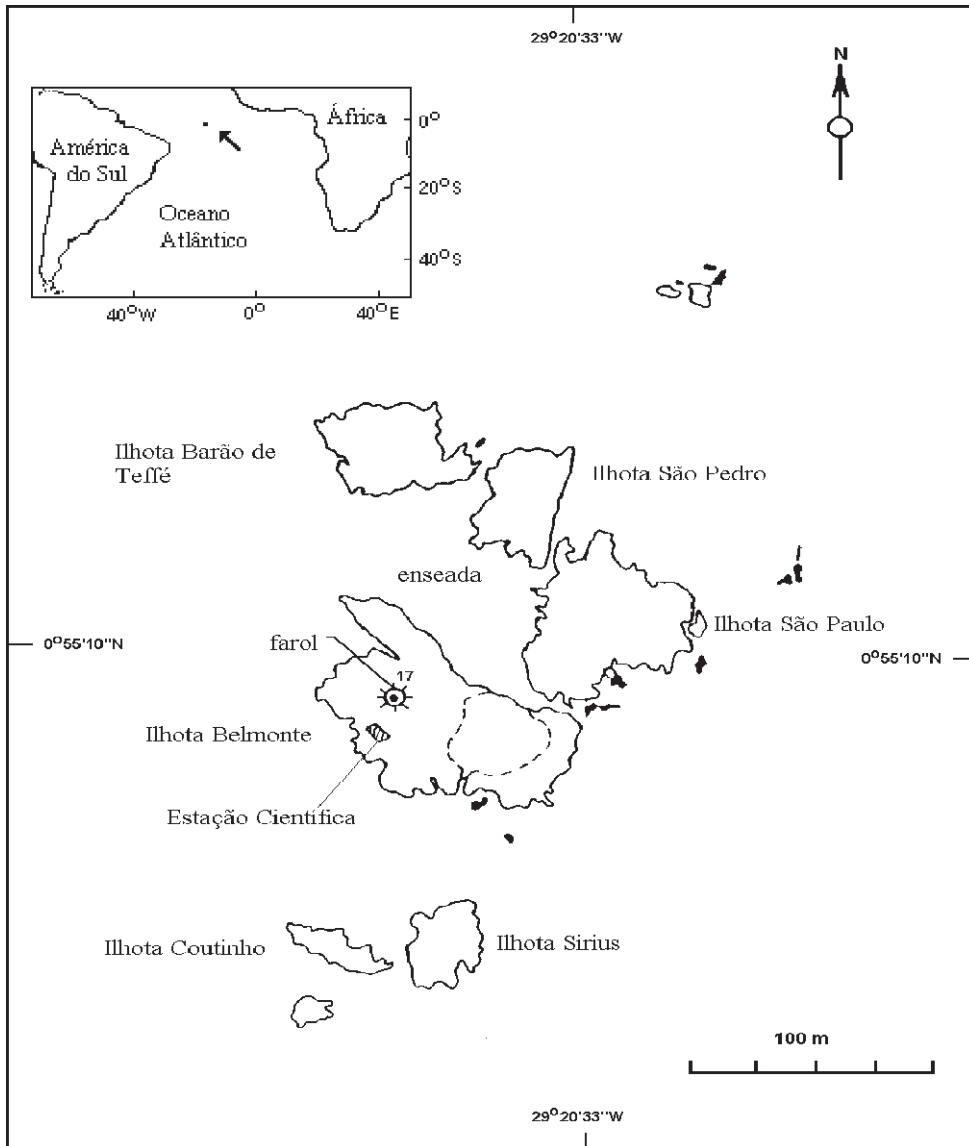
Arquipélago de São Pedro e São Paulo (00°55'01"N; 29°20'44"W) que está localizado a 100 km ao norte da Linha do Equador, representando assim o único conjunto de ilhas oceânicas do Brasil no Hemisfério Norte (Figura 1). Natal (RN) é o ponto da costa brasileira mais próximo, a uma distância de 1010 km. Portanto, o Arquipélago constitui um dos pontos mais avançados do território brasileiro no Oceano Atlântico. Sua área total emersa é de 1,7 km², sendo que a distância entre os pontos extremos é de 420 metros. O Arquipélago é constituído por seis ilhotas principais (Belmonte, São Pedro, São Paulo, Barão de Teffé, Coutinho e Sirius), formadas de rocha dura que surgiram de um afloramento do manto sub-oceânico. O local é desprovido de praias, água potável e pouca vegetação (Moraes 1996). Este estudo sobre a dieta alimentar das aves marinhas foi realizado apenas nas Ilhotas Belmonte e São Paulo.

Materiais e Métodos

Os regurgitos de *S. leucogaster* foram coletados em seis expedições realizadas ao Arquipélago: em fevereiro e agosto de 1999, e em janeiro, abril, julho e setembro de 2000. Os produtos de regurgitação de *A. stolidus* e *A. minutus* foram coletados somente nas últimas três expedições. As três espécies de aves regurgitam facilmente quando são manuseadas ou quando se sentem ameaçadas pela aproximação humana ou até mesmo de outras aves.

Ainda em campo, o CT (comprimento total) das presas encontradas nos regurgitos foi medido com uma régua de 50 cm, e o peso total das amostras foi determinado com uma balança de precisão de 0,001 g. Por fim, as amostras foram armazenadas em sacos plásticos devidamente identificados, conservadas em álcool absoluto durante uma semana, e após em álcool 70%. A identificação das espécies de presas foi realizada no Laboratório de Elasmobrânquios e Aves Marinhas, na FURG, em Rio Grande (RS), baseando-se principalmente nos caracteres morfológicos das presas.

Figura 1. Localização do Arquipélago de São Pedro e São Paulo e, em detalhe as ilhas que formam o Arquipélago.



Para a quantificação da importância de cada uma das espécies na composição da dieta de *S. leucogaster*, *A. stolidus* e *A. minutus*, calculou-se a porcentagem total de cada espécie de presa, através da fórmula:

$\%Total = 100 (\%N + \%FO) / \hat{a} (\%N + \%FO)$, onde N é a frequência numérica e FO é a frequência de ocorrência. A soma da frequência de ocorrência das espécies de presas capturadas por uma espécie pode exceder 100%, pois algumas amostras possuem mais que

uma espécie de peixe, e então, existe sobreposição das frequências de diferentes espécies de presas.

Para analisar o grau de competição entre as aves por espécies de presas capturadas, desenvolveram-se análises (entre unidades amostrais) de distância euclidiana através do teste de Aleatorização (Pillar e Orloci 1996) (programa MULTIV) (Pillar 2000), com os comprimentos totais das três principais presas (*C. cyanopterus*, *O. micropterus* e *G. serpens*)

encontradas nos regurgitos de *S. leucogaster*, *A. stolidus* e *A. minutus*, nos períodos em que foram coletadas as amostras de regurgito das três espécies de aves (abril, julho e setembro de 2000).

Resultados e discussão

Sula leucogaster

Composição da amostra e tamanho das presas

As 89 amostras de regurgito de *S. leucogaster* foram compostas em média por 3,48 presas (DP = 0,55), variando de 1 a 11 itens. O número de espécies por amostra de regurgito variou de 1 a 4, sendo que a média foi de 1,47 (DP = 0,14). O peso médio total das amostras foi de 132,09 g (DP = 16,97), sendo que o peso mínimo foi de 23 g e o máximo foi de 282 g. Em Abrolhos, segundo Alves *et al.* (2000), as amostras de regurgito de *S. leucogaster* foram compostas em média por 4,8 itens e pesaram em média 87,06 g. Quanto ao tamanho das presas, o CT variou de 24 a 314 mm, sendo que a média geral foi de 162,1 mm (DP = 15,95; n = 328). De acordo com Kohlrausch (1998), em Moleques do Sul, o CT médio dos itens alimentares foi de 139 mm, e em Abrolhos foi de 135,4 mm. Krul (2000) registrou presas com tamanho médio de 103,7 mm nos regurgitados de *S. leucogaster* nas Ilhas dos Currais e Harrison *et al.* (1983) encontrou presas com tamanho médio de 94 mm das ilhas do Havaí. A ampla variação no tamanho das presas e no peso das amostras de regurgito do Atobá-marrom provavelmente está relacionada com a disponibilidade das diferentes espécies de presas que foram registradas em cada um dos locais estudados.

Identificação e importância das presas

Sula leucogaster consumiu nove espécies de peixes teleósteos e duas espécies de lulas da família Ommastrephidae (Tabela 1). A presa

Scomber japonicus, também registrada na dieta do Atobá-marrom nas Ilhas Moleques do Sul por Kohlrausch (1998), provavelmente foi capturada no Arquipélago durante interação atobá/atividade pesqueira, pois esta espécie não ocorre na área e é comprada no Sul do Brasil para ser utilizada como isca na pesca de espinhel (Domingos Gomes com. pess.). Interações entre as aves marinhas e a pesca são descritas por Furness (1982), Duffy e Schneider (1994) e Tasker *et al.* (2000).

Do total de 328 espécimens encontrados, 99,1 % eram de peixes e 0,9 % cefalópodes, sendo que duas espécies de peixe-voador, *C. cyanopterus* e *O. micropterus*, (ambas espécies pertencentes à Família Exocoetidae) representaram 93 % dos espécimens predados e pelo menos uma das duas espécies foi encontrada em 97,7 % das amostras (n = 89) (Tabela 1).

Em geral, as presas mais importantes foram: *C. cyanopterus* (%Total = 53,4), *O. micropterus*, (%Total = 36,6) e *C. hippurus* (%Total = 2,8) (Tabela 4). Os peixes *Cypselurus* spp. e *Exocoetus volitans* e lulas da família Ommastrephidae foram os componentes mais importantes na dieta do Atobá-marrom em Ilhas do Havaí, localizadas no Pacífico Norte (Harrison e Seki 1987).

A principal presa capturada pelas aves marinhas locais, o peixe-voador *C. cyanopterus*, apresenta alta concentração em relação ao nordeste brasileiro na região do Arquipélago de São Pedro e São Paulo, onde é capturado com linha de mão por embarcações pesqueiras e utilizado como isca na pesca da Albacora laje (*Thunnus albacares*). Acredita-se que a grande abundância de peixes-voadores na área (principalmente *C. cyanopterus*), no período de novembro a abril, se deve ao fato da espécie utilizar a superfície das rochas que formam o Arquipélago para fixar seus ovos durante o período de desova (Monteiro *et al.* 1998). Com a maior oferta de alimento, grandes peixes como a Albacora laje e o Dourado (*Coryphaena hippurus*) permanecem no Arquipélago alimentando-se principalmente de peixes-voadores (Vaske Jr. com. pess.). Por sua vez, a ocorrência de grandes peixes em áreas

Tabela 1. Importância das espécies de presas na dieta de *Sula leucogaster* no Arquipélago de São Pedro e São Paulo, nos períodos de fevereiro/99 (n = 4), agosto/99 (n = 9), janeiro/00 (n = 20), abril/00 (n = 25), julho/00 (n = 15) e setembro/00 (n = 16). N = número total de presas; FO = frequência de ocorrência; % Total = 100 (%N + %FO) / 2 (%N + %FO).

Período: Fevereiro/99					
Espécies	N	%N	FO	%FO	% Total
<i>Cypselurus cyanopterus</i>	6	54,5	3	75	51,8
<i>Oxyporhamphus micropterus</i>	4	36,4	2	50	34,6
<i>Hemiremphus</i> spp.	1	9,1	1	25	13,6
Total	11	100	4	-	100
Período: Agosto/99					
<i>Cypselurus cyanopterus</i>	21	75	7	77,7	62,5
<i>Oxyporhamphus micropterus</i>	4	14,2	3	33,3	19,4
<i>Nomeus gronovii</i>	1	3,6	1	11,1	6,04
<i>Coryphaena hippurus</i>	1	3,6	1	11,1	6,04
<i>Scomber japonicus</i>	1	3,6	1	11,1	6,04
Total	28	100	9	-	100
Período: Janeiro/00					
<i>Cypselurus cyanopterus</i>	34	50,7	17	85	59,3
<i>Oxyporhamphus micropterus</i>	32	47,8	8	40	38,4
<i>Coryphaena hippurus</i>	1	1,5	1	3,8	2,3
Total	67	100	20	-	100
Período: Abril/00					
<i>Cypselurus cyanopterus</i>	55	53,4	25	100	56,5
<i>Oxyporhamphus micropterus</i>	33	32	10	40	26,5
<i>Gempylus serpens</i>	9	8,7	2	8	6,2
<i>Ornitocheilus antillarum</i>	2	1,9	2	8	3,6
<i>Nomeus gronovii</i>	1	1	1	4	1,8
<i>Coryphaena hippurus</i>	1	1	1	4	1,8
<i>Exocoetus volitans</i>	1	1	1	4	1,8
<i>Balistes caprisicus</i>	1	1	1	4	1,8
Total	103	100	25	-	100
Período: Julho/00					
<i>Oxyporhamphus micropterus</i>	29	55,8	9	60	47
<i>Cypselurus cyanopterus</i>	21	40,4	11	73,3	46,2
<i>Coryphaena hippurus</i>	1	1,9	1	6,6	3,4
<i>Onimastrephes bartramii</i>	1	1,9	1	6,6	3,4
Total	52	100	15	-	100
Período: Setembro/00					
<i>Oxyporhamphus micropterus</i>	39	58,2	11	68,7	52,1
<i>Cypselurus cyanopterus</i>	27	40,3	11	68,7	41,7
<i>Coryphaena hippurus</i>	1	1,5	1	6,2	3,2
Total	67	100	16	-	100

pelágicas é extremamente importante para as aves marinhas locais, que são na sua maioria forrageadoras de superfície. Como o alimento não está diretamente disponível, dependem principalmente dos peixes-voadores e das lulas que são forçados a se deslocar à superfície quando perseguidos por predadores, como grandes peixes e baleias (Harrison *et al.* 1983, Harrison e Seki 1987, Furness e Monaghan 1987, Hunt 1990, Ashmole *et al.* 1994, Diamond 1994, Gauger 1999, Ratcliffe 1999, Tasker *et al.* 2000).

A variação na importância da presa ao longo do ano, ou a ocorrência de algumas espécies em períodos limitados, provavelmente reflete o ciclo sazonal da abundância e do comportamento das presas (Furness e Monaghan 1987).

Os peixes-voadores, que em geral foram as principais presas consumidas pelas aves do Arquipélago, são característicos de águas oceânicas e de mar aberto. Isto provavelmente explica por que os peixes-voadores também são importantes na dieta de populações de aves de outras regiões oceânicas (*e.g.* Ilhas do Hawaí, Ascension e Christmas) (Harrison *et al.* 1983, Dorward *apud* Nelson 1978, Gipson-Hill 1947 *apud* Nelson 1978) e não aparecem na dieta de aves que vivem em regiões mais próximas da costa (*e.g.* Ilhas de Cabo Frio, Moleques do Sul e dos Currais) (Efe 1993, Kohlrausch 1998, Bege e Pauli 1989, Krul 2000).

Anous stolidus

Composição da amostra e tamanho das presas

As 34 amostras de regurgito de *A. stolidus* foram compostas em média por 4,2 presas (DP = 3,93), variando de 1 a 13 itens. O número de espécies por amostra de regurgito variou de 1 a 3, sendo que a média foi de 1,61 (DP = 0,7). O peso médio da amostra total foi de 23,97 g (DP = 17,9), sendo que o peso mínimo foi de 5 g e o máximo foi de 82 g. O CT das presas variou de 18 a 210 mm, sendo que a média geral foi de 82,9 mm (DP = 44,45). Nas ilhas

do Hawaí, Harrison *et al.* (1983) encontraram uma média de 7,7 presas por amostra de regurgito, com tamanho médio de 48 mm.

Identificação e importância das presas

Nas amostras de regurgito de *A. stolidus* foram identificadas oito espécies de peixes teleósteos e duas espécies de lulas (Tabela 2).

O peixe-voador *Oxyporhamphus micropterus* foi a presa mais importante nos três períodos estudados, sendo encontrado em 70,6 % das amostras (n = 34) e representando 33,1 % dos espécimens predados (n = 136) (Tabela 2). *Cypselurus cyanopterus* foi a segunda presa mais importante nos períodos de julho (%Total = 33,3) e setembro (%Total = 21,9), mas em abril (%Total = 7,6) foi a espécie menos importante. O cefalópode *O. antillarum* foi a segunda espécie de presa mais importante na dieta de *A. stolidus* em abril (%Total = 21,2), mas não voltou a ser registrado nos outros dois períodos de coleta (Tabela 2).

Considerando todo o período de estudo, as presas mais importantes na dieta de *A. stolidus* foram os peixes teleósteos *O. micropterus*, *C. cyanopterus* e *G. serpens* (%Total = 40; 21 e 15,3, respectivamente) (Tabela 4).

Anous minutus

Composição da amostra e tamanho das presas

As 16 amostras de regurgito de *A. minutus* foram compostas de 1 a 470 presas, sendo que 62,5 % das amostras foram constituídas de 1 a 6 presas e 93,7 % das amostras foram compostas de 1 a 12 presas. O número de espécies por amostra de regurgito variou de 1 a 4, sendo que a média foi de 1,75 (DP = 0,93). O peso médio da amostra total foi de 7,06 g (DP = 3,25), sendo que o peso mínimo foi de 2 g e o máximo foi de 13 g. Quanto ao tamanho das presas, o CT variou de 10 a 220 mm, sendo que a média geral foi de 52,7 mm (DP = 53,06). Em outras áreas, como nas Ilhas do Hawaí, os produtos de

Tabela 2. Importância das espécies de presas na dieta de *A. stolidus* no Arquipélago de São Pedro e São Paulo, nos períodos de abril/00 (n = 6), julho/00 (n = 11), setembro/00 (n = 17). N = número total de presas; FO = frequência de ocorrência; % Total = 100 (%N + %FO) / (N + FO).

Período: Abril/00					
Espécies	N	%N	FO	%FO	% Total
<i>Oxyporhamphus micropterus</i>	18	43,9	6	100	45,4
<i>Ornitoteuthis antillarum</i>	7	17,1	3	50	21,2
<i>Dactylopterus volitans</i>	6	14,6	2	33,3	15,1
<i>Gempylus serpens</i>	7	17,1	1	16,7	10,7
<i>Cypselurus cyanopterus</i>	3	7,3	1	16,7	7,6
Total	41	100	6	-	100
Período: Julho/00					
<i>Oxyporhamphus micropterus</i>	12	26,7	7	63,6	38,2
<i>Cypselurus cyanopterus</i>	15	33,3	5	45,4	33,3
<i>Gempylus serpens</i>	16	35,5	2	18,2	22,7
<i>Ommastrephes bartramii</i>	2	4,5	1	9,1	5,8
Total	45	100	11	-	100
Período: Setembro/00					
<i>Oxyporhamphus micropterus</i>	15	30	11	64,7	37,4
<i>Cypselurus cyanopterus</i>	13	26	5	29,4	21,9
<i>Gempylus serpens</i>	11	22	2	11,8	13,3
<i>Holocentrus</i> spp.	5	10	2	11,8	8,6
<i>Thunnus</i> spp.	2	4	2	11,8	6,3
<i>Leptocephalus</i> (Muraenidae)*	2	4	2	11,8	6,3
<i>Dactylopterus volitans</i>	1	2	1	5,9	3,1
<i>Exocoetus volitans</i>	1	2	1	5,9	3,1
Total	50	100	17	-	100

* Forma Larval

regurgitação de *A. minutus* pesaram em média 6 g, foram compostos por 15 itens e o CT médio das presas foi de 32 mm. Nas Ilhas Christmas, os produtos de regurgitação pesaram em média 17 g e foram compostos em média por 18 itens cada (Gauger 1999). Como as espécies predadas variam localmente, é natural que o tamanho dos itens alimentares, assim como o peso total da amostra dos produtos de regurgitação, também variem.

Identificação e importância das presas

Nas amostras de regurgito de *Anous minutus* foram identificadas sete espécies de peixes teleósteos e uma espécie de lula. *Anous minutus* foi a única dentre as três espécies estudadas que alimentou-se de duas espécies de crustáceos (Ordem Stomatopoda e Euphausiacea) (Tabela 3 e 4).

Em abril, as presas mais importante na dieta de *Anous minutus* foram os peixes O.

Tabela 3. Importância das espécies de presas na dieta de *A. minutus* no Arquipélago de São Pedro e São Paulo, nos períodos de abril/00 (n = 5), julho/00 (n = 5) e setembro/00 (n = 6). N = número total de presas; FO = frequência de ocorrência; % Total = 100 (%N + %FO) / (N + FO).

Período: Abril/00					
Espécies	N	%N	FO	%FO	% Total
<i>Oxyporhamphus micropterus</i>	12	63,2	3	60	47,4
<i>Dactylopterus volitans</i>	3	15,8	2	40	21,5
<i>Thunnus</i> spp.	2	10,5	2	40	19,4
Stomatopoda*	2	10,5	1	20	11,7
Total	19	100	5	-	100
Período: Julho/00					
<i>Gempylus serpens</i>	21	63,7	5	100	48,1
<i>Cypselurus cyanopterus</i>	7	21,2	3	60	23,9
<i>Ommastrephes bartramii</i>	3	9,1	2	40	14,4
<i>Remora</i> spp.	1	3	1	20	6,8
Leptocephalus (Muraenidae)*	1	3	1	20	6,8
Total	33	100	5	-	100
Período: Setembro/00					
Euphausiacea	470	92,9	1	16,7	46,9
<i>Cypselurus cyanopterus</i>	17	3,4	2	33,3	15,7
Leptocephalus (Muraenidae)*	8	1,5	1	16,7	7,9
<i>Gempylus serpens</i>	4	0,8	1	16,7	7,5
Stomatopoda*	5	1	1	16,7	7,6
<i>Dactylopterus volitans</i>	1	0,2	1	16,7	7,2
<i>Oxyporhamphus micropterus</i>	1	0,2	1	16,7	7,2
Total	506	100	6	-	100

* Forma Larval

micropterus e *D. volitans* (%Total = 47,4 e 21,5, respectivamente) (Tabela 3). Em julho, a presa mais importante foi *G. serpens* (%Total = 48,1) e em setembro foi o crustáceo da ordem Euphausiacea (%Total = 46,9), e em ambos períodos a segunda presa mais importante foi o peixe-voador *C. cyanopterus* (%Total = 23,9 e 15,7, respectivamente) (Tabela 3).

Considerando todo o período de estudo, as espécies de presas mais importantes na dieta da Viuvinha-negra foram crustáceos Euphausiacea (%Total = 32,9) e os peixes *G. serpens* e *C. cyanopterus* (%Total = 15,4 e 12,9,

respectivamente) (Tabela 4). Euphausiacea foi considerado o item mais importante pelo grande número de espécimens, apesar de ter sido encontrado apenas em uma amostra. Os euphausiáceos foram uma das presas mais consumidas pelas aves marinhas da Islândia, no Atlântico Norte (Lilliendahl e Solmundsson 1997).

Dentre as três espécies de aves estudadas no Arquipélago de São Pedro e São Paulo, *A. minutus* é a que apresentou maior variação de espécies de presas e de suas importâncias relativas entre os períodos estudados. Este fato

Tabela 4. Importância total das espécies de peixes teleósteos, cefalópodes e crustáceos na dieta de *Sula leucogaster* (n = 89), *Anous stolidus* (n = 34) e *Anous minutus* (n = 16) no Arquipélago de São Pedro e São Paulo, nos anos de 1999 e 2000. %Total = 100 (%N + %FO) / (%N + %FO)

Família	Espécie	Nome vulgar	% <i>S.leucogaster</i>	% <i>A. stolidus</i>	% <i>A. minutus</i>
PEIXES					
Exocoetidae	<i>Cypselurus cyanopterus</i>	Voador	53,4	21,3	12,9
Exocoetidae	<i>O. micropterus</i>	Voador	36,6	40	9,9
Gempylidae	<i>Gempylus serpens</i>	Espada preta	2	15,3	15,4
Dactylopteridae	<i>Dactylopterus volitans</i>	Voador	-	5,4	7,1
Muraenidae	<i>Leptocephalus*</i>	Moréia	-	2,9	5,1
Scombridae	<i>Thunnus spp.</i>	Albacora laje	-	2,9	4,7
Exocoetidae	<i>Exocoetus volitans</i>	Voador	0,6	1,4	0
Holocentridae	<i>Holocentrus spp.</i>	Jaguarecá	-	3,7	0
Coryphaenidae	<i>Coryphaena hippurus</i>	Dourado	2,8	-	0
Echeneididae	<i>Remora spp.</i>	Rêmora	-	-	2,3
Nomeidae	<i>Nomeus gronovii</i>	-	1,1	-	0
Balistidae	<i>Balistes capriscus</i>	Peixe-porco	0,6	-	0
Scombridae	<i>Scomber japonicus</i>	Cavalinha	0,6	-	0
Hemiramphidae	<i>Hemiramphus spp.</i>	Agulha	0,6	-	0
CEFALÓPODES					
Ommastrephidae	<i>Ommastrephes bartramii</i>	Lula	0,6	1,7	4,7
Ommastrephidae	<i>Ornithoteuthis antillarum</i>	Lula	1,1	5,4	0
CRUSTÁCEOS					
-	Ordem Euphausiacea	Eufausiáceos	-	-	32,9
Squillidae	Ordem Stomatopoda*	Estomatópodos	-	-	5
% Total			100	100	
Número total de famílias de presas			8	7	8
Número total de espécies de presas			11	10	10
Número de espécies de peixes teleósteos identificados			9	8	7
Número de espécies de cefalópodes identificados			2	2	1
Número de espécies de crustáceos identificados			-	-	2

* Forma Larval

corroborar Harrison e Seki (1987) e Gauger (1999), que afirmaram que esta espécie apresenta uma variação sazonal na dieta mais pronunciada em relação com outros grupos de aves.

Segundo Gauger (1999), a dieta da Viuvinha-negra constitui-se basicamente de pequenos peixes (geralmente juvenis ou larvas), seguida por lulas (principalmente da Família Ommastrephidae) e crustáceos. As principais famílias de peixes capturadas pelas aves variam localmente (Gauger 1999). Nas Ilhas do Hawaí, ambas espécies de *Anous*

predaram principalmente lulas da família Ommastrephidae (30 a 50% do volume alimentar). Outras famílias de presas importantes foram: Carangidae, Clupeidae, Coryphaenidae, Exocoetidae, Hemiramphidae, Mullidae, Myctophidae e Synodontidae (Harrison e Seki 1987). Nas Ilhas Christmas, as principais famílias de peixes capturadas pela Viuvinha-negra foram a Exocoetidae, Bleniidae e Scombridae.

No Atlântico, na Ilha de Ascension, as famílias mais capturadas foram as Bleniidae, Holocentridae e Exocoetidae (Gauger 1999).

Competição interespecífica por alimento

Sula leucogaster, *A. stolidus* e *A. minutus* competiram por três espécies de peixes teleósteos e uma espécie de lula, sendo que as três espécies de peixes (*C. cyanopterus*, *O. micropterus* e *G. serpens*) apresentaram grande importância na dieta das três espécies de aves. A Tabela 5 mostra os resultados dos testes de aleatorização realizados com as medidas de CT das três principais espécies de presas nos períodos de abril, julho e setembro de 2000.

Sula leucogaster não competiu diretamente com *Anous minutus* por nenhuma das três espécies de presas ($P < 0,05$). Nas análises envolvendo *Sula leucogaster* e *Anous stolidus*, os resultados mostraram que ambas espécies competiram pela presa *C. cyanopterus* de tamanho significativamente igual em abril ($P > 0,05$). No entanto, não competiram diretamente pela presa *G. serpens* em abril e por *C. cyanopterus* em julho e agosto. Também não competiram por *O. micropterus* em nenhum dos três períodos analisados ($P < 0,05$). *G. serpens* não foi registrado nos regurgitos do *Sula leucogaster* referentes aos meses de julho e setembro. O maior grau de competição por alimento ocorreu entre *Anous stolidus* e *Anous minutus*, que capturaram as presas *O. micropterus* (em abril) e *C. cyanopterus* (em julho e setembro) de tamanhos significativamente iguais ($P > 0,05$). Por outro lado, não competiram por *O. micropterus*, em setembro e por *G. serpens* em abril e setembro ($P < 0,05$). As presas *C. cyanopterus* e *G. serpens* não foram registradas nas amostras de regurgito de *Anous minutus* no mês de abril, e *O. micropterus* foi ausente no mês de julho.

A variação no grau de competição pelas três espécies de presas, se deve provavelmente à disponibilidade de presas com diferentes tamanhos em cada um dos três períodos, que está relacionada ao ciclo de crescimento das mesmas e ao hábito oportunista das aves. Entretanto, as diferenças nos tamanhos amostrais entre as espécies de aves e entre os períodos também podem ser uma fonte desta variação.

Como esperado, *Anous stolidus* e *Anous minutus* apresentaram a maior similaridade na

composição da dieta, predando sete espécies de presas em comum. Também mostraram o maior grau de competição por presas de mesmo tamanho. Esta maior sobreposição ocorre possivelmente porque as duas espécies ocupam nichos ecológicos similares e, já que possuem tamanho corporal e na morfologia do bico semelhantes e também porque ambas espécies são forrageadoras de superfície, enquanto que *S. leucogaster* realiza mergulhos mais profundos para capturar a presa.

Aves marinhas simpátricas podem desenvolver diversas estratégias de segregação para diminuir ou evitar a competição por alimento, como: forragear em diferentes horários e locais; usar diferentes métodos de captura; capturar diferentes espécies de presas ou presas em diferentes estágios de crescimento (Bourne 1955, Ashmole 1968, Croxall e Prince 1980, Harrison *et al.* 1983, Diamond 1983, Schreiber e Clapp 1987).

Embora tenha sido observada uma grande sobreposição entre as dietas de *Anous stolidus* e *Anous minutus* e, em menor grau, entre *S. leucogaster* e *A. stolidus*, não há evidências de interações negativas entre as espécies e os efeitos da competição podem ser minimizados, já que existe uma certa diferenciação entre os três grupos de aves, quanto as espécies e aos tamanhos de presas capturadas, assim como quanto à utilização vertical da área. Além disso, no Arquipélago o fator limitante possivelmente não seja a competição interespecífica por alimento disponível, mas sim por sítios de nidificação, já que a área do Arquipélago é altamente restrita e as aves locais são relativamente territoriais.

Bourne (1955) sugeriu que em ilhas onde há competição significativa por alimento, as aves marinhas evoluem de forma a evitar reproduzir-se na mesma estação. Se a competição interespecífica por alimento observada nas aves do Arquipélago interferisse na *performance* reprodutiva das populações locais, talvez elas procurassem não coincidir as estações reprodutivas. Porém, nos anos de 1999 e 2000 foi observado que *S. leucogaster* se reproduziu continuamente e que as estações reprodutivas de *A. stolidus* e *A. minutus* coincidiram (Both, dados não publicados).

Tabela 5. Resultado das Análises Univariadas de Aleatorização das medidas de CT das principais presas capturadas por *S. leucogaster* (Sl), *A. stolidus* (As) e *A. minutus* (Am), nos períodos de abril, julho e setembro de 2000.

Período: Abril/2000		
Grupos	Competem	Probabilidade
Presas: <i>C. cyanopterus</i>		
Sl – As	Sim	0,163
Presas: <i>O. micropterus</i>		
Sl – As	Não	0,001
Sl – Am	Não	0,001
As – Am	Sim	0,6
Presas: <i>G. serpens</i>		
Sl – As	Sim	0,044
Período: Julho/2000		
Grupos	Competem	Probabilidade
Presas: <i>C. cyanopterus</i>		
Sl - As	Não	0,001
Sl - Am	Não	0,001
As - Am	Sim	0,577
Presas: <i>O. micropterus</i>		
Sl - As	Não	0,001
Presas: <i>G. serpens</i>		
As - Am	Não	0,007
Período: Setembro/2000		
Grupos	Competem	Probabilidade
Presas: <i>C. cyanopterus</i>		
Sl – As	Não	0,001
Sl – Am	Não	0,001
As – Am	Sim	0,76
Presas: <i>O. micropterus</i>		
Sl – As	Sim	0,015
Sl – Am	Não	0,002
As – Am	Sim	0,04
Presas: <i>G. serpens</i>		
As – Am	Sim	0,033

Tipo de dados: (1) quantitativos, mesmas unidades

Transformação escalar: nenhuma

Transformação vetorial: nenhuma

Medida de semelhança: distancia euclidiana entre unidades amostrais

Numero de iterações: 1000

Critério do Teste (Lambda): soma dos quadrados da distância entre grupos

Agradecimentos

À Secretaria Interministerial para os Recursos do Mar (SECIRM - Marinha do Brasil) pelo suporte logístico ao projeto e à CAPES e ao CNPq pela concessão de bolsas

de pesquisa. Estamos gratos também a Luciano Dalla Rosa, Fábio Olmos e Judith Cortesão pelas sugestões e revisão do trabalho. Teodoro Vaske Jr. auxiliou na identificação das presas e Leandro da Silva Duarte na análise estatística dos dados.

Bibliografia

- Alves, V. S., A.B. A. Soares, G. S. Couto, A. B. B. Ribeiro, M. A. Efe e T. Aguiaro. (2000). Alimentação de *Sula leucogaster* no Arquipélago dos Abrolhos, Bahia, Brasil. Em: VIII Congresso Brasileiro de Ornitologia, Florianópolis. Resumos p. 196.
- Antas, P. T. Z. (1991). Status and conservation of seabirds breeding in Brazilian waters. p. 141-158 Em: J.P. Croxall (ed.) *Seabird status and conservation: a supplement*. ICBP Technical Publication 11, ICBP, Cambridge.
- Ashmole, N. P., M. J. Ashmole, e K. E. L. Simmons (1994). Seabirds conservation and feral cats on Ascension Island, South Atlantic. p. 94-121. Em: D. N. Nettleship, J. Burger e M. Goechfeld (eds.) *Seabirds on Islands, Threats, case studies and action plans*. Birdlife International.
- Ashmole, N. P.(1962). The black noddy *Anous tenuirostris* on Ascension Island. 1: General Biology. *Ibis* 103 b:235-364.
- Azevedo Junior, S. M. (1992). Observação de Aves Oceânicas e Limícolas na Reserva Biológica do Atol das Rocas. *Aquat* 3: 49-58.
- Bege, L. A. R. e B. T. Pauli (1989). *As aves nas ilhas Moleques do Sul – Santa Catarina – aspectos da ecologia, etologia e anilhamento de aves marinhas*. FATMA, Florianópolis.
- Bourne, W. R. P. (1955). The birds of Cape Verde Islands. *Ibis* 97: 508-556.
- Croxall, J. P. e P. A. Prince (1980). Food, feeding ecology and ecological segregation of seabirds at South Georgia. *Biological Journal of the Linnean Society* 14 : 103-131.
- Diamond, A. W. (1983). Feeding overlap in the tropical and temperate seabirds communities. *Studies in Avian Biology* 8: 24 – 46.
- Diamond, A. W. (1994). Seabirds of Seychelles, Indian Ocean. p. 258-268. Em: D. N. Nettleship, J. Burger e M. Goechfeld (eds.) *Seabirds on Islands, Threats, case studies and action plans*. Birdlife International.
- Dorward, D. F. (1962). Comparative biology of the white booby and brown booby, *Sula* spp., at Ascension. *Ibis* 103 b: 174 –220.
- Dutty, D. C. e D. C. Schneider (1994). Seabird – fishery interactions: a manager’s guide. p. 26-38. Em: *Seabirds on Islands, Threats, case studies and action plans*. (D. N. Nettleship, J. Burger e M. Goechfeld, eds). Birdlife International.

- Edwards, A. J., K. Wilson e H. Hubbock. (1981). The sea-bird populations of St Paul's Rocks. *Ibis* 123: 233-238.
- Efe, M. A. (1993). Aspectos da dieta do Atobá-marrom, *Sula leucogaster* (Aves: Sulidae) em duas áreas da costa brasileira. Rio de Janeiro: Universidade Federal do Rio de Janeiro. Monografia do Departamento de Biologia Marinha.
- Furness, R. W. (1982) Competition between fisheries and seabirds communities. *Adv. Mar. Bio.* 20: 225-307.
- Furness, R. W. e P. Monaghan (1987). *Seabirds ecology*. Chapman e Hall. New York. 164p.
- Gauger, V. H. (1999). Black noddy (*Anous minutus*). Em: A. Poole e F. Gill (eds.) *The birds of North America*, N° 412. Inc., Philadelphia, PA.
- Gipson-Hill, C. A. 1947. Notes of birds of Christmas Islands. *Bull. Raffles Mus.* 18: 87- 165.
- Harrison, C. S.; Thomas S. H. e Seki, M. P. (1983). Hawaiian seabirds feeding ecology. *Wildlife Monographs* 85: 1-71.
- Harrison, C. S. e M. P. Seki (1987). Trophic relationships among tropical seabirds at Hawaiian Islands. p. 305-324. Em: J. P. Croxall (eds.) *Seabirds feeding ecology and role in marine ecosystems*.
- Harrison, P. (1983). *Seabirds: an identification guide*. London & Sidney.
- Hunt Jr. G. L. (1990). The pelagic distribution of marine birds in a heterogeneous environment. *Polar Research* 8: 43-54.
- Kohlrausch, A. B. (1998). Evolução do dimorfismo sexual em atobás. Porto Alegre: Universidade Federal do Rio Grande do Sul. *Dissertação de Mestrado* do Curso de Genética e Biologia Molecular.
- Krul, R. (2000). Estudo da dieta de *Sula leucogaster* e *Fregata magnificens* nas ilhas dos Currais, litoral do Paraná. p. 162-163. Em: VIII Congresso Brasileiro de Ornitologia, Florianópolis. Resumos.
- Lilliendahl, K. e J. Solmundsson (1997). An estimate of summer food consumption of six seabirds species in Iceland. *Journal of Marine Science* 54 (4) 624 – 630.
- Lima, P. C., S. S. Santos, R.C. F. R. Lima, C. L. S. Sampaio, J. O. Castro, e F. P. Neto. (1996). Monitoramento das aves pelágicas do litoral norte da Bahia e primeira ocorrência reprodutiva de *Charadrius wilsonia* e *Haematopus palliatus* na Bahia. Em: Anais do V Congresso Brasileiro de Ornitologia, Resumos. UNICAMP, Campinas.
- Monteiro, A., T. Vaske Jr., R. P. Lessa, e A. C. A. El Deir. (1998). Exocoetidae (Beloniformes) off North-eastern Brazil. *Cybium* 22 (4): 395-403.
- Moraes, J. F. S. M. (1996). Expedição precursora aos Penedos de São Pedro e São Paulo: Geologia e Geotécnica. Serviço Geológico do Brasil, Recife.

Moraes, V. S. e R. Krul (1996). *Anous stolidus*.(Linnaeus, 1758) (Charadriiformes: Sterniidae) no Sul do Brasil. In: V Congresso Brasileiro de Odontologia. Campinas, Resumos, p. 75.

Murphy, R. C. (1936). *Oceanic Birds of South America*, 2. New York: The American Museum of Natural History.

Nacinovic, J. (1993). Notas sobre alguns Laridae presentes no Litoral da Cidade do Rio de Janeiro (Aves, Charadriiformes). Em: Anais do III Congresso Brasileiro de Ornitologia, Resumos. Pelotas.

Nelson, J. B. (1978). *The Sulidae - gannets and boobies*. Oxford University Press. London.

Olmos, F., P. Martuscelli, R. Silva e Silva, e T. S. Neves (1997). The sea-birds of São Paulo, southeastern Brazil. *Bull. Brit. Ornith. Club* 115: 117-128.

Pillar, V. D. (2000). MULTIV: aplicativo para análise multivariada e testes de hipóteses. Porto Alegre. Departamento de Ecologia.

Pillar, V. D. e L. Orloci.(1996). On randomization testing in vegetation science: multifactor comparisons of relevé groups: *Journal of vegetation science* 7: 585-592.

Ratcliffe, N. (1999). Seabirds on Ascension Island. *World Birdwatch Special Issue* 21 (4).

Saunders, H. (1877). Reports on the collections of birds made during the voyage of H.M.S. Challenger. N° V. On the Laridae of the expedition. *Proc. Zool. Soc.* 45: 794-800.

Schreiber, R. W. e R. B. Clapp (1987). Pelecaniform feeding ecology. p. 173- 188. Em: J. P. Croxall (eds.) *Seabirds feeding ecology and role in marine ecosystems*.

Sick, H. (1997). *Ornitologia brasileira*. 3ª ed. Ed. Nova Fronteira: Rio de Janeiro, 912 p.

Tasker, M. L., C. J. Camphuysen, J. Cooper, S. Garthe, W.A. Montevecchi, e S. J. M. Blaber. (2000). The impact of fishing on marine birds. – *ICES Journal of Marine Science*, 57: 531-547.

A pesca com espinhéis e a mortalidade de aves marinhas no Brasil

Fábio Olmos²⁴

Tatiana S. Neves³³

Gastão C. Bastos³⁴

Muitas aves marinhas, além de serem predadoras, também capturam presas enfraquecidas ou mortas encontradas na superfície, como lulas moribundas após a reprodução ou restos de presas deixados por grandes peixes ou mamíferos marinhos. Este hábito, notável entre os Procellariiformes, os torna pré-adaptados para suplementar sua dieta com os descartes de atividades pesqueiras e para tentarem roubar as iscas de anzóis. Este comportamento leva albatrozes, pardelas e petréis a interagirem com barcos pesqueiros e serem capturados por espinhéis que oferecem iscas atraentes tanto para os peixes como para as aves.

O problema

A mortalidade de aves oceânicas, especialmente de albatrozes e pardelas, associada à pesca com espinhéis tem sido reconhecida como uma grave ameaça àquelas aves apenas nos últimos 25 anos. Durante esse período houve um enorme crescimento no esforço de pesca por barcos utilizando espinhéis, e verificaram-se declínios significativos nas populações de várias espécies de aves capturadas incidentalmente. Por exemplo, uma recente estimativa feita pela Comissão para Conservação dos Recursos Vivos da Antártica (CCAMLR), indica que a pesca com espinhéis de fundo direcionada ao

“Chilean sea bass” ou “Patagonian toothfish” *Dissostichus eleginoides* matou cerca de um quarto de milhão de aves marinhas nos últimos três anos (Brothers *et al.* 1999).

Estudos pioneiros feitos nos anos 1980, incluindo análises de recuperações de anilhas por barcos pesqueiros (Croxall e Prince 1990), foram os primeiros a identificar a pesca com espinhéis como um problema sério para a conservação. Apregoada como “ambientalmente amigável” quando comparada a técnicas como as redes de deriva ou aos arrastos, hoje se reconhece que a pesca com espinhéis é um fator de mortalidade significativo de aves marinhas, tartarugas e peixes não comerciais.

A maioria das espécies de albatrozes e petréis gigantes está em declínio devido, pelo menos em parte, à mortalidade sofrida nos espinhéis, e esta também ameaça os petréis do gênero *Procellaria* (Barnes *et al.* 1997, Ryan 1998). O número de *Diomedea exulans* observado no Oceano Índico diminuiu em 99% entre 1981/82 e 1992/93, enquanto que os decréscimos para *Thalassarche melanophrys* e *Macronectes giganteus* foram de 100 e 98%, respectivamente (Woehler 1996). As populações de três espécies de albatrozes que nidificam nas Geórgias do Sul, *Diomedea exulans*, *Thalassarche melanophrys* e *T. chrysostoma* declinaram em mais de 30% desde 1976 (Croxall *et al.* 1998). De fato, poucas populações de albatrozes e petréis gigantes tem

se mantido estáveis, e todas as espécies são consideradas ameaçadas a nível global, com algumas classificadas como “em perigo” (Gales 1998, Croxall e Gales 1998, IUCN 2000).

Apenas duas espécies de Procellariiformes se reproduzem no Brasil: *Pterodroma arminjoniana* (Ilha da Trindade) e *Puffinus lherminieri* (ilhas do litoral do Espírito Santo e Fernando de Noronha; Sick 1997, Soto e Filippini 2000). Apesar da escassez de espécies que aqui se reproduzem, a Zona Econômica Exclusiva (ZEE) brasileira é uma área de alimentação utilizada por pelo menos 37 espécies de albatrozes, pardelas e petréis, que se concentram especialmente nas águas mais frias e ressurgências do sul-sudeste, especialmente a Convergência Subtropical, fora do litoral gaúcho, onde as águas das correntes do Brasil e das Malvinas se encontram.

Devido aos amplos movimentos migratórios e longas viagens de alimentação feitas por essas aves, as atividades pesqueiras no Brasil interagem com populações de aves que se reproduzem no Ártico, Antártica e nas ilhas sub-antárticas e do centro do Atlântico. Por exemplo, os *Diomedea exulans* e *Procellaria aequinoctialis* que se reproduzem nas ilhas Geórgias do Sul têm uma de suas principais áreas de alimentação na área sob influência da Convergência Subtropical (onde as águas quentes da Corrente do Brasil se encontram com as águas frias da Corrente das Malvinas), fora da costa do Rio Grande do Sul, Uruguai e Argentina (Prince *et al.* 1992, Weimerskirch *et al.* 1999), enquanto que as *Procellaria conspicillata*, que nidificam apenas na ilha Inaccessible, têm suas principais agregações ao largo da costa sudeste-sul do país (Olmos 1997).

Dessa forma, a atividade pesqueira realizada em águas brasileiras tem impactos sobre populações de aves com vasta distribuição geográfica e que se reproduzem muito distantes do Brasil.

Os Procellariiformes são especialmente vulneráveis à mortalidade causada pela pesca por serem k-estrategistas extremos. Todas as espécies tem vida longa (uma fêmea de *Diomedea sanfordi* se reproduziu com 61 anos;

C. Robertson, com. pess.), atingem a maturidade sexual apenas após vários anos (5-6 anos para as espécies menores, cerca de 11 anos para os grandes albatrozes; Warham 1990) e produzem apenas um ovo por temporada, o que pode ocorrer a intervalos de vários anos (Warham 1990, 1996). Estas características os tornam vulneráveis a fatores de mortalidade que atingem aves em idade de reprodução, como a captura incidental na pesca de espinhéis (Moloney *et al.* 1994).

O que são espinhéis?

Existem dois tipos principais de espinhéis ou “long-lines”. Espinhéis de fundo, direcionados à captura de peixes demersais como chernes, namorados e batatas, e os boiados ou de meia-água, para captura de peixes pelágicos como atuns e espadartes. Um espinhel de fundo consiste de um cabo de aço estendido com até 15 milhas náuticas (27,8 km) ao qual são presas, através de grampos (“snaps”) linhas secundárias de nylon com anzóis circulares iscados com lula ou peixe. Um barco utilizando esta técnica lança cerca de 3.000 anzóis/dia de pesca, distribuídos em 2 a 3 lances diários. Algumas vezes um único lance pode ter mais de 2.000 anzóis. O cabo afunda com seu peso a profundidades de até 700 m, de forma que a técnica só pode ser empregada sobre a plataforma e o talude continentais.

Esta é uma técnica de pesca relativamente nova no Brasil, tendo sido introduzida em 1994 através de um projeto implementado pelo Instituto de Pesca de São Paulo, e espalhando-se desde então. Após uma rápida expansão da frota, incluindo tentativas mal-sucedidas de usar a técnica no nordeste do Brasil, em 1998 existiam cerca de 35 barcos equipados com espinhéis de fundo, baseados nos portos de Vitória, Rio de Janeiro, Santos, Itajaí e Rio Grande, com maior concentração nos últimos três devido à proximidade com os pesqueiros mais ricos do sul do país.

As embarcações tendem a operar mais distantes da costa durante o verão em comparação com o inverno, quando capturam

bagres e corvinas em profundidades tão pequenas quanto 35-85 m. A atividade de pesca com espinhel de fundo parece estar em declínio, tanto devido à especialização técnica desta modalidade como ao esgotamento dos estoques das espécies-alvo (Silva 2000). Em 1999 chernes *Epinephelus* e *Polyprion* spp. e namorados *Pseudoperca* spp. constituíram 25% das capturas, batatas *Lopholatilus villarii* 25% e bagres *Netuma barba* 39% (Silva 2000).

Os barcos equipados com espinhéis pelágicos (ou de meia-água) buscam capturar espécies como atuns, peixes de bico e tubarões. A atividade iniciou-se no Brasil em 1958, introduzida por japoneses, sofrendo várias interrupções e alterações tecnológicas. A partir de 1994 os barcos operando na ZEE brasileira trocaram o modelo japonês de espinhel, mais pesado e que necessitava de mais pessoal, pelo modelo americano mais leve. Este é conhecido como espinhel flutuante ou boiado, e consiste de uma linha principal de poliamida monofilamento com cerca de 80 km, na qual são presos 800-1.200 anzóis iscados em linhas secundárias com grampos de metal ("snaps"). O conjunto afunda lentamente até 45-80 m de profundidade, menos que os 70-120 m dos espinhéis japoneses. Como nos espinhéis de fundo, a isca favorita é a lula, frequentemente tingida com corantes alimentares de cores brilhantes. Bastões luminosos ("light-sticks") são presos às linhas secundárias para atrair peixes, e o lançamento do espinhel é feito logo após o por do sol para tirar proveito do comportamento da principal espécie-alvo, o espadarte ou meca *Xiphias gladius*.

O número de embarcações com espinhéis pelágicos no Brasil variou entre 27 e 58 na década de 1990. Em 1998 estavam em operação 58 embarcações, em comparação a 45 em 1997. O esforço de pesca cresceu de 2,5 milhões de anzóis por ano em 1980 para 9 milhões de anzóis em 1994, último ano para o qual esse dado está disponível. Em agosto de 1998 havia 22 espinheleiros na região sul-sudeste, baseados nos portos de Itajaí e Santos. Até 1995 também havia barcos operando a partir de Rio Grande.

O último dado estatístico disponível (não

há informações após 1994) indica que esta frota, que atua na região onde ocorre mortalidade de aves marinhas, teve um esforço de captura de cerca de 6,4 milhões de anzóis em 1994, quando consistia de 27 embarcações. A maioria tem o espadarte como sua espécie-alvo (54% das capturas da frota sul-sudeste em 1997), mas tubarões (29%), atuns (12%) e marlins (4%), contribuem de forma importante para a produção.

Em 1999 a frota sul-sudeste havia crescido para 29 barcos. Em maio de 2001 havia 35 embarcações (32 domésticas e três arrendadas) operando a partir de Santos, Itajaí e Rio Grande, de acordo com os planos do Ministério das Agricultura de aumentar a produção de peixes pelágicos de 5.000 toneladas/ano em 1997 para 186.000 toneladas/ano em 2003. Parte da frota baseada no nordeste (77 embarcações), especialmente barcos estrangeiros arrendados, também pesca no sul do Brasil durante parte do ano. Isto torna difícil a obtenção de dados de esforço de pesca na área de ocorrência das aves mas é seguro afirmar que houve um crescimento acentuado nos últimos anos.

O impacto da frota brasileira

Os dados disponíveis sobre a mortalidade de aves marinhas em espinhéis de fundo foram obtidos em 1994-95 pelo navio de pesquisas *Orion*, do Instituto de Pesca de São Paulo, e durante cruzeiros feitos em 1996-97 pelo barco pesqueiro *Margus II* como parte do Programa REVIZEE (Avaliação do Potencial Sustentável dos Recursos Vivos da Zona Econômica Exclusiva Brasileira), um projeto nacional inter-institucional envolvendo a Comissão Interministerial de Recursos do Mar e instituições de pesquisa como o Instituto de Pesca de São Paulo (IP), Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo (IO-USP) e Fundação Universidade do Rio Grande (FURG).

Ao longo de 19 cruzeiros realizados entre abril de 1994 e maio de 1995, o *Orion* lançou 340.777 anzóis em um total de 157 dias de

pesca. O *Orion* prospectou a plataforma continental e seu talude superior entre 19°30' e 27°56'S, e profundidades entre 49 e 468 m, capturando 109 aves (0,32 aves/1000 anzóis), das quais 49 foram recuperadas para identificação (Neves e Olmos 1998, Tutui *et al.* 2000). A principal espécie capturada foi *Puffinus gravis* (34 indivíduos), seguido por *Thalassarche chlororhynchos* (6), *Procellaria aequinoctialis* (6), *Procellaria conspicillata* (2) e *Thalassarche melanophrys* (1).

Os 12 cruzeiros do *Margus II* foram realizados entre o Rio de Janeiro e Rio Grande do Sul (22°-34°40'S) a profundidades de 100-500 m, entre agosto de 1996 e junho de 1997. O esforço de captura foi de 187.908 anzóis ao longo de 69 dias de pesca, resultando na morte de 19 aves (0,1 aves/1000 anzóis), das quais 15 foram identificadas. Novamente as espécies mais capturadas foram *Puffinus gravis* (5 aves) e a *Procellaria aequinoctialis* (5), seguidos por *Thalassarche melanophrys* (4) e *Procellaria conspicillata* (1).

Como nenhuma tentativa de prevenir a captura de aves foi feita, a notável diferença entre os cruzeiros do *Orion* e do *Margus II* pode ser atribuída a diversos fatores. Primeiro, o *Orion* operou principalmente em áreas de pesca conhecidas e em uma faixa de profundidades mais limitada, enquanto os cruzeiros do *Margus II* amostraram uma área maior de forma sistemática, realizando lançamentos em faixas batimétricas paralelas que nem sempre correspondiam a pesqueiros. As áreas de pesca conhecidas onde o *Orion* operou podem coincidir com agregações de presas (como lulas e peixes pequenos) exploradas pelas aves, que podiam estar ali congregadas.

Segundo, o *Orion* capturou 46 das 109 aves entre maio e junho na área de Cabo Frio, coincidindo com a migração de *Puffinus gravis* (a espécie mais capturada) para o Atlântico Norte. Esta espécie é um migrante transequatorial que deixa as águas do sul do Brasil durante o inverno (Vooren e Brusque 1999).

A região de Cabo Frio tem a maior produtividade primária da costa sudeste brasileira devido à ressurgência, e é provável que seja uma área de alimentação para aves

migrantes. *Puffinus gravis* é um mergulhador hábil capaz de capturar suas presas a vários metros de profundidade, uma condição importante na seleção das aves capturadas devido à rápida submersão do cabo de aço do espinhel. *Puffinus gravis* foi capturado em maior número apesar de constituírem no máximo 20% das aves observadas ao redor dos barcos (Olmos 1997), mostrando que a técnica de pesca é seletiva em relação às aves capturadas.

Baseados em dados da frota sediada em Santos, os 35 espinheiros de fundo operando na ZEE brasileira até 1998, tinham um esforço de pesca anual médio de cerca de 17,7 milhões de anzóis. Utilizando as taxas de captura do *Orion* e do *Margus II* como parâmetro, este esforço corresponde a uma média de 4.214 (de 2.201 a 6.226) aves marinhas mortas por ano.

Com base nesses resultados, e as médias ponderadas para cada espécie obtida a partir da soma das aves capturadas por ambos os estudos, pode ser estimado que em meados da década de 1990 a frota brasileira de espinheiros de fundo matava cerca 2.568 (de 1.341 a 3.794) *Puffinus gravis*, 724 (de 378 a 1.070) *Procellaria aequinoctialis*, 197 (de 103 a 292) *Procellaria conspicillata*, 395 (206 a 584) *Thalassarche chlororhynchos* e 329 (de 172 a 486) *Thalassarche melanophrys* por ano na zona econômica exclusiva do Brasil.

As estimativas de mortalidade por espinheiros pelágicos baseiam-se em informações de 120 cruzeiros feitos por 15 espinheiros baseados em Santos, e coletados entre novembro de 1994 e agosto de 1999, totalizando 1.529.312 anzóis em 1.350 lançamentos (dados parcialmente reportados por Neves e Olmos 1998). A frota de Santos operou entre 15 e 35°S, explorando áreas mais ao sul durante o inverno em comparação com o verão (4.720 anzóis/dia em comparação a 3.700 anzóis/dia). Dados adicionais foram obtidos por Tatiana Neves (Instituto Florestal de São Paulo) em seis cruzeiros feitos pelo navio de pesquisas oceanográficas *Atlântico Sul*, da FURG, entre novembro de 1996 e abril de 1998. Estes cruzeiros, feitos ao sul de 27°S, faziam parte do projeto ARGO, de avaliação de estoques de peixes pelágicos. O Atlântico Sul

empregou um espinhel pelágico um pouco diferente do usado pela frota santista, com uma linha principal mais fina e leve, linhas secundárias mais curtas (7, ao invés de 18 m) e apenas 300 anzóis por lance.

A frota de espinheleiros de Santos capturou 139 aves, ou 0,095 aves/1000 anzóis. Este resultado foi provavelmente subestimado, já que se baseia em informações coletadas junto aos próprios pescadores e aves trazidas pelos mesmos, sem observação direta a bordo (Neves *et al.* 2001). A grande maioria das aves (95,7%) foi capturada durante o inverno em águas ao sul de 24ºS. Entre as aves capturadas e identificadas estão *Diomedea exulans* (2 aves), *Diomedea dabbenena* (1), *Thalassarche melanophrys* (34), *Thalassarche chlororhynchos* (17), *Procellaria aequinoctialis* (18), *Procellaria conspicillata* (6), *Procellaria* não identificadas (6), e *Puffinus gravis* (1).

O Atlântico Sul teve um maior sucesso em capturar aves. A taxa de captura ao longo de seis cruzeiros foi de 0,73 aves/1000 anzóis, provavelmente devido ao equipamento mais leve que flutuava a profundidades menores. As espécies capturadas foram o *Thalassarche melanophrys* (4 aves), *Puffinus gravis* (2) e *Procellaria conspicillata* (2).

Estes resultados diferem daqueles reportados por Teodoro Vaske em 1991. Ele registrou 71 aves capturadas em 52 dias de pesca, a maioria dos quais era de *Procellaria aequinoctialis* (58), com números menores de *Procellaria conspicillata* (6), *Diomedea exulans* (4), *Thalassarche melanophrys* (2) e *Fulmarus glacialis* (1). Considerando todos os lançamentos feitos, a taxa de captura foi de 1,35 aves/1000 anzóis (T. Vaske, com. pess.). Os cinco cruzeiros de Vaske foram feitos durante o inverno e início da primavera, o que deve ter contribuído para as altas taxas de captura.

Utilizando-se a composição total de captura da frota santista, do Atlântico Sul e do estudo de Vaske, o esforço de captura da frota sul-sudeste em 1994, de 6,4 milhões de anzóis/ano, que supomos similar ao de 1998 devido ao número semelhante de barcos, e as taxas de captura do Atlântico Sul e a de Vaske

como extremos, estimamos que a frota de espinheleiros operando no sul-sudeste do Brasil capturou anualmente cerca de 6.656 aves. A partir deste cálculo, podemos extrapolar que são mortos, em média, 3.084 (de 2.165 a 4.004) *Procellaria aequinoctialis*, 1.623 (de 1.139 a 2.107) *Thalassarche melanophrys*, 690 (de 484 a 896) *Thalassarche chlororhynchos*, 568 (de 399 a 738) *Procellaria conspicillata*, 243 (de 171 a 316) *Diomedea exulans*, 122 (de 86 a 158) *Puffinus gravis*, 41 (de 29 a 53) *Fulmarus glacialis* e 41 (de 29 a 53) *Diomedea dabbenena*. Além disso são também capturadas 243 (171 a 316) *Procellaria* não identificadas (podem ser tanto *aequinoctialis* como *conspicillata*).

Esta grande variação no número estimado de aves mortas anualmente se deve à diferença nas taxas de captura dos diferentes estudos. Acreditamos que a taxa de captura de aves por espinheleiros é muito variável e depende de diversos fatores, incluindo tipo de embarcação, as condições do mar, fase da lua e tamanho das agregações de aves. Informações mais acuradas estarão disponíveis apenas com o estabelecimento de um programa de observadores a bordo das embarcações dedicadas a esta atividade.

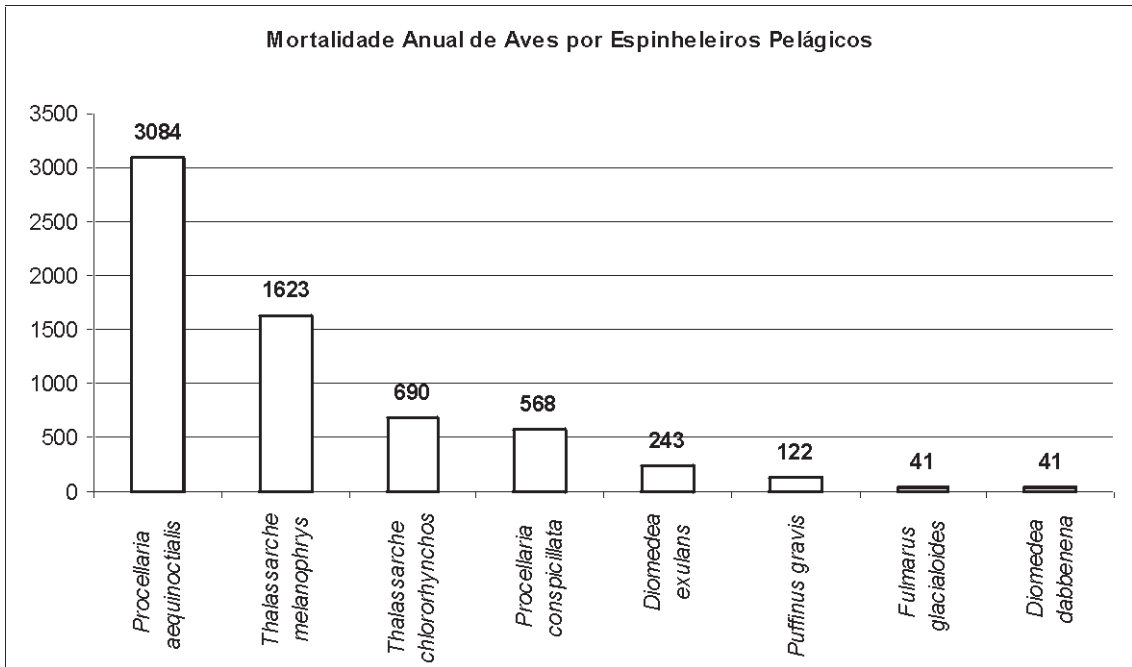
Apesar das imprecisões, a mortalidade anual de aves marinhas pela frota brasileira em 1998-99 deve ter sido de cerca de 10.000 indivíduos. Com o aumento previsto para a frota dedicada à captura de peixes pelágicos, esse valor deverá aumentar em várias vezes, a menos que sejam adotadas medidas mitigatórias (Fig. 1).

Uma questão de seletividade

Tanto os espinhéis pelágicos quanto os de fundo são seletivos com relação às espécies de aves que capturam.

Puffinus gravis é a espécie mais capturada por espinhéis de fundo e espinhéis pelágicos capturam muito mais albatrozes, enquanto *Procellaria aequinoctialis* e *P. conspicillata* são apanhadas em números significativos por ambas as técnicas. Esta diferença pode ser atribuída

Figura 1. Mortalidade anual de aves oceânicas por espinheleiros pelágicos no Brasil em 1998-99. Esta estimativa foi feita para uma frota de 22 embarcações e um esforço de 6,4 milhões de anzóis/ano. A frota deverá aumentar para 34 embarcações até o final de 2000. O Ministério da Agricultura pretende aumentar a produção de atuns e afins de 45.000 tons (1999) para 186.000 (2003).



ao fato de espinhéis de fundo submergirem rapidamente, de forma que apenas aves com maior capacidade de mergulho podem ser apanhadas nos anzóis, e pelos anzóis menores e mais arredondados usados nos espinhéis de fundo. Além disso, nos espinhéis de fundo uma única lula é cortada em diversos pedaços menores e serve de isca para 4-8 anzóis. Quando a ave agarra a isca na água, ela também está agarrando o anzol.

Todos esses fatores favorecem a captura de *Puffinus gravis*, aves ágeis e boas mergulhadoras. Por outro lado, espinhéis pelágicos utilizam anzóis maiores e iscas grandes, como lulas inteiras (até 300 g cada uma), que são mais difíceis de serem engolidas por aves menores como bobos e pardelas. Os anzóis maiores e que afundam lentamente são mais adequados para capturar os albatrozes, aves grandes e menos ágeis.

Espécies ameaçadas

Como vimos, a maioria das espécies que interage com a pesca de espinhel está com populações em declínio. Estimativas anteriores sugeriam que a frota espinheleira brasileira capturava 200 *Procellaria conspicillata* no início da década de 1990, ou mais de 5% da população então estimada para espécie (Ryan 1998). Somando a captura por espinhéis de fundo e pelágicos, nossos resultados sugerem que a mortalidade real está ao redor de 400-500 *Procellaria conspicillata* por ano. Este nível de mortalidade não pode ser suportado por uma espécie com baixo potencial reprodutivo, como todas as pardelas e albatrozes. Se os resultados brasileiros são somados à mortalidade nas águas de países vizinhos como Uruguai e Argentina, esta espécie pode ser considerada em perigo devido à mortalidade em águas sul-americanas, especialmente no Brasil.

Os espinheleiros brasileiros capturam outras espécies ameaçadas de albatrozes, como *Diomedea dabbenena* e *D. exulans* (Tabela 1, Neves & Olmos 2001). Existe o registro de um *Diomedea epomophora* anilhado na ilha Campbell (Nova Zelândia) e capturado por um espinheleiro ao largo da costa gaúcha. Também existem registros de outra espécie

ocasionalmente capturada por espinheleiros, *Macronectes giganteus*, chamado de “urubu” pelos pescadores. *Macronectes giganteus* apanhados no Brasil haviam sido anilhados na ilha Macquarie, no Pacífico sul, ilha Signy (Órcadas do Sul) e Geórgias do Sul. A população total do petrel-gigante é estimada em apenas 36.000 casais, e está em declínio.

Tabela 1. Algumas das espécies capturadas por espinhéis em águas brasileiras e seu status. As informações de tamanho de população referem-se às populações no Atlântico. “Status” segue os critérios da IUCN (veja <http://www.redlist.org>); “S”- fora de perigo, NT- “quase ameaçada”, E- “em perigo”, V- “vulnerável”.

Nome Científico	Áreas de Nidificação	População Estimada
<i>Diomedea dabbenena</i> (E)	ilha Gough	1.000-1.500 pares reprodutivos/ano
	ilha Inaccessible	2-3 pares reprodutivos/ano
<i>Diomedea exulans</i> (V)	ilhas Geórgias do Sul	2.178 pares reprodutivos/ano
<i>Thalassarche melanophrys</i> (V)	ilhas Falkland	521.424.pares reprodutivos/ano
	ilhas Geórgias do Sul	95.000 pares reprodutivos/ano
<i>Thalassarche chlororhynchus</i> (V)	ilhas de Tristan da Cunha	22.200 pares reprodutivos/ano
	ilha Gough	5.000-10.000 pares reprodutivos/ano
<i>Procellaria aequinoctialis</i> (V)	ilhas Geórgias do Sul	2 milhões de pares
	ilhas Falkland	1.000-5000 pares
<i>Procellaria conspicillata</i> (E)	ilha Inaccessible	4.000 - 4.500 pares reprodutivos/ano
<i>Puffinus gravis</i> (S)	ilhas de Tristan da Cunha	5 milhões de pares
	ilha Gough	600 mil a 3 milhões de pares
	ilhas Falkland	algumas centenas de pares

A rica e produtiva área de pesca no sul do Brasil sob influência da Convergência Subtropical é utilizada por embarcações com espinhéis pelágicos e de fundo vindas de todo o Brasil, e é uma das principais áreas de alimentação para as aves marinhas do Atlântico Sul, incluindo todas as espécies consideradas ameaçadas. Minimizar a captura incidental pela frota operando a partir dos portos de Itajaí e Santos seria um grande avanço para a conservação daquelas espécies.

A captura incidental de aves não é um problema apenas para as aves. Cada anzol

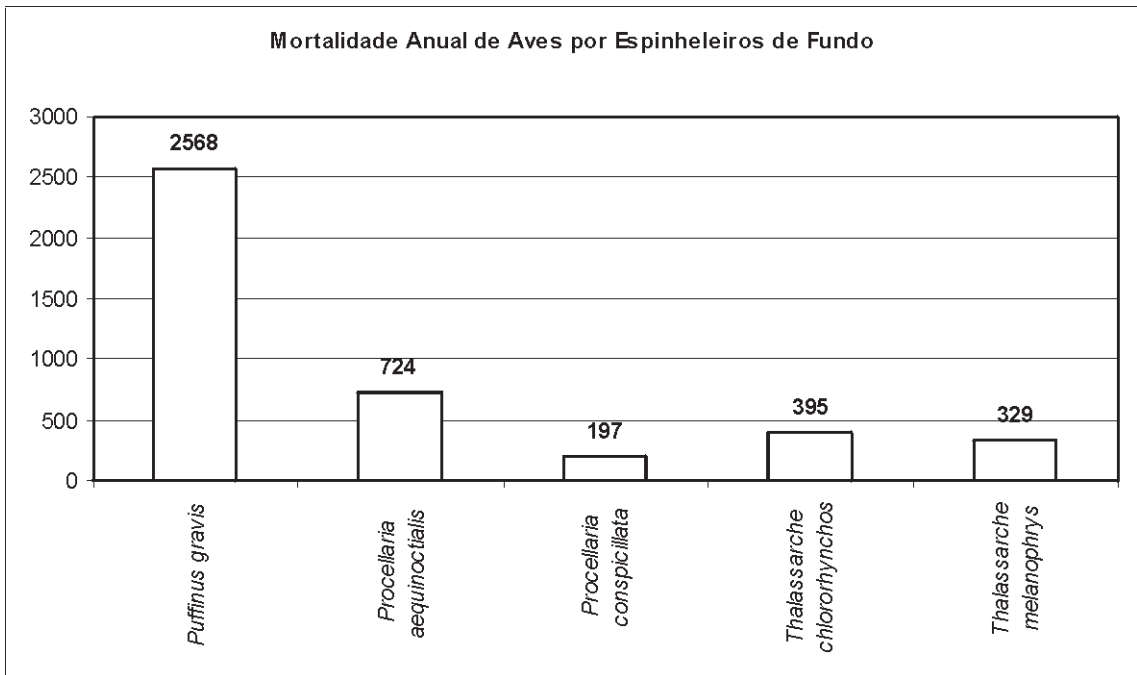
iscado apanhado por uma ave significa menos um anzol capaz de apanhar um peixe. Pesquisas feitas por pesquisadores australianos nos mares austrais sugerem que para cada ave capturada pelo menos 20 anzóis perderam suas iscas. Este é um problema menor para barcos com espinhéis de fundo, que lançam milhares de anzóis por dia e tem como alvo espécies de menor valor comercial.

Espinheleiros pelágicos tem alto custo, consumindo cerca de R\$ 35.000,00 em uma única viagem de 25 dias apenas em gelo, óleo diesel, isca, iscas luminosas, alimentos e outras

equipagens (valores de agosto de 1999). Eles lançam menos anzóis por vez, e capturam peixes com valor individual muito maior. Por exemplo, um único atum de tamanho médio pode valer

algumas centenas de dólares americanos (ou mesmo alguns poucos milhares em casos especiais), e o prejuízo econômico de capturar aves marinhas é óbvio (Fig. 2).

Figura 2. Mortalidade anual de aves oceânicas por espinheleiros de fundo no Brasil em 1998-99. Esta estimativa foi feita para uma frota de 35 embarcações. Esta arte de pesca está em declínio devido à sobrepesca das espécies-alvo, e o número de barcos está em diminuindo.



Medidas Mitigatórias

Diversos métodos têm sido adotados em outros países para evitar a perda de iscas e a captura de aves. O mais simples e efetivo é lançar os espinhéis à noite com luzes de bordo reduzidas, uma técnica já empregada, especialmente por espinheleiros pescando espadartes. Esta estratégia resultou na redução da taxa de captura de aves em algumas partes do mundo. No entanto, lançamentos noturnos são evitados quando espinhéis de fundo são usados devido à ação de crustáceos carnívoros noturnos que vivem no fundo (isópodos *Politolana* sp., conhecida pelos pescadores como “barata”), e podem destruir completamente iscas e peixes (e aves) capturadas. Além disso, pardelas *Procellaria* alimentam-se à noite e

ainda podem ser capturadas. Alguns mestres de espinheleiros que pescam espadartes nos informaram que lançar espinhéis à noite dificilmente reduziu a captura de aves marinhas, mas reconhecem que a maioria das capturas ocorre em noites claras, iluminadas pela lua.

Uma técnica de baixo custo é espantador de aves, ou “tori line”. O equipamento consiste de uma vara montada na proa do barco à qual é preso um cabo com linhas secundárias que ficam penduradas e oscilando. Estas são mais ou menos rígidas graças a um revestimento plástico. O cabo principal é rebocado diretamente acima da área onde o espinhel é lançado na água, e as linhas secundárias, balançando de forma imprevisível, evitam que as aves tenham posição para apanhar os anzóis.

Espantadores bem feitos podem reduzir a perda de iscas para as aves em mais de 70% porque cobrem a área onde os anzóis são mais vulneráveis às aves.

Adaptações mínimas no equipamento de pesca podem reduzir a perda de iscas e a morte de aves de forma significativa. Espinhéis que afundam mais rapidamente ficam vulneráveis às aves por menor tempo. Prender pesos às linhas ou cabo principal, e descongelar as iscas, ajudam o espinhel a afundar mais rapidamente. Além disso, lançar descartes fora da área de lançamento faz com que as aves se afastem da zona de perigo.

Várias técnicas tem sido testadas em embarcações que pescam espadartes nas águas ao norte do Hawaii e que utilizam o mesmo tipo de equipamento que os barcos brasileiros. Nesta pescaria, um total de 2,23 aves morrem para cada 1.000 anzóis lançados. O uso do espantador de aves (“tori line”) reduziu a mortalidade para 0,47 aves/1000 anzóis, enquanto que rebocar uma bóia tipo balão durante as operações resultou em 0,26 aves mortas/1000 anzóis. Também foram testados o lançamento “estratégico” de descartes (0,32 aves mortas/1000 anzóis) e lançamentos noturnos (0,6 aves/1000 anzóis) mas a medida mitigatória mais eficiente foi tingir as iscas de azul, o que resultou em 0,12 aves mortas/1000 anzóis e nenhum efeito sobre a captura dos peixes (Kaaialii *et al.* 2000).

No Brasil poucos pescadores evitam capturar aves e perder iscas para eles de maneira consciente. Alguns espinheleiros guardam descartes para lança-los longe do espinhel durante os lançamentos, o que parece funcionar. Outros tentam espantar as aves com sirenes e fogos de artifício, mas as aves rapidamente se habitua ao barulho. Experimentos com espantadores de aves tem sido feitos por barcos de Itajaí e Santos, mas ainda há um longo caminho até que se tornem equipamento padrão no Brasil.

O uso de iscas tingidas de azul, talvez acoplado a outro método como o espantador, pode ser viável no Brasil. Atualmente TSN está conduzindo experimentos em barcos espinheleiros baseados em Santos para avaliar

a efetividade destas metodologias, com resultados preliminares promissores.

A mortalidade de aves marinhas no Brasil é um problema internacional, já que aves que se reproduzem em outros países e são protegidas pela Convenção sobre Espécies Migratórias (da qual o Brasil não é signatário) estão sendo mortas por barcos operando na ZEE brasileira. Isto pode resultar em retaliações econômicas e boicotes contra o pescado exportado pelo país, como já ocorreu devido à mortalidade de tartarugas marinhas nas pescas de arrasto, o que reduziu drasticamente as exportações brasileiras de camarões.

Deve-se lembrar que em 1997 as exportações de espadartes, atuns e afins, principal alvo dos espinheleiros, chegaram a US\$ 21.135.753,00, e em 1998 apenas as exportações de espadartes para os Estados Unidos (o principal importador) chegaram a cerca de US\$ 3,9 milhões. Esse valor tem crescido bastante ano a ano com a expansão da frota.

Este problema ocorre juntamente com outros que estão danificando o ambiente marinho, como a exploração predatória de tubarões pelas suas barbatanas, a sobrepesca de alguns estoques pesqueiros (como da albacora-bandolim, agulhão-negro, agulhão-branco e o espadarte ou meca), e a mortalidade incidental de tartarugas marinhas. Todos esses problemas, e o número de aves mortas, crescerão com os planos do Ministério da Agricultura de aumentar o esforço de pesca sem atentar para a sustentabilidade dos recursos pesqueiros ou as conseqüências ambientais, o que tem causado preocupação entre ambientalistas e parte do setor pesqueiro.

Simplemente promulgar regulamentos e portarias listando medidas mitigatórias ou proibições não funcionará sem um programa de observadores de bordo que assegure que os pescadores as estão seguindo, e orientá-los quanto a seu uso. Um programa desse tipo é factível devido ao tamanho relativamente pequeno da frota que atua na região sul-sudeste, e serviria também para obter estatísticas e dados pesqueiros melhores que os hoje disponíveis, em sua maioria obtidos de

segunda mão. Uma iniciativa desse tipo poderá ser desenvolvida apenas através de um programa educativo voltado às tripulações e empresários da pesca, esclarecendo-os sobre o drama dos albatrozes e outras aves marinhas, as perdas econômicas associadas e as medidas mitigatórias possíveis. Apenas obtendo-se o apoio do empresariado, dos mestres e suas tripulações a morte desnecessária daquelas aves magníficas e pouco conhecidas poderá chegar ao fim.

Infelizmente, ao contrário de nações como os Estados Unidos, Japão, Austrália e Nova Zelândia (Cooper *et al.* 2000), até o momento o Governo Brasileiro não tomou nenhuma medida prática, visível no mar, para

reduzir a mortalidade de aves marinhas causada pela frota nacional. Apesar do Brasil ter se comprometido a elaborar um plano de ação nacional durante a reunião da Food and Agriculture Organization (FAO) em junho de 1999, a ser apresentado no início de 2001, nenhuma atitude efetiva foi feita nesse sentido. Ao mesmo tempo, a frota tem crescido rapidamente graças aos licenciamentos autorizados pelo Ministério da Agricultura.

Como em tantas outras questões ambientais, medidas para salvaguardar as aves oceânicas no Brasil provavelmente só irão acontecer quando surgir uma demanda externa que ameace a atividade econômica que as afeta.

Bibliografia

Barnes, K. N., P. G. Ryan e C. Boix-Hinzen (1997). The impact of the hake *Merluccius* spp. longline fishery off South Africa on procellariiform seabirds. *Biological Conservation* 82: 27-234.

Brothers, N. P., J. Cooper e S. Løkkeborg (1999). The incidental catch of seabirds by longline fisheries: worldwide review and technical guidelines for mitigation. *FAO Fisheries Circular* No. 937. 100 pp.

Cooper, J., J. Croxall e K.S. Rivera (2000). Off the hook? Initiatives to reduce seabird by-catch in longline fisheries. Em: Melvin, E. F. e Parrish, J. K. (eds). *Proceedings of the Symposium on Seabird By-catch: Trends, Roadblocks and Solutions*. Fairbanks: Alaska Sea Grant Program.

Croxall, J. P. e R. Gales (1998). An assessment of the conservation status of albatrosses. p. 46-65 Em: G. Robertson e R. Gales (eds.) *The Albatross Biology & Conservation*. Surrey Beatty e Sons, Chipping Norton.

Croxall, J. P. e P. A. Prince (1990). Recoveries of Wandering Albatrosses *Diomedea exulans* ringed at South Georgia. *Ringing & Migration* 11: 43-51.

Croxall, J. P., P. A. Prince, P. Rothery e A. G. Wood (1998). Population changes in albatrosses at South Georgia. p. 68-83 Em: Robertson, G. e Gales, R. (eds.) *Albatross Biology and Conservation*. Chipping Norton, Australia, Surrey Beatty e Sons.

Gales, R. (1998). Albatross populations: status and threats. p. 20-45 Em: G. Robertson e R. Gales (eds.) *The Albatross Biology & Conservation*. Surrey Beatty & Sons, Chipping Norton.

IUCN (2000). The 2000 IUCN Red List of Threatened Species. <http://www.redlist.org>

- Moloney, C. L., J. Cooper, P. G. Ryan e W. R. Siegfried (1994). Use of a population model to assess the impact of longline fishing on Wandering Albatross *Diomedea exulans* populations. *Biological Conservation* 70: 195-203.
- Neves, T. S. e F. Olmos (1998). Albatross mortality in fisheries off the coast of Brazil. p. 214-219 Em: G. Robertson e R. Gales (eds.) *The Albatross Biology & Conservation*. Surrey Beatty & Sons, Chipping Norton.
- Neves, T. S. e F. Olmos (2001). O Albatroz-de-Tristão *Diomedea dabbenena* no Brasil. *Nattereria* 2: 28-30.
- Neves, F. O. C., G. C. C. Bastos e T. S. Neves (2001). Pesca no céu: a morte de aves em espinhéis no Brasil. *Ciência Hoje* 171: 25-32.
- Prince, P. A., A. G. Wood, T. Barton e J.P. Croxall (1992). Satellite tracking of Wandering Albatrosses (*Diomedea exulans*) in the South Atlantic. *Antarctic Science* 4: 31-36.
- Ryan, P. G. (1998). The taxonomic and conservation status of the Spectacled Petrel *Procellaria conspicillata*. *Bird Conserv. Int.* 8: 223-235.
- Silva, A. O. A. (2000). A pesca com espinhel de fundo no Estado de São Paulo. <http://www.setorpesqueiro.com.br/pesquisas/espinhel.htm>
- Soto, J. e A. Filippini (2000). O gênero *Puffinus* no Arquipélago de Fernando de Noronha e o complexo *P. assimilis* – *P. lherminieri*. p. 354-355. Em: *Resumos do VIII Congresso Brasileiro de Ornitologia, Florianópolis*.
- Tutui, S. L. S., G. C. C. Bastos, A. R. G. Tomás, G. G. Tiago e L. A. Zavala-Camin (2000). Species composition of the exploratory fisheries with bottom longline off southeastern Brazil. *Ciência e Cultura* 52: 55-58.
- Vooren, C. M. e L. F. Brusque (2000) *As aves do ambiente costeiro do Brasil: biodiversidade e conservação*. <http://www.bdt.org.br/workshop/costa/aves> (versão disponível em 18/10/2000).
- Warham, J. (1990). *The petrels: their ecology and breeding systems*. Academic Press, London.
- Warham, J. (1996). *The behaviour, population biology and physiology of the petrels*. Academic Press, London.
- Weimerskirch, H., Catard, A., Prince, P. A., Cherel, Y. e Croxall, J. P. (1999). Foraging white-chinned petrels *Procellaria aequinoctialis* at risk: from the tropics to Antarctica. *Biol. Conserv.*, 87, 273-275.
- Woehler, E. J. (1996). Concurrent decreases in five species of Southern Ocean seabirds in Prydz Bay. *Polar Biology* 16: 379-382.

Endereços

1. José Flávio Cândido Júnior

Laboratório de Zoologia, CCBS, Universidade Estadual do Oeste do Paraná (UNIOESTE)
Rua Universitária, 2069 - Jardim universitário - Cascavel - PR - 85.814-110
jflavio@certto.com.br

2. José Fernando Pacheco

Rua Visconde de Ouro Preto, 71 ap. 103. 22250-180 Rio de Janeiro, RJ. jfpcbc@ax.apc.org
Pós-graduação em Biologia Animal, UFRRJ, Seropédica, RJ.

3. Jorge B.L. Albuquerque

Grupo de Indicadores Ambientais, Centro de Ciências Biológicas e da Saúde - UNISUL,
jlbalbuquer@aol.com

4. Luiz dos Anjos

Departamento de Biologia Animal e Vegetal, Universidade Estadual de Londrina, CP 6001,
Londrina, Paraná. 86051-970.
llanjos@sercomtel.com.br

5. Pedro Ferreira Develey

Departamento de Ecologia /Instituto de Biociências
Universidade de São Paulo
C. P. 11461, 05422-970, São Paulo, SP. Brasil.

6. Marco A. Pizo

Departamento de Botânica - IB, Universidade Estadual Paulista, Caixa Postal 199,
13506-900, Rio Claro-SP, Brazil
E-mail: pizo@rc.unesp.br
FAX: (19) 3876 1736

7. Maria Alice dos Santos Alves

Setor de Ecologia, Departamento de Biologia Animal e Vegetal, IBRAG. Rua São Francisco
Xavier, 524. Rio de Janeiro. 20550-011.
masa@uerj.br

8. Edwin O. Willis

Departamento de Zoologia, UNESP, Caixa Postal.199, 13506-900 Rio Claro, SP, Brasil.
ewillis@rc.unesp.br.

9. Yoshika Oniki

Instituto de Estudos da Natureza, Rua 2 no. 2272, 13500-153 Rio Claro, SP, Brazil.
ewillis@rc.unesp.br.

10. Regina de Souza Yabe

Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Pós-Graduação em Ecologia e Conservação,
Cx. Postal 549, 79070-900, Campo Grande, MS.
regyabe@onda.com.br

11. Eliézer José Marques
Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Departamento de Biologia, Cx. Postal 549,
79070-900, Campo Grande, MS.
ejmarq@nin.ufms.br
12. Renata Dornelas de Andrade
Curso de Pós-graduação em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre, ICB, UFMG,
C. P. 486, 30161-970, Belo Horizonte, MG
13. Miguel Ângelo Marini
Departamento de Biologia Geral, ICB, UFMG, C. P. 486, 30161-970, Belo Horizonte, MG,
marini@mono.icb.ufmg.br
14. Giovanni N. Maurício
Laboratório de Ornitologia, Museu de Ciências e Tecnologia, PUCRS, Av. Ipiranga, 6681,
C.P. 1429, 90619-900, Porto Alegre, RS, Brasil.
15. Rafael A. Dias
Museu de História Natural, Universidade Católica de Pelotas, R. Félix da Cunha 412, C.P.
402, 96010-000, Pelotas, RS, Brasil.
16. Jorge J. Protomastro
Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas and Centro de Investigaciones
Ecológicas Subtropicales, CC 43, Puerto Iguazú, Misiones, Argentina.
proto@fnn.net
17. Alexandre Aleixo
Museum of Natural Science e Department of Biological Sciences, Louisiana State University,
119 Foster Hall, Baton Rouge, Louisiana 70803-3216, EUA
aaleixo@lsu.edu
18. David F. Whitacre
The Peregrine Fund, 566 West Flying Hawk Lane, Boise, Idaho, 83709, U.S.A.
19. William A. Burnham
The Peregrine Fund, 566 West Flying Hawk Lane, Boise, Idaho, 83709, U.S.A.
20. Jaqueline M. Goerck
Instituição: BirdLife International - Brasil Programme
Endereço: Alameda Grécia, 297, 06474-010, Barueri, São Paulo, Brasil
birdlifebrasil@uol.com.br
21. Cristina Yumi Miyaki
Departamento de Biologia, Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, Rua do
Matão, 277, CEP 05508-900, São Paulo, SP, Tel: (011) 3818-7582, Fax: (011) 3818-7419
cymiyaki@usp.br

22. Marcos A. Raposo
Depto. Zoologia, Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, Rua do Matão, 101,
Trav. 14, Edif. Zoologia, 05508-900, São Paulo, SP, Brasil.
mraposo@antares.com.br
23. Claudia Bauer
Rua Visconde de Ouro Preto, 71 ap. 103. 22250-180 Rio de Janeiro, RJ.
jfpcbc@ax.apc.org
24. Fábio Olmos
Largo do Paissandú 100, apt. 4C, 01034-010, São Paulo, SP, Brasil.
guara@nethall.com.br
25. Mauro Galetti
Departamento de Ecologia, Universidade Estadual Paulista (UNESP), C.P. 199, 13506-900
Rio Claro, São Paulo.
mgaletti@rc.unesp.br
26. Miguel Serediuk Milano
Fundação O Boticário de Proteção à Natureza.
MiguelM@Boticario.com.br
27. Ibsen de Gusmão Câmara
Fundação Brasileira para a Conservação da Natureza, r. Miranda Valverde 103, 22281-000,
Rio de Janeiro, RJ.
28. Ademar F. Coimbra-Filho
Membro da Academia Brasileira de Ciências, r. Artur Araripe 60/901, 22451-020, Rio de
Janeiro, RJ.
29. Carlos Gabaglia Pena
Fundação Brasileira para a Conservação da Natureza, r. Caio Mario 170, 22451-310, Rio de
Janeiro, RJ.
30. Thales R. O. Freitas
Departamento de Genética, Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Av. Bento Gonçal-
ves, 9500, Cx. Postal 15053, CEP 91501970, Porto Alegre, RS
trof@uol.com.br
31. Andrei L. Roos
Pós-graduação em Ecologia, Conservação e Manejo de Vida Silvestre, UFMG.
Cx. Postal 5184, Florianópolis, SC. 88048-970
alroos@mono.icb.ufmg.br
32. Rejane Both
Curso de Pós-Graduação em Ecologia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Av.
Bento Gonçalves, 9500 Cx. Postal 15007, Porto Alegre, RS.
rejane@ecologia.ufrgs.br

33. Tatiana S. Neves

Seção de Animais Silvestres, Instituto Florestal de São Paulo, r. Pasteur, 89/25, 11060-440, Santos, SP.

tsneves@iron.com.br

34. Gastão C. Bastos

Divisão de Pesca Marítima, Instituto de Pesca de São Paulo, Santos, SP.

gccb@bignet.com.br



Editora Unisul

Av. José Acácio Moreira, 787 - 88704-900 - Tubarão - SC

Fone: (48) 621-3132 - Fax: (48) 621-3036

e-mail: editora@unisul.br

Impressão: Gráfica Popular