

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS
CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS E DA SAÚDE
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E RECURSOS NATURAIS

**COMUNIDADES DE AVES DE UMA ÁREA DO MÉDIO RIO
DOCE, MINAS GERAIS, SUDESTE DO BRASIL.**

ALAN LOURES RIBEIRO

ORIENTADOR: PROF. DR. MANOEL MARTINS DIAS FILHO

SÃO CARLOS – SP

2008

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS
CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS E DA SAÚDE
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E RECURSOS NATURAIS

**COMUNIDADES DE AVES DE UMA ÁREA DO MÉDIO RIO
DOCE, MINAS GERAIS, SUDESTE DO BRASIL.**

ALAN LOURES RIBEIRO

Tese de Doutorado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais do Centro de Ciências Biológicas e da Saúde da Universidade Federal de São Carlos, como parte dos requisitos para obtenção do título de Doutor em Ciências, área de concentração em Ecologia e Recursos Naturais.

SÃO CARLOS – SP

2008

**Ficha catalográfica elaborada pelo DePT da
Biblioteca Comunitária/UFSCar**

R484ca

Ribeiro, Alan Loures.

Comunidades de aves de uma área do Médio Rio Doce,
Minas Gerais, sudeste do Brasil / Alan Loures Ribeiro. -- São
Carlos : UFSCar, 2008.

111 f.

Tese (Doutorado) -- Universidade Federal de São Carlos,
2008.

1. Ecologia. 2. Comunidade de aves. 3. Mata atlântica. 4.
Brasil. I. Título.

CDD: 574.5 (20^a)

Alan Loures Ribeiro

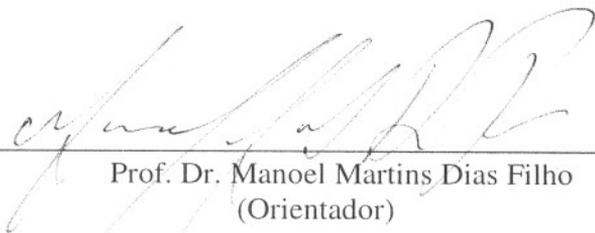
COMUNIDADES DE AVES DE UMA ÁREA DO MÉDIO RIO DOCE, MINAS GERAIS, SUDESTE DO BRASIL

Tese apresentada à Universidade Federal de São Carlos, como parte dos requisitos para obtenção do título de Doutor em Ciências.

Aprovada em 25 de março de 2008

BANCA EXAMINADORA

Presidente



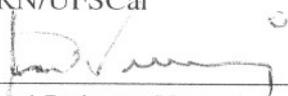
Prof. Dr. Manoel Martins Dias Filho
(Orientador)

1º Examinador



Profa. Dra. Odete Rocha
PPGERN/UFSCar

2º Examinador



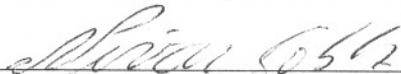
Prof. Dr. José Roberto Verani
PPGERN/UFSCar

3º Examinador



Prof. Dr. Pedro Ferreira Develey
Bird Life International/São Paulo-SP

4º Examinador



Prof. Dr. Nivar Gobbi
UNESP/RIO CLARO-SP

À minha esposa Gláucia
e meu filho Nicholas.

AGRADECIMENTOS

Durante o período de realização deste trabalho, eu contei com o apoio de várias pessoas, instituições (governamentais e não-governamental), além de amigos e diferentes profissionais.

Peço antecipadamente desculpas se me esqueci de alguém!

- 1) Ao meu orientador, Prof. Dr. Manoel Martins Dias Filho, cuja pessoa admiro pelas inúmeras habilidades profissionais. Agradeço pela confiança depositada, desde o meu ingresso no PPGERN, até nos momentos mais tardios desta empreitada. Sua presença para mim sempre foi marcada pela serenidade, mesmo quando apresentei momentos de ansiedade diante das dificuldades encontradas.
- 2) À minha esposa e bióloga, Gláucia Marques Freitas Ribeiro, cujos elogios seriam tantos que não caberiam aqui. Este trabalho chegou ao fim graças ao seu apoio incondicional! Foram intermináveis as madrugadas, dias e momentos de ausência. Obrigado por ter assumido meus compromissos profissionais, pelas idas ao campo e pelas noites de preocupação com meu estado de saúde.
- 3) Ao grande amigo e biólogo, Marco Antônio Manhães, quem me auxiliou inúmeras vezes, contribuindo de forma efetiva para que este trabalho chegasse ao fim. Além de ter me apoiado em momentos difíceis, sempre foi um grande companheiro de diversas jornadas. Espero contar sempre com sua amizade e conhecimento!
- 4) Durante a realização deste curso de doutorado, estive vinculado profissionalmente a uma instituição de ensino superior. Neste período, foram muitas as pessoas que colaboraram comigo para que este curso chegasse ao fim. Como uma forma de reconhecimento, agradeço formalmente ao UnilesteMG.
- 5) Gostaria de agradecer ao Instituto Estadual de Florestas de Minas Gerais, em especial a Denise e Janaína (CPVS-IEF), Marcus Vinícius (gerente regional), Marquinhos (auxiliar

de campo) e todos aqueles que me apoiaram, desde as permissões de trabalho, até nas questões logísticas. Sinceramente, muito obrigado!

- 6) Ao CEMAVE, órgão vinculado ao Ibama, pela licença de captura e o fornecimento das anilhas de alumínio empregadas neste trabalho.
- 7) À Cecília Kierulff, Francisco A. Barbosa e Maurício M. Petrúcio pela oportunidade de integrar a equipe do Programa TEAM (Tropical Ecology, Assessment and Monitoring), da Conservation International (Center For Applied Biodiversity Science).
- 8) À “Conservation International” e à “Gordon and Betty Moore Foundation” pelo auxílio financeiro à coleta de parte dos dados desta tese.
- 9) Aos pesquisadores e amigos Luiz G. Dias e André Hirsch (TEAM/UFMG). O auxílio de vocês foi muito importante! Luiz G. Dias me auxiliou com vários dados físicos da área, enquanto André Hirsch cedeu prontamente os mapas temáticos da área. Muito obrigado!
- 10) Aos meus alunos, faço questão de citar todos, pois eu não teria conseguido sem vocês: Sidney J. C. Neto, Wesley S. Ribeiro, Rosely G. Fuscaldi, Vânia C. Oliveira, Jerusa M. Oliveira, Helines M. Ribeiro, Natália F. Lima, Nara C. Figueiredo e Natácia D. Federici. Obrigado pela pronta disposição em enfrentar as madrugadas da mata, o peso dos equipamentos, os mosquitos e o calor escaldante! Trabalhamos muito.
- 11) Ao biólogo e amigo Clayton A. Perônico, a quem admiro pelos ensinamentos, pelo apoio, pelos momentos de “devaneios científicos e filosóficos” que cercaram a nossa convivência ao longo deste período. Espero que sejas feliz sempre, e que possa contar com sua amizade, acima de tudo.
- 12) A Michellia Pereira Soares e a equipe do Laboratório de Botânica (UFV) pela colaboração com os dados de vegetação.

APOIO:



SUMÁRIO

Lista de figuras.....	ix
Lista de tabelas.....	xi
Lista de anexos.....	xiii
Introdução Geral.....	1
Área de estudo	5
Referências Bibliográficas	10
CAPÍTULO 1: TAXAS DE CAPTURA DE AVES DO SUB-BOSQUE DE DOIS TRECHOS DE FLORESTA ATLÂNTICA DO MÉDIO RIO DOCE, MINAS GERAIS, BRASIL.	
Resumo	17
Abstract	18
Introdução	19
Área de estudo e Métodos	20
Resultados	24
Discussão	30
Referências Bibliográficas	34
CAPÍTULO 2: COMUNIDADES DE AVES DE UMA ÁREA DE FLORESTA ATLÂNTICA DE BAIXADA, SUDESTE DO BRASIL.	
Resumo	39
Abstract	40
Introdução	41
Métodos	42
Resultados	47
Discussão	74
Referências Bibliográficas	80
CAPÍTULO 3: SENSIBILIDADE DA AVIFAUNA TERRÍCOLA E DE SUB- BOSQUE DE UM TRECHO DE FLORESTA ATLÂNTICA, SUDESTE DO BRASIL.	
Resumo	88
Abstract	89
Introdução	90
Métodos	91

Resultados.....	95
Discussão.....	98
Literatura citada.....	102
Síntese Geral.....	108

LISTA DE FIGURAS

INTRODUÇÃO GERAL

- Figura 1.** Localização do Parque Estadual do Rio Doce, município de Marliéria, leste de Minas Gerais. Figura gentilmente cedida por Hirsch (2005)..... 6
- Figura 2.** Os dois principais tipos de paisagens do PERD: trechos florestais entremeados por lagos (Foto: M. M. Petrúcio)..... 7
- Figura 3.** Mapa do Parque Estadual do Rio Doce e adjacências, indicando os principais tipos de cobertura vegetal e uso do solo. Figura gentilmente cedida por Hirsch (2006)..... 7
- Figura 4.** Localização das duas parcelas florestais utilizadas neste estudo: sítios Lagoa Preta e Lagoa Central. Figura gentilmente cedida por Hirsch (2005)..... 9
- Figura 5.** Representação da parcela florestal instalada no sítio Lagoa Central. Figura gentilmente cedida por Hirsch (2005)..... 10
- CAPÍTULO 1: TAXAS DE CAPTURA DE AVES DO SUB-BOSQUE DE DOIS TRECHOS DE FLORESTA ATLÂNTICA DO MÉDIO RIO DOCE, MINAS GERAIS, BRASIL.**
- Figura 1.** Localização do Parque Estadual do Rio Doce, com sua sede no município de Marliéria, Minas Gerais, Brasil..... 21
- Figura 2.** Curva cumulativa de espécies de aves capturadas no Parque Estadual do Rio Doce, Brasil, de acordo com o número de dias de amostragem. Para cada dia, o esforço considerado foi próximo de 72 horas/rede, totalizando 3400 horas/rede de esforço total..... 28
- Figura 3.** Representatividade das categorias tróficas nas duas porções de floresta amostradas (exceto capturas do EP). Abreviações: I - Insetívoras; O - Onívoras; N -

Nectarívoras; C - Carnívoras; G - Granívoras; F - Frugívoras.....	29
---	----

CAPÍTULO 2: COMUNIDADES DE AVES DE UMA ÁREA DE FLORESTA ATLÂNTICA DE BAIXADA, SUDESTE DO BRASIL.

Figura 1. Localização do Parque Estadual do Rio Doce, com sua sede no município de Marliéria, Minas Gerais, Brasil.....	43
--	----

Figura 2. Curva cumulativa de espécies de aves obtida a partir das duas localidades amostradas do Parque Estadual do Rio Doce, Brasil, nos anos de 2005 e 2006 (floresta madura x floresta perturbada).....	70
--	----

Figura 3. Proporção de espécies de aves observadas em relação à ocorrência nos diferentes ambientes das duas parcelas de floresta investigadas do Parque Estadual do Rio Doce, Minas Gerais, Brasil.....	70
---	----

Figura 4. Proporção de espécies detectadas com sensibilidade alta, média e baixa a partir de dois trechos amostrados de floresta atlântica de baixada, sudeste do Brasil..	71
---	----

Figura 5. Representatividade das guildas tróficas nos dois trechos da Floresta Atlântica de baixada do sudeste do Brasil. Abreviações: F- frugívoro, O- onívoro, C- carnívoro, I- insetívoro, N- nectarívoro.....	73
--	----

CAPÍTULO 3: SENSIBILIDADE DA AVIFAUNA TERRÍCOLA E DE SUB-BOSQUE DE UM TRECHO DE FLORESTA ATLÂNTICA, SUDESTE DO BRASIL.

Figura 1. Área de estudo situada no Parque Estadual do Rio Doce, localizado no sudeste do Brasil.....	92
--	----

LISTA DE TABELAS

CAPÍTULO 1: TAXAS DE CAPTURA DE AVES DO SUB-BOSQUE DE DOIS TRECHOS DE FLORESTA ATLÂNTICA DO MÉDIO RIO DOCE, MINAS GERAIS, BRASIL.

Tabela 1. Lista das espécies capturadas em duas localidades do Parque Estadual do Rio Doce. Os valores abaixo representam as suas taxas de captura^a..... 24

CAPÍTULO 2: COMUNIDADES DE AVES DE UMA ÁREA DE FLORESTA ATLÂNTICA DE BAIXADA, SUDESTE DO BRASIL.

Tabela 1. Principais características das duas parcelas amostradas de floresta, entre agosto e dezembro de 2005 e 2006, no Parque Estadual do Rio Doce..... 44

Tabela 2. Número de espécies registradas no Parque Estadual do Rio Doce e adjacências, Brasil, durante os anos de 2005 e 2006, em cada um dos ambientes investigados. As espécies ameaçadas/quase ameaçadas estão de acordo com Birdlife International (2007)..... 48

Tabela 3. Categorias de abundância relativa, tipo de detecção, habitat e status das espécies de aves de um trecho do Parque Estadual do Rio Doce e adjacências. Os registros consideraram as amostragens realizadas em floresta primária (FP), floresta secundária (FS) e áreas de entorno (E) da unidade de conservação. Nas localidades indicadas por um (x) as espécies não foram consideradas entre as categorias de abundância relativa. Categorias de abundância relativa: 1- comum, com o número médio de contatos maior que dez aves; 2- relativamente comum, com o número médio de contatos entre seis e dez aves; 3- incomum, com o número médio de contatos entre duas e cinco aves; 4- raro, onde somente uma ave é detectada. O

espaço em branco significa nenhuma detecção. Método de detecção (D): v-visual, a-auditivo. Habitat: fl- florestal, bf- borda de floresta, cp- capoeiras, ca- campos, la-lagos, br- brejos e áreas alagadas, eu- eucaliptos. Status de ameaça, situação global e local* (IUCN 2007; Fundação Biodiversitas 2007): (CR) Criticamente em Perigo, (EN) Em Perigo, (Vu) Vulnerável, (NT) Quase ameaçada e (DD) Deficiente em dados. Seqüência e nomenclatura (científica e popular) seguem CBRO (2007)..... 49

Tabela 4. Número de espécies de aves nos trechos de floresta primária e secundária 72
do Parque Estadual do Rio Doce, Brasil, considerando dados de sua ocorrência em relação aos graus de sensibilidade, categorias tróficas e estrato de forrageamento.

CAPÍTULO 3: SENSIBILIDADE DA AVIFAUNA TERRÍCOLA E DE SUB-BOSQUE DE UM TRECHO DE FLORESTA ATLÂNTICA, SUDESTE DO BRASIL.

Tabela 1. Número de detecções, Índice Pontual de Abundância, grau de sensibilidade, endemismo e estrato de forrageamento de 25 espécies de aves terrícolas e de sub-bosque de um trecho de floresta Atlântica de baixada, sudeste do Brasil..... 95

LISTA DE ANEXOS

ANEXO 1: Fotos de algumas das espécies de aves capturadas no Parque Estadual do Rio Doce. A. <i>Conopophaga melanops</i> ; B. <i>Euphonia pectoralis</i> ; C. <i>Euphonia violacea</i> ; D. <i>Automolus leucophthalmus</i> ; E. <i>Habia rubica</i> ; F. <i>Baryphthengus ruficapillus</i>	110
ANEXO 2: Fotos de algumas espécies de aves capturadas no Parque Estadual do Rio Doce. A. <i>Neopelma aurifrons</i> e B. <i>Dysithamnus plumbeus</i> (espécies globalmente ameaçadas, ambas na categoria vulnerável); C. <i>Tangara seledon</i> ; D. <i>Attila rufus</i> ; E. <i>Campephilus robustus</i>	111

INTRODUÇÃO GERAL

A floresta Atlântica destaca-se como um dos biomas mais ricos do Brasil, sendo também o mais ameaçado (Morellato e Haddad 2000; Tabarelli et al. 2005). Classificada como um *hotspot* (Myers et al. 2000), a “Mata Atlântica” é formada por um complexo fitofisionômico bastante diversificado, entre estes as florestas Ombrófila (Densa, Mista e Aberta), Estacional (Semidecídua e Decídua), bem como mangues, restingas e campos de altitude (Oliveira-Filho e Fontes 2000).

Restando pouco mais de 7 % (cerca de 100.000 km²) da sua área original, a floresta Atlântica abriga pelo menos 8.000 espécies endêmicas (Tabarelli et al. 2005). As aves pertencem a um dos grupos de maior destaque deste bioma, com cerca de 850 espécies, sendo pelo menos 181 endêmicas (Machado e Fonseca 2000; Myers et al. 2000). Embora existam numerosas investigações envolvendo as aves, várias espécies da floresta Atlântica são pouco conhecidas (Sick 1997). Aliás, este panorama não é muito diferente do que ocorre nos neotrópicos como um todo, sendo algumas regiões e espécies mais bem estudadas do que outras (Willis 1979; Levey 1988; Karr et al. 1990; Terborgh et al. 1990; Blake et al. 1990; Aleixo e Vielliard 1995; Stouffer e Bierregaard 1995; Anjos et al. 1997; Bierregaard e Stouffer 1997; Robinson 1997; Robinson e Terborgh 1997; Zimmer et al. 1997; Thiollay 1999; Willis e Oniki 2002; Ribon et al. 2003; Anjos 2004).

As investigações envolvendo comunidades de aves de florestas tropicais possuem alguns fatores complicadores. Como as aves normalmente são mais ouvidas do que vistas neste ambiente, seja pela altura do dossel, da densidade da vegetação ou pelo comportamento críptico de muitas espécies, o conhecimento dos seus sons torna-se fundamental para a sua identificação (Terborgh et al. 1990). Outros métodos de amostragem, como as redes de neblina, podem ser úteis, porém não são tão eficientes na amostragem de toda a comunidade (Remsen e Good 1996). Desta forma, algumas das restrições mencionadas dificultam a

obtenção de informações das espécies ou mesmo da comunidade avifaunística de uma determinada área. Além disto, outros fatores como particularidades na distribuição (p. ex, em aglomerados) ou estrato de forrageamento levam à necessidade do uso de métodos específicos de amostragem (Thiollay 1999; Bibby et al. 2000).

A região do médio rio Doce é uma das regiões mais ricas em diversidade biológica do estado de Minas Gerais. Por exemplo, ao longo da sua extensão podem ser encontradas mais de 390 espécies de aves. Além do alto número de espécies de aves, existe um alto número de espécies de mamíferos, incluindo muitas espécies ameaçadas (Fonseca 1997). O Parque Estadual do Rio Doce (PERD), apesar de considerada uma área com menor diversidade de ambientes, possui pelo menos 1129 espécies de plantas catalogadas até o momento (Silva 2001). Esta área constitui-se como a maior reserva de floresta Atlântica da bacia do rio Doce e a mais importante de Minas Gerais.

Bacia do rio Doce: Conhecimento da avifauna

O conhecimento da avifauna na bacia do rio Doce não é homogêneo (Willis e Oniki 1991; Machado 1995; Machado e Lamas 1996; Parker III e Goerck 1997; Simon et al. 1999; Marsden et al. 2001; Willis e Oniki 2002; Branco 2003; Ribon et al. 2003; Lopes et al. 2005; Marsden et al. 2005; Faria et al. 2006; Simon 2006). Vários trabalhos se basearam em levantamentos rápidos ou incompletos (Willis e Oniki 1991; Machado e Lamas 1996; Parker III e Goerck 1997; Machado e Fonseca 2000; Marsden et al. 2001) ou não mesmo não houve a intenção de um diagnóstico avifaunístico (Lopes et al. 2005). Existem também investigações realizadas que não foram publicadas, dificultando o acesso de suas informações (Lins 2001). Em especial, estes últimos foram feitos no trecho médio do rio Doce, principalmente aqueles referentes a Carnevalli e Lanna (1978) e Carnevalli e Lanna (1981) *apud* Lins (2001).

Nos trechos do alto e baixo rio Doce, o número de investigações pode ser considerado maior do que no trecho médio deste rio. Em especial, o alto rio Doce já foi objeto de alguns dos mais importantes estudos realizados na bacia (p. ex., Simon et al. 1999; Ribon et al. 2003). Simon et al. (1999) realizaram um diagnóstico ornitológico para o Parque Estadual da Serra do Brigadeiro, uma importante unidade de conservação (13.200 ha) localizada na bacia do rio Doce. Nesta localidade, foram inventariadas 276 espécies de aves, incluindo várias ameaçadas de extinção e com alguns dos últimos representantes presentes neste trecho do rio. Já Ribon et al. (2003), em outro estudo, avaliaram o estado de conservação da avifauna também em áreas do alto rio Doce. Considerando a natureza das informações, dentre outras, temporal (dados de 14 anos) e espacial (41 fragmentos avaliados), este pode ser considerado o trabalho mais importante de caracterização avifaunística feito na bacia. Os resultados produzidos apontam a extinção local de 28 espécies, além da inclusão de 68 espécies em alguma categoria de ameaça. Ao todo, 221 espécies foram registradas pelos autores (Ribon et al. 2003). Outra investigação para este trecho do rio é a de Faria et al. (2006). A área de 605 ha apresentou 231 espécies de aves. Uma peculiaridade desta área, a Estação Ecológica de Peti (pertencente à CEMIG), é o fato da mesma se localizar em uma zona de transição da floresta Atlântica com o cerrado.

No baixo rio Doce, basicamente existem duas áreas bem marcadas em termos de conhecimento avifaunístico. As florestas de baixada, representadas por levantamentos realizados principalmente nas reservas de Sooretama e Linhares (Parker III e Goerck 1997; Marsden et al. 2001; Marsden et al. 2005), e aqueles em florestas de montanhas, especificamente na região de Santa Teresa, estado do Espírito Santo (Parker III e Goerck 1997; Willis e Oniki 2002; Simon 2006). O trecho de floresta de baixada caracteriza-se como um dos mais ricos da região, sendo a riqueza da avifauna superior a 286 espécies (Parker III e Goerck 1997). A bem estudada região de montanhas de Santa Teresa e adjacências apresenta

cerca de 405 espécies de aves (Willis e Oniki 2002). Em outro estudo, Simon (2000) aponta a ocorrência segura de 268 espécies somente para a Reserva Biológica de Santa Lúcia, município de Santa Teresa (ES). Também Simon (2006) realizou uma importante avaliação na mesma região em relação aos efeitos da fragmentação florestal sobre a avifauna. De acordo com seus resultados, o tamanho da área foi um dos principais descritores da variação na riqueza de espécies, sendo os remanescentes com área superior a 500 ha aqueles que apresentaram maior riqueza de aves em escala local.

Ao contrário do que ocorre no alto e baixo rio Doce, o trecho médio pode ser considerado pouco estudado. Parte dos trabalhos pautou-se em avaliações rápidas ou incompletas (Willis e Oniki 1991; Machado e Lamas 1996; Machado e Fonseca 2000), ou não teve a intenção de diagnosticar a comunidade (Lopes et al. 2005). Willis e Oniki (1991), por exemplo, investigaram a avifauna do PERD durante três dias. Em sua avaliação, foram capazes de censar 140 espécies em duas áreas do PERD. Entre os trabalhos mais recentemente realizados, em especial na porção do médio rio Doce, o de Machado e Lamas (1996) foi feito em uma área perturbada por plantações de eucaliptos. Entre os principais aspectos apresentados, os autores indicaram a presença em uma das áreas de uma espécie que já esteve na lista de ameaçadas (*Jacamaralcyon tridactyla*). Já Machado e Fonseca (2000) realizaram uma avaliação da avifauna de sub-bosque de quatro regiões da bacia do rio Doce utilizando redes de neblina. Neste trabalho, os autores capturaram mais espécies em uma localidade com altitude mais elevada (50 espécies; altitude média de 800 m) quando comparada a uma área de floresta de baixada (20 espécies; altitude média de 350 m).

Conforme observado, podem ser encontradas algumas contribuições à caracterização avifaunística da região, porém avaliações com maior esforço amostral não são conhecidas. Apesar da lista de 325 espécies de aves para o PERD, acredita-se que este número esteja superestimado, sendo necessária uma revisão criteriosa dos táxons presentes na localidade.

Machado e Fonseca (2000) sugerem a ocorrência de 298 espécies de aves na região, incluindo nos seus critérios de mensuração as extinções locais (p. ex, *Harpia harpyja* e *Accipiter poliogaster*). Além disto, existem espécies que carecem de registros documentados, sendo algumas de duvidosa ocorrência na área ou que desapareceram por motivos desconhecidos. Atualmente, a única avaliação promissora que vem sendo iniciada na região pertence ao Programa de Avaliação e Monitoramento de Florestas Tropicais (TEAM Initiative), que possui a intenção de obter dados ao longo de dez anos de monitoramento.

Esta tese visou realizar uma caracterização da comunidade avifaunística de um trecho do Parque Estadual do Rio Doce. Mais especificamente, foi empregado um esforço de amostragem a partir de duas localidades não investigadas da unidade de conservação. Os objetivos específicos da tese foram: (1) caracterização da comunidade de aves de sub-bosque durante a estação seca, através de uma avaliação da sua estrutura e uma análise da suas taxas de captura (Capítulo 1); (2) com o emprego da técnica de pontos de escuta, investigar a composição e a abundância relativa da avifauna de dois trechos de floresta do PERD. Análises envolvendo a abordagem de grupos funcionais foram utilizadas como um dos critérios descritivos das comunidades dos dois estandes florestais (Capítulo 2); (3) avaliar as diferenças existentes no índice pontual de abundância de espécies de aves terrícolas e de sub-bosque em relação aos diferentes estágios sucessionais da vegetação (Capítulo 3).

ÁREA DE ESTUDO

O Parque Estadual do Rio Doce está localizado no leste de Minas Gerais (19°48'18" – 19°24'29"S, 42°38'30" – 42°28'18"W), situado junto à bacia do rio Doce (Figura 1). Sua área total é de 35.974 ha, divididos entre seu sistema lacustre e trechos de floresta em diferentes estágios sucessionais (Figura 2). A idéia da criação do PERD surgiu na década de 30, sugerida por Dom Helvécio Gomes de Oliveira, Arcebispo de Mariana (MG). O PERD foi

criado pelo Decreto-lei nº 1.119 de 14 de julho de 1944, encontrando-se administrado pelo Instituto Estadual de Florestas de Minas Gerais.

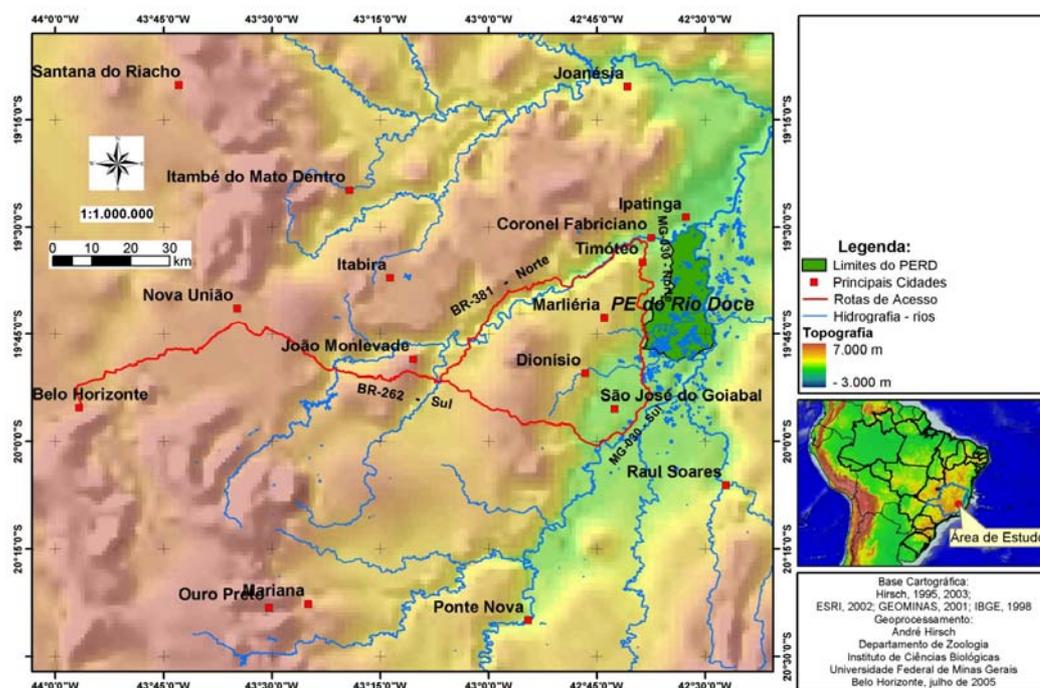


Figura 1: Localização do Parque Estadual do Rio Doce, município de Marliéria, leste de Minas Gerais. Figura gentilmente cedida por Hirsch (2005).

As zonas adjacentes ao PERD caracterizam-se por um alto grau de modificação da cobertura do solo, onde ocorreu o desaparecimento da floresta Atlântica na maioria dos trechos. Historicamente, a partir de 1930, grande parte da floresta foi consumida para a produção do carvão vegetal (Fonseca 1985). Além disto, a paisagem sofreu grandes modificações (Figura 3). A silvicultura, através do plantio de eucaliptos, é um dos componentes mais típicos da paisagem local. Além disto, várias propriedades rurais do entorno substituíram as áreas de florestas por pastagens, dando lugar ao gado e outros tipo de



Figura 2: Os dois principais tipos de paisagens do PERD: trechos florestais entremeados por lagos (Foto: M. M. Petrucio).

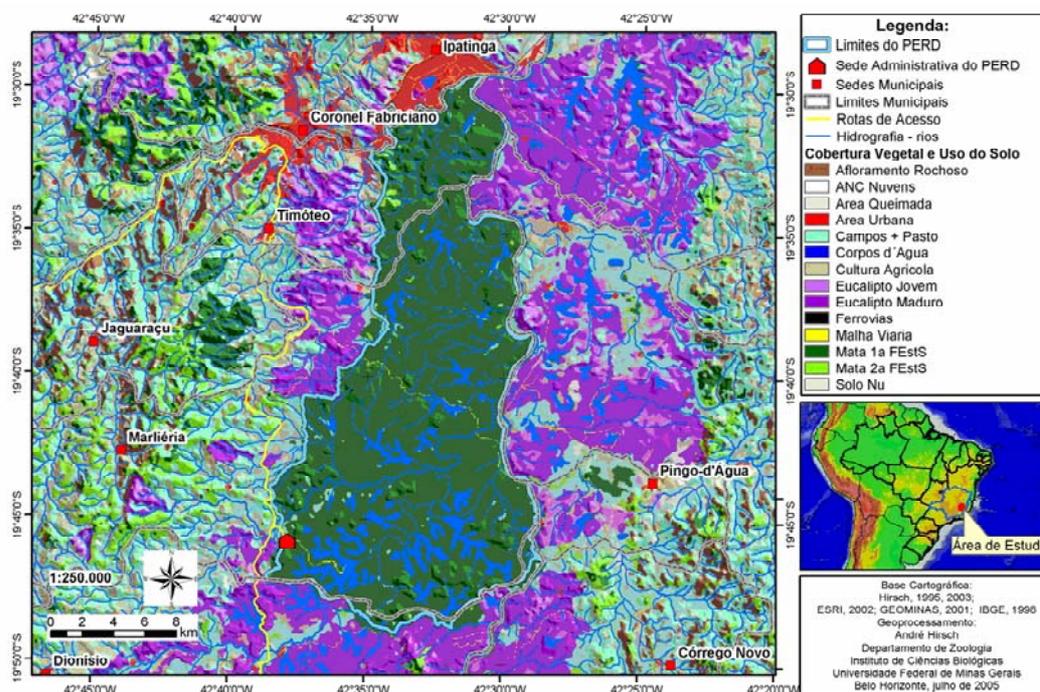


Figura 3: Mapa do Parque Estadual do Rio Doce e adjacências, indicando os principais tipos de cobertura vegetal e uso do solo. Figura gentilmente cedida por Hirsch (2005).

atividades agrícolas. As áreas urbanas, outro componente dos arredores do PERD, também chamam a nossa atenção, concentradas principalmente junto à área norte. Entre os fatores mais preocupantes desta proximidade estão a poluição, as invasões e outros tipos de ameaças. Rotineiramente são relatadas diversas atividades ilegais provenientes desta proximidade, entre elas a extração de elementos da flora (p. ex. orquídeas), a caça (p. ex. paca, anta), a pesca (em diferentes locais do PERD), além dos incêndios.

O PERD se encontra geograficamente localizado na “Depressão Interplanáltica do Vale do rio Doce”, importante designação fisiográfica do leste do Brasil (Nunes et al. 2007). O clima regional é do tipo Tropical Quente Semi-Úmido (Tipo AW, Sistema de Köppen), caracterizado por duas estações do ano bem marcadas: uma seca, que ocorre de abril a setembro; uma chuvosa, estendendo-se de outubro a março. O índice de precipitação média anual alcança cerca de 1480 mm, com temperatura média de 22,5° C. A altitude média da área está em torno de 350 m.

A vegetação do PERD pertence ao tipo floresta estacional semidecídua submontana (Veloso et al. 1991). Vários trechos da unidade de conservação ainda são do tipo primário (próximo a 38%), porém existindo diferentes estágios sucessionais em função das perturbações sofridas. As áreas em melhor estado de conservação estão distribuídas principalmente na porção norte e central da unidade de conservação (Nunes et al. 2007).

Localidades amostradas

A escolha das duas parcelas de floresta foi realizada levando-se em conta dois fatores: grau de integridade e histórico de interferência antrópica, ocasionando diferenças nos estágios sucessionais da vegetação. Ambos estão localizados na região do PERD denominada “Salão Dourado” (Figura 4), cujo acesso principal se faz pela estrada que liga o distrito de Cava Grande ao município de Pingo D’água.

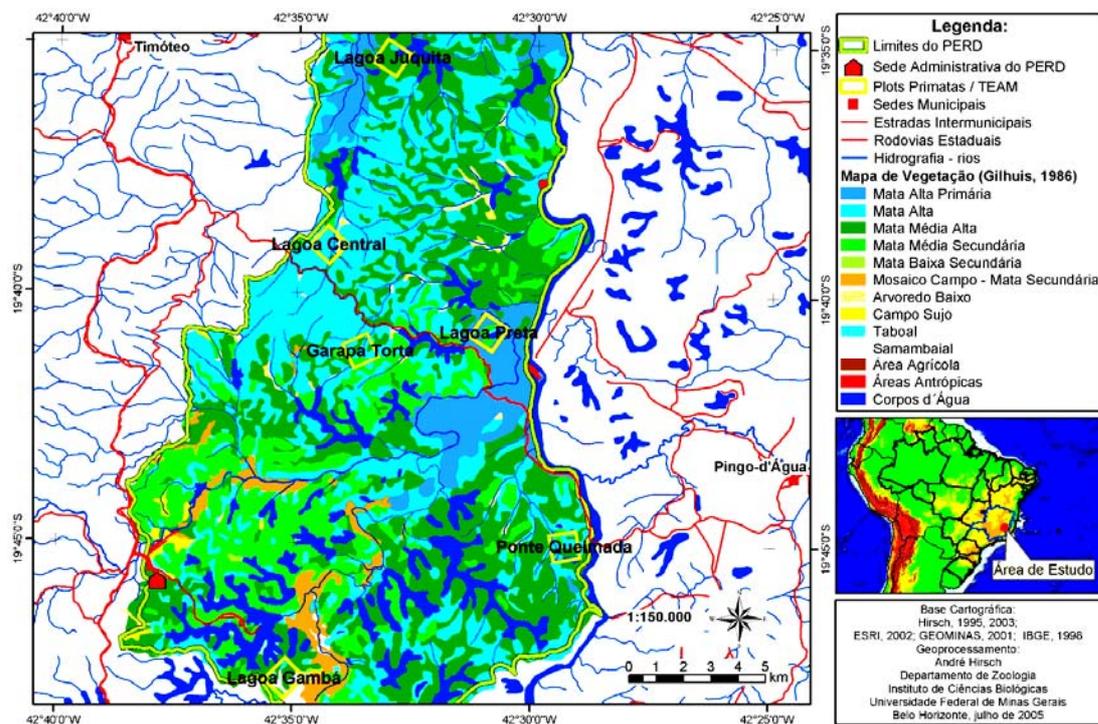


Figura 4: Localização das duas parcelas florestais utilizadas neste estudo: sítios Lagoa Preta e Lagoa Central. Figura gentilmente cedida por Hirsch (2005).

Todas as duas parcelas florestais possuíam área total de 100 ha de floresta, contudo podendo encontrar outros ambientes dentro ou adjacentes às mesmas (brejos, bordas e clareiras). Estes podem ser considerados típicos da área, encontrando-se presentes praticamente em todas as localidades da unidade de conservação. Em cada uma das parcelas, foram estabelecidas seis transecções lineares, cada uma contendo 1000 m, com pontos demarcados por tubos de PVC a cada 100 m. Quando toda a parcela foi amostrada (pontos de escuta), foram considerados pontos a cada intervalo de 200 m. Ligando as seis transecções, foram estabelecidas duas linhas perpendiculares nas extremidades das parcelas florestais (Figura 5). Ambas as parcelas estiveram localizadas a uma distância mínima de 600 m de áreas antrópicas e perturbadas.

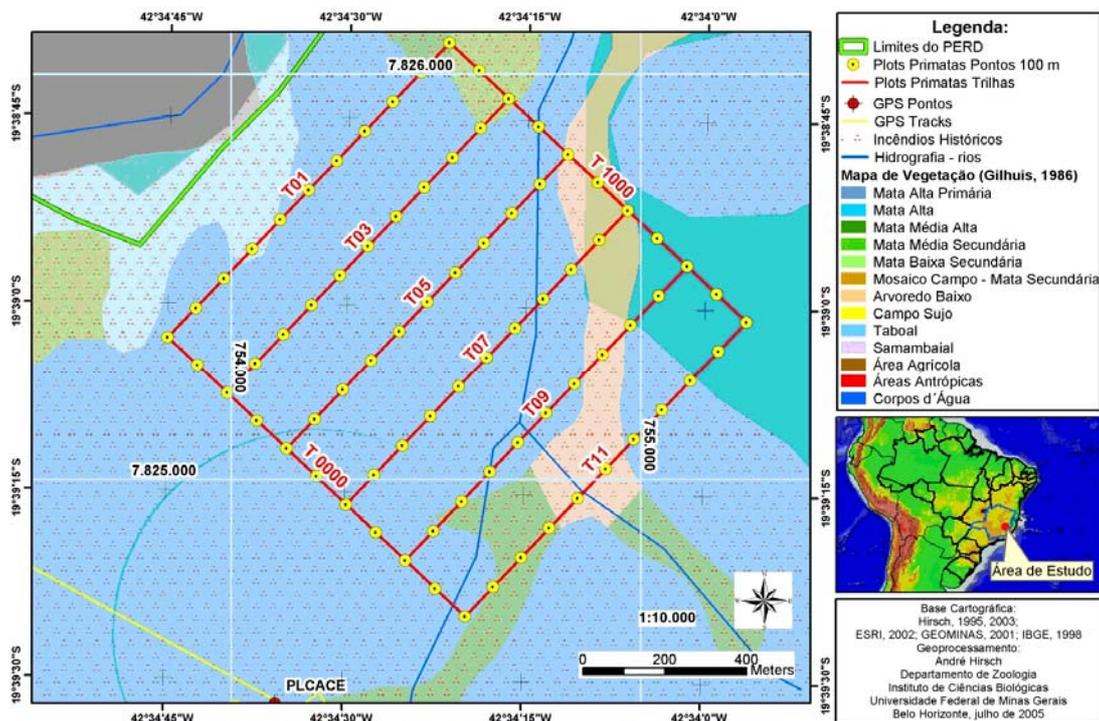


Figura 5: Representação da parcela florestal instalada no sítio Lagoa Central. Figura gentilmente cedida por Hirsch (2005).

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALEIXO A E VIELLIARD JME (1995). Composição e dinâmica da comunidade de aves da Mata de Santa Genebra, Campinas, SP. *Revista Brasileira de Zoologia* 12: 493-511.

ANJOS L DOS (2004). Species richness and relative abundance of birds in natural and anthropogenic fragments of Brazilian Atlantic forest. *Anais da Academia Brasileira de Ciências* 76: 429-434.

ANJOS L DOS, SCHUCHMANN K-L E BERNDT R (1997). Avifaunal composition, species richness, and status in the Tibagi river basin, Paraná State, southern Brazil. *Ornitologia Neotropical* 8: 145-173.

BIBBY CJ, BURGESS ND, HILL DA E MUSTOE SH (2000). Bird census techniques. Second Edition. Academic Press. USA. 302 p.

BIERREGAARD RO JR E STOUFFER PC (1997). Understory birds and dynamic habitat mosaics in Amazonian rainforests, p. 138-155. *Em*: Laurance WF e Bierregaard RO Jr (Eds). Tropical forest remnants: ecology, management, and conservation of fragmented communities.

University of Chicago Press. Chicago, USA.

BLAKE JG, STILES FG E LOISELLE BA (1990). Birds of La Selva Biological Station: habitat use, trophic composition and migrants. *Em* Gentry AH (Ed.). Four Neotropical Rainforests.

Yale University Press. New York, USA.

BRANCO MBC (2003). Diversidade da avifauna aquática nas represas do médio e baixo rio Tietê (SP) e no sistema de lagos do médio rio Doce (MG) e sua relação com o estado trófico e a morfometria dos ecossistemas aquáticos. Tese de doutorado. PPGERN/UFSCar. 165 p.

FARIA CMA, RODRIGUES M, AMARAL FQ DO, MÓDENA É E FERNANDES AM (2006). Aves de um fragmento de Mata Atlântica no alto Rio Doce, Minas Gerais: colonização e extinção.

Revista Brasileira de Zoologia 23: 1217-1230.

FONSECA GAB (1985). The vanishing Brazilian Atlantic forest. *Biological Conservation* 34: 17-34.

FONSECA GAB (1997). Impactos antrópicos e biodiversidade terrestre, p. 455-468. *Em*: Paula JA de, Barbieri AF, Guerra CB, Landau EC, Vieira F, Barbosa FAR, Costa HSM, Guerra LP, Monte-Mór RLM, Simões RF e Braga TM (Orgs.). Biodiversidade, População e Economia – Uma região de Mata Atlântica. UFMG/CEDEPLAR – ECMVS. PADCT/CIAMB. Belo Horizonte, MG.

HIRSCH, A. (2005). Base cartográfica do Parque Estadual do Rio Doce. Departamento de Zoologia, Instituto de Ciências Biológicas. Universidade Federal de Minas Gerais.

KARR JR, ROBINSON SK, BLAKE JG E BIERREGAARD RO (1990). Birds of four neotropical forests. *Em*: Gentry AH (Ed.). Four Neotropical Rainforests. Yale University Press, New York, USA.

- LEVEY DJ (1988). Tropical wet forest treefall gaps and distributions of understory birds and plants. *Ecology* 69: 1076-1089.
- LINS, LV (2001). Diagnóstico ornitológico do Parque Estadual do Rio Doce. Instituto Estadual de Florestas. Belo Horizonte, MG. 37 p.
- LOPES LE, FERNANDES AM E MARINI MÂ (2005). Diet of some Atlantic forest birds. *Ararajuba* 13: 95-103.
- MACHADO RB (1995). Padrão de fragmentação da Mata Atlântica em três municípios da bacia do rio Doce e suas conseqüências para a avifauna. Dissertação de mestrado. UFMG - ICB/PPG-ECMVS. 72 p.
- MACHADO RB E FONSECA GAB (2000). The avifauna of Rio Doce Valley, southeastern Brazil, a highly fragmented area. *Biotropica* 32: 914-924.
- MACHADO RB E LAMAS IR (1996). Avifauna associada a um reflorestamento de eucalipto no município de Antônio Dias, Minas Gerais. *Ararajuba* 4:15-22.
- MARSDEN SJ, WHIFFIN M E GALETTI M (2001). Bird diversity and abundance in forest fragments and *Eucalyptus* plantations around an Atlantic forest reserve, Brazil. *Biodiversity and Conservation* 10: 737-751.
- MARSDEN SJ, WHIFFIN M, GALETTI M E FIELDING A (2005). How well Brazil's system of Atlantic forest reserves maintain viable bird populations? *Biodiversity and Conservation* 14: 2835–2853.
- MORELLATO LPC E HADDAD CFB (2000). Introduction: The Brazilian Atlantic forest. *Biotropica*: 786-792.
- MYERS N, MITTERMEIER RA, MITTERMEIER CG, FONSECA GAB E KENT J. (2000). Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403: 853-858.
- NUNES SRDF DA S, GARCIA FCP, LIMA HC DE E CARVALHO-OKANO RM DE (2007). Mimosoidae (Leguminosae) arbóreas do Parque Estadual do Rio Doce, Minas Gerais, Brasil:

distribuição geográfica e similaridade florística na floresta Atlântica no sudeste do Brasil.

Rodriguesia 58: 403-421.

OLIVEIRA-FILHO AT E FONTES MAL (2000). Patterns of floristic differentiation among Atlantic forests in southeastern Brazil and the influence of climate. *Biotropica* 32: 793-810.

PARKER TA III E GOERCK JM (1997). The importance of national parks and biological reserves to bird conservation in the Atlantic forest region of Brazil. *Ornithological Monographs* 48: 527-541.

REMSEN JV E GOOD DA (1996). Misuse of data from mist-net captures to assess relative abundance in bird populations. *Auk* 113: 381-398.

RIBON R, SIMON JE E MATTOS GT (2003). Bird extinctions in Atlantic Forest Fragments of the Viçosa Region, Southeastern Brazil. *Conservation Biology* 17: 1827-1839.

ROBINSON SK (1997). Birds of a Peruvian Oxbow lake: populations, resources, predation, and social behavior. *Ornithological Monographs* 48: 613-639.

ROBINSON SK E TERBORGH J (1997). Bird community dynamics along primary successional gradients of an Amazonian whitewater river. *Ornithological Monographs* 48: 641-672.

SICK H (1997). *Ornitologia brasileira*. Editora Nova Fronteira. Rio de Janeiro, RJ. 912 p.

SILVA LVC (2001). Diagnóstico da cobertura vegetal: contribuição ao plano de manejo. Projeto Doces Matas. Instituto Estadual de Florestas de Minas Gerais. 53 p.

SIMON JE (2000). Composição da avifauna da Estação Biológica de Santa Lúcia, Santa Teresa - ES. *Arquivos do Museu de Biologia Mello Leitão* 11/12: 149-170.

SIMON JE (2006). Efeitos da fragmentação da Mata Atlântica sobre comunidades de aves na região serrana de Santa Teresa, Estado do Espírito Santo, Brasil. Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas (Zoologia), Museu Nacional, Universidade Federal do Rio de Janeiro. 161 p.

- SIMON JE, RIBON R, MATTOS GT E ABREU, CRM (1999). A avifauna do Parque Estadual da Serra do Brigadeiro, Minas Gerais. *Revista Árvore* 23: 33-48.
- STOUFFER PC E BIERREGAARD RO JR (1995). Use of Amazonian forest fragments by understory insectivorous birds. *Ecology* 76: 2429-2445.
- TABARELLI M, PINTO LP, SILVA JMC, HIROTA MM E BEDÊ LC (2005). Desafios e oportunidades para a conservação da biodiversidade na Mata Atlântica brasileira. *Megadiversidade* 1: 132-138.
- TERBORGH J, ROBINSON SK, PARKER III TA, MUNN CA E PIERPONT N (1990). Structure and organization of an Amazonian forest bird community. *Ecological Monographs* 60: 213-238.
- THIOLLAY J-M (1999). Responses of an avian community to rain forest degradation. *Biodiversity and Conservation* 8: 513-534.
- VELOSO HP, RANGEL-FILHO ALR E LIMA JCA (1991). Classificação da vegetação brasileira adaptada a um sistema universal. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Rio de Janeiro, 123 p.
- WILLIS EO (1979). The composition of avian communities in remanescet woodlots in southern Brazil. *Papéis Avulsos Zool.* 33: 1-25.
- WILLIS EO E ONIKI Y. (1991). Avifaunal transects across the open zones of northern Minas Gerais, Brazil. *Ararajuba* 2: 41-58.
- WILLIS EO E ONIKI Y. (2002). Birds of Santa Teresa, Espírito Santo, Brazil: Do humans add or subtract species? *Papéis Avulsos do Museu de Zoologia* 42: 193-264.
- ZIMMER KJ, PARKER III TA, ISLER ML E ISLER PR (1997). Survey of a southern Amazonian avifauna: The Alta Floresta region, Mato Grosso, Brazil. *Ornithological Monographs* 48: 887-918.

CAPÍTULO 1

RIQUEZA DE AVES DO SUB-BOSQUE DE DUAS ÁREAS DE FLORESTA ATLÂNTICA DO MÉDIO RIO DOCE, MINAS GERAIS, BRASIL.

Normas do periódico “Brazilian Journal of Biology”

Riqueza de aves de sub-bosque de duas áreas de floresta Atlântica do médio rio Doce, Minas Gerais, Brasil.

Alan Loures-Ribeiro^{a*} e Manoel Martins Dias^b

^aPrograma de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais, Universidade Federal de São Carlos. Rodovia Washington Luís (SP 310), Km 235. Monjolinho. Caixa Postal 676. São Carlos. SP. Brasil. CEP: 13565-905.

^bDepartamento de Ecologia e Biologia Evolutiva, Universidade Federal de São Carlos. Rodovia Washington Luís (SP 310). Monjolinho. Caixa Postal 676. São Carlos. SP. Brasil. CEP: 13565-905.

*email: brazilraptors@yahoo.com.br

(Com 3 figuras)

Key-words: understory birds, communities, mist nets, Atlantic Rain Forest, Brazil.

Palavras-chave: aves de sub-bosque, comunidades, redes de neblina, Floresta Atlântica, Brasil.

Título resumido: Riqueza de aves de sub-bosque da floresta Atlântica

RESUMO

Nós empregamos 12 redes de neblina para a amostragem da avifauna de sub-bosque, durante a estação seca de 2006, em dois trechos de floresta Atlântica de baixada do médio rio Doce, Minas Gerais. As duas áreas de floresta apresentavam características distintas, sendo uma composta por floresta madura e outra com histórico de incêndio. Após 3400 horas/rede de esforço de amostragem, foram capturadas 146 aves de 38 espécies. Cerca de 36,84% das espécies capturadas são endêmicas da Mata Atlântica. O total de recapturas foi de 34,1%. Ao considerar o trecho de floresta madura, 42,1% das espécies foram exclusivas deste ambiente. Por outro lado, na área de floresta perturbada, 36,84% das espécies foram capturadas somente neste local. O número total de indivíduos capturados entre os dois trechos de floresta não apresentou diferenças entre si ($\chi^2 = 0,401$; g.l = 1; $p > 0,05$). Porém, cinco espécies (*Dendrocincla turdina*, *Sittasomus griseicapillus*, *Rhynchocyclus olivaceus*, *Neopelma aurifrons* e *Habia rubica*) foram mais frequentemente capturadas nos trechos de floresta madura ($p < 0,05$). Os dados indicam a importância de áreas de floresta madura, sendo importantes locais para a preservação de espécies mais sensíveis. Entre estas, podemos citar *Dendrocincla turdina*, *Rhynchocyclus olivaceus* e *Neopelma aurifrons*.

Richness of understory birds of the two areas of the Atlantic Rain Forest of the middle river Doce, Minas Gerais State, Brazil.

ABSTRACT

Twelve mist-nets were used to sample understory birds, during the dry season of 2006, in two sections of the Atlantic rain forest of the middle river Doce, Minas Gerais, Brazil. Whereas one forest area was composed of primary forest, the other had a history of forest fire in its wake. One hundred and forty-six birds, comprising 38 species, were captured after 3400 hours/sampling. Approximately 36.84% of species captured were endemic to the Atlantic rain forest, total recapture reached 34.1%, and 42.1% of species were exclusive of the mature forest section. On the other hand, 36.84 of the species were captured solely in the disturbed forest section. Although no difference ($\chi^2 = 0.401$; g.l = 1; $p > 0.05$) was detected in the number of specimens captured in both forest sections, five species (*Dendrocincla turdina*, *Sittasomus griseicapillus*, *Rhynchocyclus olivaceus*, *Neopelma aurifrons* and *Habia rubica*) were more frequently captured in the mature forest sector ($p < 0.05$). The primary forest section was an important environment for the preservation of more sensitive birds such as *Dendrocincla turdina*, *Rhynchocyclus olivaceus* and *Neopelma aurifrons*.

INTRODUÇÃO

A região conhecida como “Floresta Atlântica” possui uma grande diversidade de fisionomias, refletindo em uma elevada riqueza de espécies, além de um alto nível de raridade e endemismos (Fonseca, 1997; Goerck, 1997). O leste de Minas Gerais, região sob o domínio da Floresta Atlântica, apresenta uma alta riqueza de espécies de aves, abrigando aproximadamente 32% de todas as espécies listadas para o Brasil (Machado e Fonseca, 2000), incluindo várias sob algum grau de ameaça (Birdlife International, 2006; Fundação Biodiversitas, 2007).

O rio Doce, principal rio da bacia na região, apresenta junto às suas margens o mais importante trecho de floresta Atlântica de baixada intacta, o Parque Estadual do Rio Doce (PERD), com seus 35.974 ha de florestas e lagos. Alguns estudos envolvendo a comunidade de aves da bacia são conhecidos para diferentes trechos (Willis & Oniki, 1991; Simon et al., 1999; Ribon et al., 2003; Faria et al., 2006). Porém, no médio rio Doce, as investigações são relativamente escassas, onde poucas foram realizadas recentemente (Machado & Fonseca, 2000). São conhecidas cerca de 300 espécies de aves no PERD (Lins, 2001), apesar de grande parte necessitar de registro documentado. Além disto, algumas são consideradas extintas na área, como é o caso do gavião-real (*Harpia harpyja*).

Considerando a importância biológica da área, associada a sua carência de informações, este trabalho objetivou: i) caracterizar a composição específica da avifauna de sub-bosque em dois diferentes trechos de floresta durante a estação seca; ii) analisar a estrutura da avifauna de sub-bosque considerando o uso de redes de neblina; iii) comparar as taxas de captura da avifauna entre os dois diferentes trechos de floresta estudados.

ÁREA DE ESTUDO E MÉTODOS

Área de estudo

O estudo foi conduzido em dois trechos de floresta localizados no Parque Estadual do Rio Doce (19°40'50"S - 42°31'20"W, Plot da Lagoa Preta; 19°39'20"S - 42°34'18"W, Plot da Lagoa Central), região leste de Minas Gerais, unidade de conservação com área aproximada de 35.974 ha (Figura 1). O Parque é constituído por Floresta Estacional Semidecídua Submontana (Veloso et al., 1991) em diferentes estágios sucessionais, principalmente ocasionados por incêndios (IEF & ENGEVIX, 1994). O entorno da unidade de conservação foi transformado, sobretudo destacando-se áreas urbanizadas e silviculturais (plantações de eucaliptos), além de pastagens (Fonseca, 1997).

O clima regional, segundo a classificação de Köppen, enquadra-se no tipo AW – Tropical Quente Semi-Úmido - com a existência de um inverno seco, marcado por baixos índices de precipitação (inferior a 40 mm). A temperatura média anual alcança cerca de 22°C, com índices de precipitação média de 1480mm/ano. Portanto, a região é marcada principalmente pela existência de duas estações bem distintas: uma seca, que se estende de abril a meados de setembro; e uma chuvosa, que se estende de outubro a março de cada ano. Durante o período do estudo, a precipitação acumulada foi de 137,25 mm, com média de 22,87 mm/mês. A temperatura média foi de 22,5°C (Fonte: Estação Agrometeorológica, PERD).

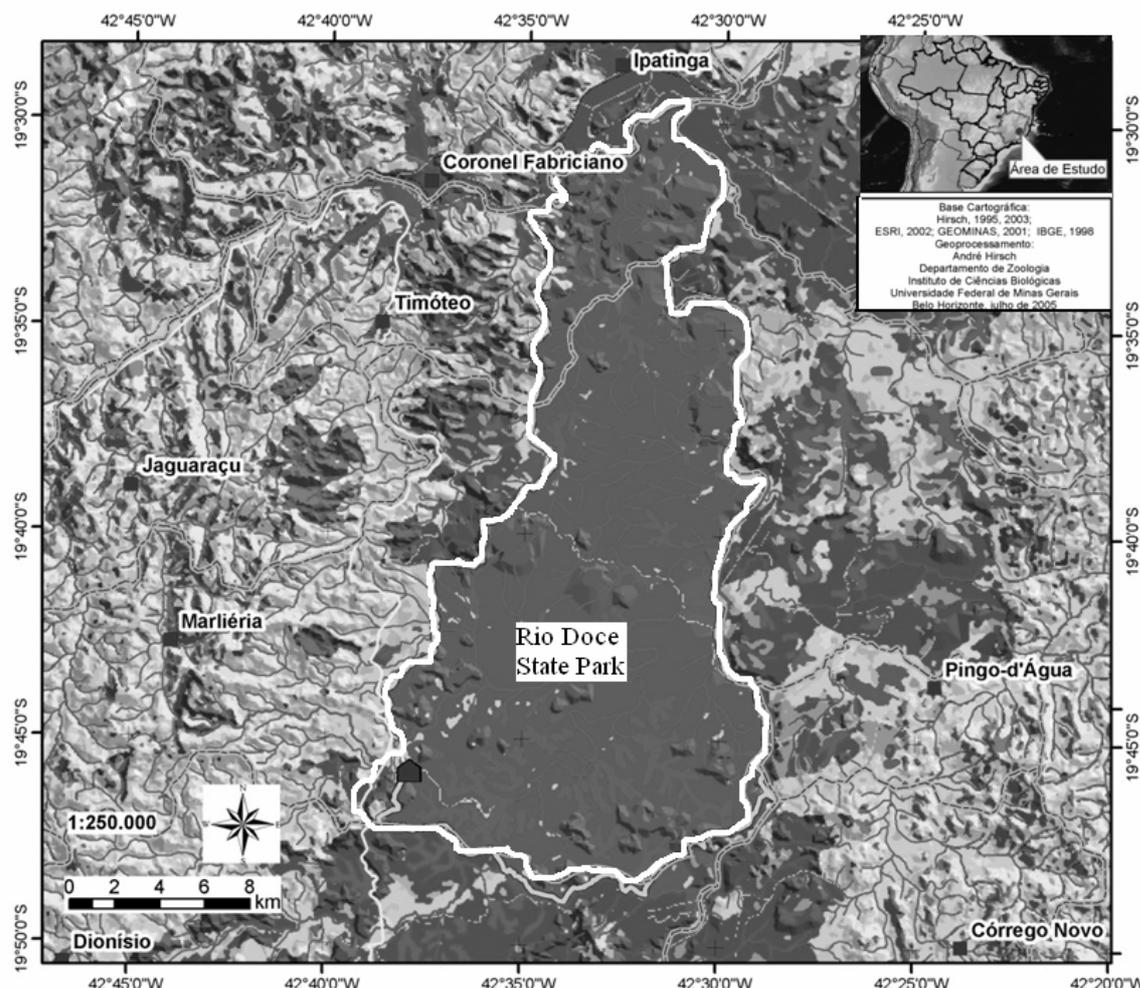


Figura 1: Localização do Parque Estadual do Rio Doce, com sua sede no município de Marliéria, Minas Gerais, Brasil.

Em uma das porções de floresta (conhecida como *Plot* da Lagoa Central), as transecções lineares estiveram dispostas em uma área que sofreu seu último incêndio há aproximadamente 14 anos (floresta perturbada). Já a outra localidade (*Plot* da Lagoa Preta), nenhum incêndio florestal é conhecido para o local, exceto em áreas do seu entorno. Desta forma, este último trecho é composto por uma das últimas porções de floresta primitiva de Minas Gerais, caracterizando-se como Mata Alta Primária (floresta madura).

Entre as espécies arbóreas mais frequentes na área de floresta madura, citamos *Senefeldera multiflora* (Euphorbiaceae), *Neoraputia alba* (Rutaceae) e *Rollinia sylvatica*

(Annonaceae). Também foram observados indivíduos de grande porte arbóreo, tais como *Ficus gomelleira* (Moraceae), *Lecythis pisonis* (Lecythidaceae) e *Virola gardneri* (Miristicaceae). Outras espécies freqüentemente observadas na área, principalmente na área de floresta perturbada, foram *Cecropia sp.* (Cecropiaceae), *Astrocaryum aculeatissimum* (Arecaceae), *Typha sp.* (Typhaceae), *Carex sp.* (Cyperaceae) e *Euterpe edulis Mart.* (Arecaceae).

Amostragens

As amostragens foram realizadas durante a estação seca, entre os meses de abril e setembro de 2006. Para tal, foram utilizadas 12 redes de neblina (12 x 3 m; malha 38 mm; 5 prateleiras), dispostas em transecções lineares, onde cada transecção esteve separada entre si 200 m. As redes foram montadas próximas entre si, com distância média de espaçamento de 2,8 m. A largura de cada trilha variou ao redor de 2 m.

As redes foram abertas a partir das primeiras horas da manhã (06h10min) até aproximadamente as 13h00min com boas condições do tempo. As inspeções das redes ocorreram a cada uma hora em razão das baixas taxas de captura. Desta forma, este procedimento contribuiu com a redução de possíveis interferências no local das capturas (Karr, 1981). Para cada transecção amostrada, as redes foram mantidas por dois dias consecutivos. As amostragens de cada transecção foram realizadas em intervalos de tempo relativamente regulares, porém não inferiores a 30 dias de intervalo entre si. Este procedimento reduz a aprendizagem das aves, principalmente considerando o ato de evitar as redes (Blake, 1989; Whitman, 2004). Todos os indivíduos foram marcados com anilhas de alumínio fornecidas pelo CEMAVE/IBAMA, sendo posteriormente libertados no mesmo local.

As espécies capturadas foram classificadas em seis categorias tróficas, considerando dados da literatura (Remsen et al., 1993; Sick, 1997; Ribeiro, 2001; Manhães, 2007):

insetívoras (I), espécies de aves que consomem artrópodes, podendo ou não complementar a sua dieta com frutos; onívoras (O), as aves que se alimentam de tipos diversificados de itens alimentares em proporções relativamente similares; nectarívoras (N), espécies consumidoras de néctar, complementando a sua dieta através da ingestão de pequenos insetos; frugívoras (F), aquelas que ingerem essencialmente frutos; carnívoras (C), as aves que realizam o consumo de animais através de caça ativa; granívoras (G), as espécies que ingerem basicamente sementes.

Uma curva cumulativa de espécies foi gerada a partir dos dados de captura (Figura 2). A estimativa de riqueza de espécies para a área foi obtida considerando o estimador $Chao_2$ a partir dos dados de incidência (Colwell e Coddington, 1994). Cerca de 1000 aleatorizações foram realizadas para a construção do intervalo de confiança log-linear (IC=95%) e o desvio-padrão (d.p). Como o coeficiente de variação ($CV > 0,05$) foi maior que 0,5, um critério de correção para a estimativa $Chao_2$ foi utilizado. Os dados foram consolidados com o auxílio do software EstimateS 8.0 (Colwell, 2006). Foram calculados os índices de diversidade de Simpson, bem como o de dominância de Berger-Parker (Magurran, 2004).

O teste t para amostras independentes foi utilizado para comparar possíveis diferenças quanto ao número de exemplares capturados entre o 1º e o 2º dias de amostragem ($p < 0,05$). O teste χ^2 verificou se ocorreram diferenças quanto ao número de capturas de cada espécie entre as localidades, bem como em relação ao número total de aves capturadas nos dois trechos de floresta ($p < 0,05$). Em função do número de capturas em algumas guildas ($n < 5$), não foi possível obter comparações entre elas. Considerando as análises anteriores, a hipótese de nulidade de nenhuma diferença no número de espécimes capturados foi estabelecida (Fowler et al., 1998).

Os dados foram expressos através das taxas de captura, que representaram o “número de aves capturadas de cada espécie x 50 horas/rede, dividido pelo número total de horas/rede

da localidade”, incluindo as recapturas. Com o intuito de permitir comparações, desigualdades no esforço de amostragem entre os locais foram corrigidas através do uso de um número similar de horas/rede.

RESULTADOS

Foram capturadas 146 aves pertencentes a 38 espécies em um esforço total de 3400 horas/rede (Tabela 1). Cerca de 36,84% das espécies capturadas são endêmicas da Floresta Atlântica. A riqueza estimada de espécies do sub-bosque gerada pela extrapolação dos dados de captura foi de 64,57 espécies (d.p = $\pm 16,18$). O valor do índice de diversidade de Simpson para a área de floresta madura (0,074) foi maior quando comparado à área de floresta perturbada (0,046). Ao considerar a dominância, o trecho perturbado de floresta apresentou valor superior quando comparado à área preservada.

Tabela 1: Número de espécies e indivíduos capturados em duas localidades do Parque Estadual do Rio Doce. ^aTaxa e nomes populares de acordo com CBRO (2007). Abreviação: End. Endemismo, espécie endêmica da Mata Atlântica de acordo com Sick (1997), Barlow et al. (1999), Brooks et al. (1999) e Simon (2006). ^bStatus de conservação: EN. Em perigo; Vu. Vulnerável (Birdlife International, 2006; Fundação Biodiversitas, 2007). Espécies marcadas com um asterisco (*) também são consideradas como deficientes em dados (Fundação Biodiversitas, 2007). ^c(ver métodos). ^dCategorias tróficas: I - Insetívoro; O - Onívoro; N - Nectarívoro; C - Carnívoro; G – Granívoro; F – Frugívoro.

Taxa ^{a,b} (nome popular)	N	Taxas de captura ^c		Categorias Tróficas ^d	χ^2
		Floresta	Floresta		
		Madura	Perturbada		
Tinamidae					
<i>Crypturellus tataupa</i> (inhambu-chintã)	1	0,027	-	F	-
Columbidae					
<i>Leptotila verreauxi</i> (juritipupu)	1	-	0,031	F	-
<i>Geotrygon montana</i> (pariri)	1	0,027	-	F	-
Strigidae					
<i>Glaucidium brasilianum</i> (caburé)	1	0,027	-	C	-
Trochilidae					
<i>Glaucis hirsutus</i> (balança-rabo-de-bico-torto)	1	-	0,031	N	-
<i>Phaethornis idaliae</i> ^{End*} (rabo-branco-mirim)	4	0,055	0,062	N	-
Trogonidae					
<i>Trogon viridis</i> (surucuá-grande-de-barriga-amarela)	1	0,027	-	O	-
Momotidae					
<i>Baryphthengus ruficapillus</i> ^{End} (juruva-verde)	3	0,083	-	I	-
Galbulidae					
<i>Galbula ruficauda</i> (ariramba-de-cauda-ruiva)	5	-	0,156	I	-
Picidae					
<i>Picumnus cirratus</i> (pica-pau-anão-barrado)	1	0,027	-	I	-

<i>Campephilus robustus</i> ^{End} (pica-pau-rei)	1	0,027	-	I	-
Thamnophilidae					
<i>Thamnophilus ambiguus</i> ^{End} (choca-de-sooretama)	9	0,083	0,187	I	ns
<i>Dysithamnus plumbeus</i> ^{End, Vu} (choquinha-chumbo)	14	0,277	0,125	I	ns
<i>Myrmotherula axillaris</i> (choquinha-de-flanco-branco)	4	0,027	0,093	I	-
Conopophagidae					
<i>Conopophaga melanops</i> ^{End} (cuspidor-de-máscara-preta)	3	0,055	0,031	I	-
Dendrocolaptidae					
<i>Dendrocincla turdina</i> ^{End} (arapaçu-liso)	18	0,500	0,093	I	s
<i>Sittasomus griseicapillus</i> (arapaçu—verde)	8	0,222	-	I	s
<i>Xiphorhynchus fuscus</i> ^{End} (arapaçu-rajado)	12	0,250	0,093	I	ns
Furnariidae					
<i>Automolus leucophthalmus</i> ^{End} (barranqueiro-de-olho-branco)	5	0,027	0,125	I	-
<i>Xenops minutus</i> (bico-virado-miúdo)	2	0,055	-	I	-
Tyrannidae					
<i>Mionectes rufiventris</i> ^{End} (abre-asa-de-cabeça-cinza)	1	-	0,031	O	-
<i>Leptopogon amaurocephalus</i> (cabeçudo)	1	-	0,031	I	-
<i>Rhynchocyclus olivaceus</i> ^{EN} (bico-chato-grande)	9	0,250	-	I	s
<i>Lathrotriccus euleri</i> (enferrujado)	3	-	0,093	I	-

<i>Attila rufus</i> ^{End}	3	-	0,093	I	-
(capitão-de-saíra)					
Pipridae					
<i>Neopelma aurifrons</i> ^{End, Vu*}	10	0,277	-	O	s
(fruxu-baiano)					
<i>Manacus manacus</i>	4	-	0,125	O	-
(maria-rendeira)					
Tityridae					
<i>Schiffornis turdina</i> ^{Vu}	4	-	0,125	O	-
(flautim-marrom)					
Troglodytidae					
<i>Pheugopedius genibarbis</i>	1	-	0,031	O	-
(garrinchão-pai-avô)					
Turdidae					
<i>Turdus flavipes</i>	1	-	0,031	O	-
(sabiá-una)					
<i>Turdus rufiventris</i>	2	-	0,062	F	-
(sabiá-laranjeira)					
Thraupidae					
<i>Habia rubica</i>	6	0,166	-	O	s
(Tiê-do-mato-grosso)					
<i>Tachyphonus cristatus</i>	1	0,027	-	O	-
(Tiê-galo)					
<i>Pipraeidea melanonota</i>	1	0,027	-	F	-
(saíra-viúva)					
<i>Tangara seledon</i> ^{End}	1	-	0,031	O	-
(saíra-sete-cores)					
Cardinalidae					
<i>Saltator maximus</i>	1	-	0,031	G	-
(tempera-viola)					
Fringillidae					
<i>Euphonia violacea</i>	1	0,055	-	F	-
(gaturamo-verdadeiro)					

<i>Euphonia pectoralis</i> ^{End} (ferro-velho)	1	0,027	-	F	-
Número total de espécies	-	24	22	-	-
Espécies exclusivas (%)	-	42,1	36,84	-	-
Índice de diversidade de Simpson	-	0,076	0,044	-	-
Índice de dominância de Berger-Parker	-	6,097	9,174	-	-

O esforço amostral, de acordo com a curva do coletor, indicou uma curva com tendência à estabilização (Figura 2), onde o percentual médio de recapturas foi de 34,1%. Ao comparar o número de capturas realizadas entre o primeiro e o segundo dia, nenhuma diferença significativa foi observada ($t = 1,44$; $n = 20$; $p > 0,05$). As espécies com a frequência de captura inferior a 2% representaram 63,15% do total das nossas capturas.

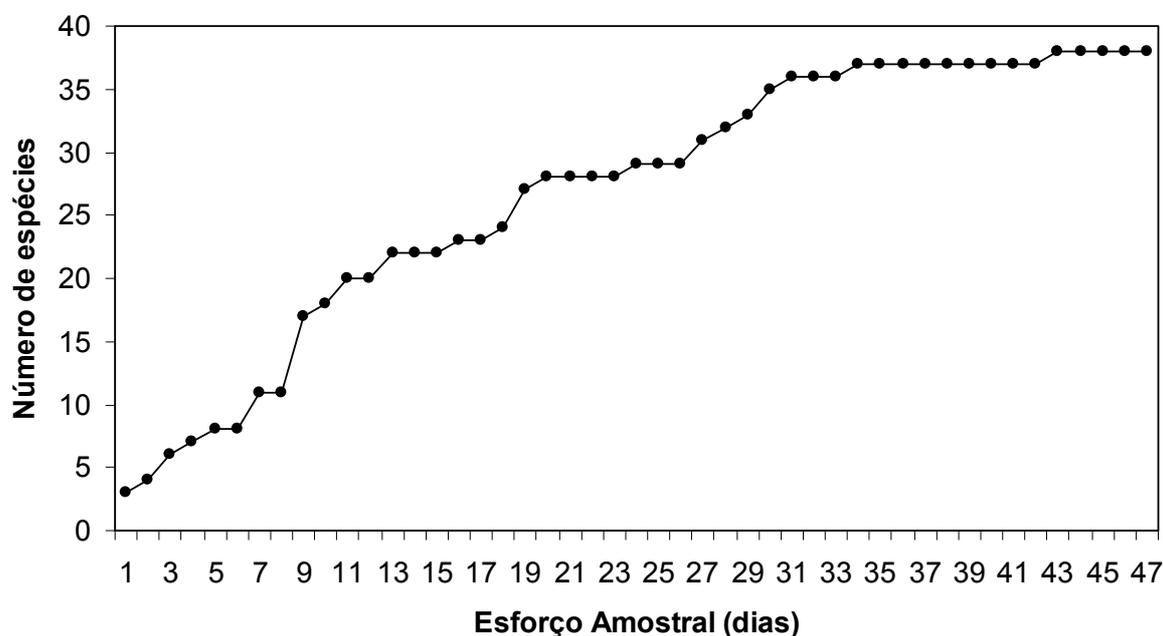


Figura 2: Curva cumulativa de espécies de aves capturadas no Parque Estadual do Rio Doce, Brasil, de acordo com o número de dias de amostragem. Para cada dia, o esforço considerado foi próximo de 72 horas/rede, totalizando 3400 horas/rede de esforço total.

Ao comparar as taxas de captura totais entre os dois trechos de floresta, nenhuma diferença foi constatada ($\chi^2 = 0,401$; g.l = 1; $p > 0,05$). Porém, quando o número de indivíduos capturados para cada espécie foi contrastado entre as áreas, cinco (*Dendrocincla turdina*, *Sittasomus griseicapillus*, *Rhynchocyclus olivaceus*, *Neopelma aurifrons* e *Habia rubica*) das oito espécies analisadas demonstraram diferenças significativas.

As famílias de aves melhor representadas foram Dendrocolaptidae (25,67%), Thamnophilidae (18,24%), e Tyrannidae (11,48%). Entre as categorias tróficas (Figura 3), a guilda dos insetívoros predominou, tanto em número de espécies (floresta madura: 54,16%; floresta perturbada: 50%), quanto em número de indivíduos (floresta madura: 70,65%; floresta perturbada: 65,45%). Outras guildas representativas foram a dos onívoros, frugívoros e nectarívoros. Apenas um indivíduo pertencente à guilda dos carnívoros (*Glaucidium brasilianum*) foi capturado, mais especificamente no trecho de floresta madura. *Saltator maximus* também foi a única espécie granívora capturada, ocorrendo somente na área que sofreu incêndio.

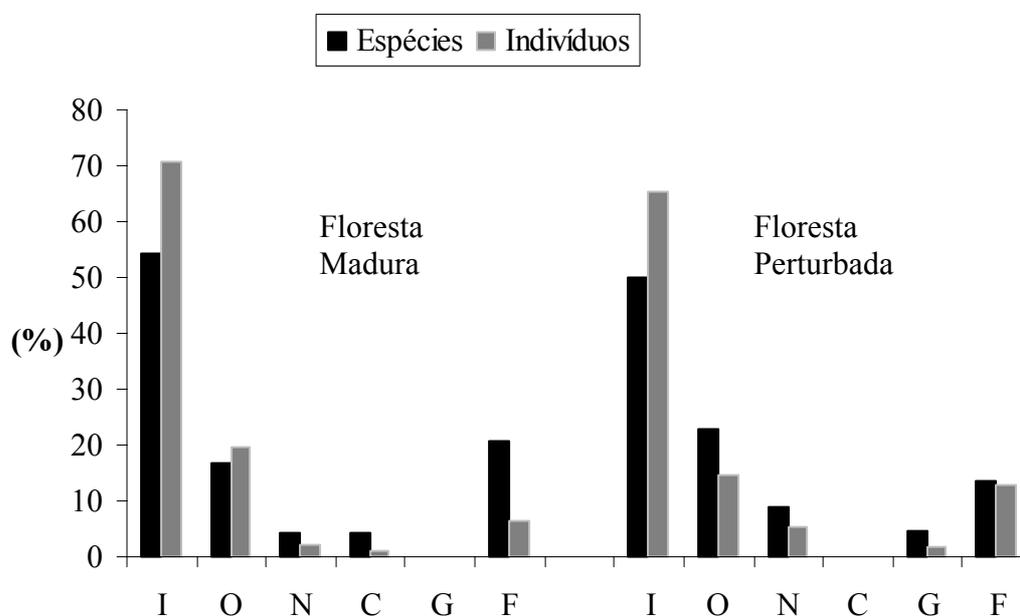


Figura 3: Representatividade das categorias tróficas das espécies de aves capturadas no Parque Estadual do Rio Doce, Brasil, considerando as duas porções de floresta investigadas.

Abreviações: I - Insetívoras; O - Onívoras; N - Nectarívoras; C - Carnívoras; G - Granívoras; F - Frugívoras.

Aproximadamente 42,1% das espécies foram capturadas exclusivamente no trecho de floresta madura. Por outro lado, 36,84% estiveram presentes somente na área de floresta perturbada. Ao considerar as espécies capturadas somente na floresta madura, *N. aurifrons*, *R. olivaceus* e *S. griseicapillus* foram algumas das espécies que se destacaram. Por outro lado, *Galbula ruficauda*, *Manacus manacus* e *Attila rufus* estiveram entre as espécies que ocorreram exclusivamente no trecho de floresta perturbada. As duas espécies com as maiores taxas de captura foram *D. turdina* e *N. aurifrons* para a floresta madura, e *Thamnophilus ambiguus* e *G. ruficauda* para o trecho de floresta perturbada.

DISCUSSÃO

Trabalhos envolvendo a amostragem da avifauna de sub-bosque em florestas neotropicais são numerosos (Karr, 1977; Blake, 1989; Vereá et al., 2000; Machado & Fonseca, 2000; Vereá & Solórzano, 2001). Embora seja enfatizado o caráter de limitação do uso de redes de neblina para amostragem de aves (Remsen & Good, 1996), este método pode ser considerado importante para algumas situações. Mais especificamente, com o uso de redes torna-se possível amostrar espécies que vivem na parte inferior da floresta, principalmente aquelas com comportamento críptico (Sodhi et al., 2004; Barlow et al., 2006).

As taxas de captura reduzidas não parecem ter sido influenciadas por quaisquer problemas durante o procedimento de amostragem. Os dados não apontam para uma possível tentativa das aves em evitar as redes. Conforme observado, o 1º e o 2º dias de coleta não apresentaram diferenças no número de indivíduos capturados. Além disto, entre duas coletas

na mesma transecção, existiu um intervalo mínimo de três semanas (Karr, 1981). Todos os cuidados inerentes ao uso das redes foram seguidos (Ralph et al., 1993; Wunderle, 1994).

As baixas taxas de captura em relação ao esforço empregado refletem uma situação biológica das duas áreas investigadas. Observações realizadas nos dois trechos de floresta durante o período de capturas demonstraram um baixo grau de movimentação das aves no sub-bosque. Alguns autores têm salientado que a altura do dossel em florestas tropicais pode propiciar a diminuição das taxas de captura (Terborgh et al. 1990). Em ambas as localidades investigadas, a altura média do dossel foi de 20 m. Em alguns trechos de floresta madura, a altura média estimada do dossel alcançou os 25 m, com algumas árvores emergentes apresentando 45 m.

Machado e Fonseca (2000), ao amostrar um trecho de floresta secundária do PERD, encontraram resultados similares aos nossos. Em aproximadamente 800 horas/rede de esforço amostral, foram capturadas somente 37 aves de 21 espécies. Ao todo, 71,43% das espécies em nosso trabalho foram comuns ao estudo de Machado e Fonseca (2000). Entre as espécies exclusivamente capturadas por estes autores, podemos citar duas espécies de pombas (*Claravis pretiosa* e *Leptotila rufaxila*), além de *Chlorestes notatus*, *Turdus leucomelas*, *Ramphocelus carbo* e *Trichothraupis melanops*. Em relação ao trecho de floresta secundária amostrado em nosso trabalho, nenhuma das seis espécies foram capturadas, apesar de quatro delas terem sido observadas durante os períodos de amostragem (com exceção de *C. notatus* e *T. melanops*).

A proporção de espécies que representaram menos de 2% das capturas mostra uma tendência que coincide com outros estudos da avifauna na região neotropical. Normalmente, investigações realizadas nestes ambientes indicam índices maiores que 50% do total das espécies capturadas com baixa representatividade nas amostras (Karr, 1977; Karr et al., 1990; Blake et al., 1990; Vereá e Solórzano, 1998).

O número de capturas para algumas espécies de aves de sub-bosque diferiu entre os trechos de floresta amostrados. *D. turdina*, *N. aurifrons* e *R. olivaceus* são espécies que normalmente constam na literatura como sensíveis a algum tipo de perturbação, sendo mais exigentes em relação à qualidade da porção disponível de habitat (Anjos, 2001; Ribon et al., 2003; Polleto et al., 2004). Das dezesseis espécies que foram capturadas exclusivamente na floresta madura, somente quatro não foram vistas e/ou ouvidas no trecho de floresta perturbada. *B. ruficapillus*, *N. aurifrons* e *H. rubica* são espécies que normalmente ocorrem em floresta densa, sugerindo sua preferência por um sub-bosque com menor luminosidade (Sick, 1997). *R. olivaceus*, além de ter ocorrido somente na área de floresta madura, é uma das espécies que constam na lista regional da fauna ameaçada (Fundação Biodiversitas, 2007). Para espécies como *D. plumbeus* e *N. aurifrons*, por exemplo, a sua distribuição geográfica restrita e a perda dos habitats sugerem ser um dos aspectos importantes ligados ao declínio populacional destas espécies (Olmos, 2005).

Entre as diferentes categorias tróficas das aves, cabe ressaltar o elevado número de aves pertencentes às espécies insetívoras. *D. plumbeus*, *D. turdina* e *X. fuscus* foram comuns principalmente no trecho de floresta madura. Polleto et al. (2004) mencionam o fato de *D. turdina* necessitar de requerimentos ecológicos mais restritos, com sua ocorrência ligada a trechos de floresta homogêneos e em avançado estágio sucessional. Os locais amostrados onde *D. turdina* ocorreu possuíam algumas das características físicas de hábitat relatadas por Polleto et al. (2004). De acordo com o estudo destes autores, esta espécie apresentou uma preferência por áreas em avançado estágio sucessional mais homogêneas, além de evitar áreas com clareiras.

Dentre todas as espécies amostradas, ressaltamos o primeiro registro documentado de *Habia rubica* para o PERD. Inicialmente, ela foi mencionada como de provável ocorrência, porém com a necessidade de comprovação de seu registro (Lins, 2001). Seis exemplares

foram capturados em duas ocasiões, todos forrageando junto a uma trilha de formigas-de-correição. Associadas a esta espécie, foram capturadas *D. turdina*, *Conopophaga melanops* e *Myrmotherula axillaris*, todas seguindo a trilha de formigas-de-correição (Willis e Oniki, 1978; Sick, 1997).

Os dados das capturas de aves de sub-bosque de duas áreas do médio rio Doce indicaram um baixo grau de movimentação de aves no estrato inferior da floresta. Além disto, várias espécies estiveram representadas por poucos indivíduos. Em especial, este último aspecto aumenta as chances de extinção de várias espécies, ficando as mesmas mais vulneráveis à ocorrência de processos estocásticos. A área mostrou-se importante para a preservação de espécies de aves da floresta Atlântica, principalmente para aquelas com alto valor biológico.

AGRADECIMENTOS

Nossos agradecimentos ao Instituto Estadual de Florestas de Minas Gerais por permitir o trabalho no PERD, em especial a Denize Fontes Nogueira. Somos gratos ao CEMAVE/IBAMA pelo fornecimento das anilhas. José Roberto Verani, Odete Rocha e Alaíde A. F. Gessner providenciaram valiosas sugestões a este manuscrito. Jerusa M. Oliveira, Helines M. Ribeiro, Natália F. Lima e Nara C. Figueiredo pelo auxílio nas coletas de campo. A André Hirsch (TEAM-CI/UFMG) quem gentilmente forneceu o mapa da área. A Luiz Dias (TEAM-CI/UFMG) que nos auxiliou com dados físicos da área. A Michellia Pereira Soares e a equipe do Laboratório de Botânica (UFV) pela colaboração com os dados de vegetação.

REFERÊNCIAS

- ANJOS, L.dos, 2001. Bird communities in five Atlantic forest fragments in southern Brazil. *Ornitologia Neotropical*, v. 12, p. 11-27.
- BARLOW, J., PERES, CA., HENRIQUES, LMP., STOUFFER, PC. e WUNDERLE, JM., 2006. The responses of understorey birds to forest fragmentation, logging and wildfires: An Amazonian synthesis. *Biological Conservation*, v. 128, p. 182-192.
- BIRDLIFE INTERNATIONAL, 2006. <http://www.birdlife.org>. Acessado em 4/2/2007.
- BLAKE, JG., 1989. Birds of primary forest undergrowth in western San Blas, Panama. *Journal of Field Ornithology*, v. 60, p. 178-189.
- BLAKE, JG., STILES, FG. e LOISELLE, BA., 1990. Birds of La Selva Biological Station: habitat use, trophic composition and migrants. In GENTRY, AH. (Ed.), *Four Neotropical Rainforests*, Yale University Press, New York, USA.
- BROOKS, T., TOBIAS, J. e BALMFORD, A., 1999. Deforestation and bird extinctions in the Atlantic forest. *Animal Conservation*, v. 2, p. 211-222.
- COLWELL, RK., 2006. *EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples*. Version 8. Disponível em <purl.oclc.org/estimates>.
- COLWELL, RK. e CODDINGTON, JA., 1994. Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. *Philosophical Transactions of the Royal Society B*, v. 345, p. 101-118.
- COMITÊ BRASILEIRO DE REGISTROS ORNITOLÓGICOS, 2007. *Listas das aves do Brasil, Versão 16/08/2007*. Disponível em <<http://www.cbro.org.br>>.
- FARIA, CMA., RODRIGUES, M., AMARAL, FQ., MÓDENA, É. e FERNANDES, AM., 2006. Aves de um fragmento de Mata Atlântica no alto Rio Doce, Minas Gerais: colonização e extinção. *Revista Brasileira de Zoologia*, v. 23, p. 1217-1230.
- FONSECA, GAB. DA, 1997. Impactos antrópicos e biodiversidade terrestre, In PAULA, JA., BARBIERI, AF., GUERRA, CB., LANDAU, EC., VIEIRA, F., BARBOSA, FAR., COSTA,

- HSM., GUERRA, LP., MONTE-MÓR, RLM., SIMÕES, RF., BRAGA, ETM. (Orgs.), *Biodiversidade, População e Economia – Uma região de Mata Atlântica*. UFMG/CEDEPLAR – ECMVS. PADCT/CIAMB. Belo Horizonte, Brasil, p. 455-468.
- FOWLER, J., COHEN, L. e JARVIS, P, 1998. *Practical statistics for field biology*. Second Edition. John Wiley e Sons, West Sussex, UK, 258 p.
- FUNDAÇÃO BIODIVERSITAS, 2007. Revisão das listas das espécies da flora e da fauna ameaçadas de extinção do Estado de Minas Gerais. Relatório Técnico Final. Volume 3. Belo Horizonte, Brasil, 103-142 p.
- GOERCK, J., 1997. Patterns of rarity in the birds of the Atlantic Forest of Brazil. *Conservation Biology*, v. 11, p. 112-118.
- IEF E ENGEVIX, 1994. *Pesquisas prioritárias para o Parque Estadual do Rio Doce, Brasil/ Research priorities for the Rio Doce State Park, Brazil*. IEF/CPVS e Engevix, Belo Horizonte, Brasil, 35 p.
- KARR, JR., 1977. Ecological correlates of rarity in a tropical forest birds community. *Auk*, v. 94, p. 240-247.
- KARR, JR., 1981. Surveying birds with mist nets. *Studies in Avian Biology*, v. 6, p. 62-67.
- KARR, JR., ROBINSON, SK., BLAKE, JG. e BIERREGAARD, RO., 1990. Birds of four neotropical forests. In GENTRY, AH. (Ed.), *Four Neotropical Rainforests*. Yale University Press, New York, USA.
- LINS, LV., 2001. *Diagnóstico ornitológico do Parque Estadual do Rio Doce*. Instituto Estadual de Florestas. Belo Horizonte, MG. 37 p.
- MACHADO, RB. e FONSECA, GAB. DA., 2000. The avifauna of Rio Doce Valley, southeastern Brazil, a highly fragmented area. *Biotropica*, v. 32, p. 914-924.
- MAGURRAN, AE., 2004. *Measuring biological diversity*. Blackwell Publishing. Oxford, UK. 256 p.

- MANHÃES, MÂ., 2007. *Ecologia trófica de aves de sub-bosque em duas áreas de Mata Atlântica no sudeste do Brasil*, Tese de doutorado, Universidade Federal de São Carlos – UFSCar/PPGERN, 135 p.
- OLMOS, F., 2005. Aves ameaçadas, prioridades e políticas de conservação no Brasil. *Natureza e Conservação*, v. 3, p. 21-42.
- POLLETO, F., ANJOS, L., LOPES, EV., VOLPATO, GH., SERAFINI, PP. e FAVARO, FL., 2004. Caracterização do microhabitat e vulnerabilidade de cinco espécies de arapaçus (Aves: Dendrocolaptidae) em um fragmento florestal do norte do estado do Paraná, sul do Brasil. *Ararajuba*, v. 12, p. 89-96.
- RALPH, CJ., GEUPEL, GR., PYLE, P., MARTIN, TE. e DESANTE, DF., 1993. *Handbook of field methods for monitoring landbirds*. U. S. Department of Agriculture. Portland, 75 p.
- REMSEN, JV. e GOOD, DA., 1996. Misuse of data from mist-net captures to assess relative abundance in bird populations. *Auk*, v. 113, p. 381-398.
- REMSEN, JV., HYDE, MA. e CHAPMAN, A., 1993. Diets of neotropical trogons, motmots, barbets and toucans. *Condor*, v. 95, p. 178-192.
- RIBEIRO, RD., 2001. *Ecologia alimentar de aves de sub-bosque de Mata Atlântica em Minas Gerais*, Dissertação de mestrado, Universidade Federal de Minas Gerais – UFMG/PPGECMVS, 91 p.
- RIBON, R., SIMON, JE. e MATTOS, GT., 2003. Bird extinctions in Atlantic Forest fragments of the Viçosa Region, southeastern Brazil. *Conservation Biology*, v. 17, p. 1827-1839.
- SICK, H., 1997. *Ornitologia brasileira*. Editora Nova Fronteira. Rio de Janeiro, 912 p.
- SIMON, JE., 2006. *Efeitos da fragmentação da Mata Atlântica sobre comunidade de aves na região serrana de Santa Teresa, Estado do Espírito Santo, Brasil*. (PhD Thesis) – Museu Nacional, UFRJ, Rio de Janeiro, 161 p.

- SIMON, JE., RIBON, R., MATTOS, GT. e ABREU, CRM., 1999. A avifauna do Parque Estadual da Serra do Brigadeiro, Minas Gerais. *Revista Árvore*, v. 23, p. 33-48.
- SODHI, NS., LIOW, LH. e BAZZAZ, FA., 2004. Avian extinctions from tropical and subtropical forests. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics*, v. 35, p. 323-345.
- TERBORGH, J., ROBINSON, SK., PARKER III, TA., MUNN, CA. e PIERPONT, N., 1990. Structure and organization of an Amazonian forest bird community. *Ecological Monographs*, v. 60, p. 213-238.
- VELOSO, HP., RANGEL-FILHO, ALR. e LIMA, JCA., 1991. *Classificação da vegetação brasileira adaptada a um sistema universal*. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Rio de Janeiro, 123 p.
- VEREA, C. e SOLÓRZANO, A., 1998. La avifauna del sotobosque de una selva decídua tropical en Venezuela. *Ornitologia Neotropical*, v. 9, p. 161-176.
- VEREA, C. e SOLÓRZANO, A., 2001. La comunidad de aves del sotobosque de un bosque decíduo tropical en Venezuela. *Ornitologia Neotropical*, v. 12, p. 235-253.
- VEREA, C., FERNÁNDEZ-BADILLO, A. e SOLÓRZANO, A., 2000. Variación en la composición de las comunidades de aves de sotobosque de dos bosques en el norte de Venezuela. *Ornitologia Neotropical*, v. 11, p. 65-79.
- WHITMAN, AA., 2004. Use of mist nets for study of neotropical bird communities. *Studies in Avian Biology*, v. 29, p. 161-167.
- WILLIS, EO. e ONIKI, Y., 1978. Birds and army ants. *Annual Review in Ecology and Systematics*, v. 9, p. 243-263.
- WILLIS, EO. e ONIKI, Y., 1991. Avifaunal transects across the open zones of northern Minas Gerais, Brazil. *Ararajuba*, v. 2, p. 41-58.
- WUNDERLE, JM., 1994. *Census methods for Caribbean land birds*. U. S. Department of Agriculture. Louisiana, USA, 26 p.

CAPÍTULO 2

COMUNIDADES DE AVES DE UMA ÁREA DE FLORESTA ATLÂNTICA DE BAIXADA, SUDESTE DO BRASIL.

Normas do periódico “Biodiversity and Conservation”

RESUMO

A floresta Atlântica de baixada no Brasil constitui-se como uma das mais importantes formações fitofisionômicas em termos de riqueza de espécies. Também é um dos ambientes mais afetados pelos processos de ocupação humana. Entre agosto e dezembro de 2005 e 2006, realizamos uma avaliação sistemática de dois trechos de floresta Atlântica de baixada de uma das porções preservadas mais importantes do Brasil, o Parque Estadual do Rio Doce. Para tal, foi empregada a técnica de pontos de escuta realizada a partir de 36 pontos de amostragens em cada um dos estandes florestais (100 ha cada). Também foram realizadas amostragens qualitativas aleatórias em trechos circunvizinhos à unidade de conservação durante este período. Foram identificadas 213 espécies de aves, pertencentes a 48 famílias. Destas, 162 espécies foram identificadas nas duas parcelas de floresta amostradas. Entre os ambientes da região, a floresta e a capoeira foram aqueles que apresentaram o maior número de espécies, ou seja, 159 e 95 espécies, respectivamente. Considerando os dois trechos florestais amostrados da unidade de conservação, a área de floresta primária foi aquela que apresentou a maior proporção de aves especialistas (47,4%), abrigando proporcionalmente também a maior quantidade de espécies com sensibilidades média e alta quando comparado ao trecho perturbado ($\chi^2 = 3,930$; $df = 1$; $p = 0,0474$). Nenhuma diferença foi detectada em relação ao número de espécies de cada uma das guildas nos dois trechos de floresta ($\chi^2 = 1,309$; $df = 3$; $p = 0,7269$). Ao considerar o estrato de forrageamento, o número de espécies entre os estratos mostrou algumas diferenças, principalmente entre o dossel e o estrato médio das florestas primária ($\chi^2 = 14,142$; $df = 1$; $p = 0,0001$) e secundária ($\chi^2 = 3,853$; $df = 1$; $p = 0,049$). Os dados indicaram uma alta riqueza de aves especialistas nos trechos de floresta amostrados, com destaque para as áreas em melhor estado de conservação.

Palavras-chave: Avifauna; Floresta Atlântica; Brasil; Comunidades; Conservação.

ABSTRACT

The Brazilian lowland Atlantic Rain Forest is one of the most important phyto-physionomic formations in species richness and the most threatened environments due to human occupation. Current analysis is a systematic evaluation of two stretches of the lowland Atlantic Rain Forest of Rio Doce State Park, one of the most important and preserved regions in Brazil. Point counts technique was employed from August to December in 2005 and in 2006 at 36 sampling points in each of the 100 ha forest stands. During the same period randomized qualitative samplings were undertaken in stretches close to the conservation area. Two hundred and thirteen bird species, belonging to 48 families, were identified. The forest and the shrubland had the highest number of species, respectively 159 and 95. In two sampled forest stretches of the park 162 species were detected. The primary forest section revealed the highest proportion of specialist species (47,4%) and thus proportionately the highest quantity of species with average and high sensitivity when compared to those in the disturbed forest ($\chi^2 = 3,930$; $df = 1$; $p = 0,0474$). There was no difference in the number of species of each guild within the two forest stretches ($\chi^2 = 1,309$; $df = 3$; $p = 0,7269$). When the foraging substrate is taken into account, certain differences exist in the number of species between substrates, especially between the tree canopy and the middle substrate of the primary ($\chi^2 = 14,142$; $df = 1$; $p = 0,0001$) and secondary ($\chi^2 = 3,853$; $df = 1$; $p = 0,049$) forests. Data register a high specialist species richness in the sampled forest stretches especially in area with improved conservation.

Key words: Birds; Atlantic Rain Forest; Brazil; Communities; Conservation.

INTRODUÇÃO

As áreas tropicais estão entre as mais importantes reservas biológicas do planeta, destacando-se pela alta riqueza, níveis de endemismo e diversidade de ambientes. Entre os organismos que respondem a esta generalização, estão as aves (Terborgh et al. 1990). Mais especificamente, são descritas para o Brasil 1801 espécies de aves (Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos 2007). Grande parte desta riqueza (850 espécies) vive na floresta Atlântica, sendo pelo menos 181 espécies consideradas endêmicas (Machado e Fonseca 2000; Myers et al. 2000).

A bacia do rio Doce, localizada na porção sudeste do Brasil, se encontra no contexto da floresta Atlântica. Nesta região podem ser encontrados vários tipos fitofisionômicos, embora grande parte tenha desaparecido em razão do processo desordenado de ocupação, impulsionado por atividades como a mineração e a industrialização (Fonseca et al. 1997). Apesar do processo de fragmentação florestal na região não ser diferente do que ocorre em outras áreas do Brasil, ainda podem ser encontrados alguns trechos significativos de floresta preservados.

Na porção média da bacia, se encontra um destes remanescentes florestais. No Parque Estadual do Rio Doce (PERD), uma área de 36.000 ha (composta principalmente por florestas e lagos), estão abrigadas populações de várias espécies com elevado valor de conservação, tais como *Neomorphus geoffroyi*, *Leucopternis lacernulata* e *Crypturellus noctivagus* (Birdlife International, 2004). Embora importante, a avifauna do PERD é conhecida por poucos estudos publicados (Willis e Oniki, 1991; Machado e Fonseca, 2000; Lopes et al. 2005), apesar de dados não-publicados também existirem (Lins 2001).

Sendo assim, realizamos a primeira avaliação sistemática da avifauna de uma área do PERD e adjacências. Desta forma, duas áreas de 100 ha foram amostradas empregando um protocolo de amostragem padronizado. Nossos objetivos foram: (1) fornecer dados sobre a

composição específica da avifauna de dois trechos do PERD e algumas áreas vizinhas; (2) comparar a riqueza e a composição específica da avifauna de duas áreas do PERD, considerando atributos das espécies, tais como graus de sensibilidade, guildas tróficas e estrato de forrageamento; (3) fornecer dados de abundância relativa das espécies que ocorreram no PERD.

MÉTODOS

Área de estudo

O trabalho foi realizado em uma área do trecho médio da bacia do rio Doce, leste de Minas Gerais (Figura 1). Mais especificamente, as amostragens aconteceram em dois locais do Parque Estadual do Rio Doce (PERD), além de amostragens qualitativas realizadas em algumas áreas adjacentes desta unidade de conservação. O PERD é uma unidade de conservação estadual com área total aproximada de 36.000 ha, onde o principal tipo de vegetação é formado por floresta estacional semidecídua submontana. Este é um dos maiores trechos preservados de floresta atlântica de baixada do Brasil, incluindo um dos últimos trechos de floresta primitiva. A área possui altitude média de 350 m. A precipitação média anual alcança 1.480 mm, com temperatura média anual de 22°C (de acordo com Köppen, clima do tipo AW-Tropical Quente Semi-úmido). A região experimenta dois períodos bem definidos do ano, um composto pela estação seca, entre os meses de maio e setembro, e outro por uma estação chuvosa (novembro a março).

As amostragens foram realizadas em duas parcelas de floresta de 100 ha cada. A primeira parcela foi delimitada em um trecho de floresta atlântica primária, denominada sítio Lagoa Preta (19°40'50"S, 42°31'20"W), enquanto outra parcela foi instalada em uma área que sofreu incêndio há cerca de 14 anos atrás, conhecida como sítio Lagoa Central (19°39'20"S, 42°34'18"W). O estrato médio da vegetação é de 20 m para área de floresta madura e 16 m

para o trecho perturbado. A Tabela 1 indica algumas características das duas parcelas florestais.

Entre as espécies arbóreas mais frequentes estão *Senefeldera multiflora* (Euphorbiaceae), *Neoraputia alba* (Rutaceae) e *Rollinia sylvatica* (Annonaceae), todas presentes no trecho de floresta primária. Ainda, podem ser vistos nesta porção exemplares de grande porte, tais como *Ficus gomelleira* (Moraceae), *Lecythis pisonis* (Lecythidaceae) e *Virola gardneri* (Miristicaceae). Por outro lado, entre as espécies frequentemente observadas na área de floresta secundária, destacam-se *Cecropia sp.* (Cecropiaceae), *Astrocaryum aculeatissimum* (Arecaceae), além de *Typha sp.* (Typhaceae), *Carex sp.* (Cyperaceae), *Euterpe edulis Mart.* (Arecaceae).

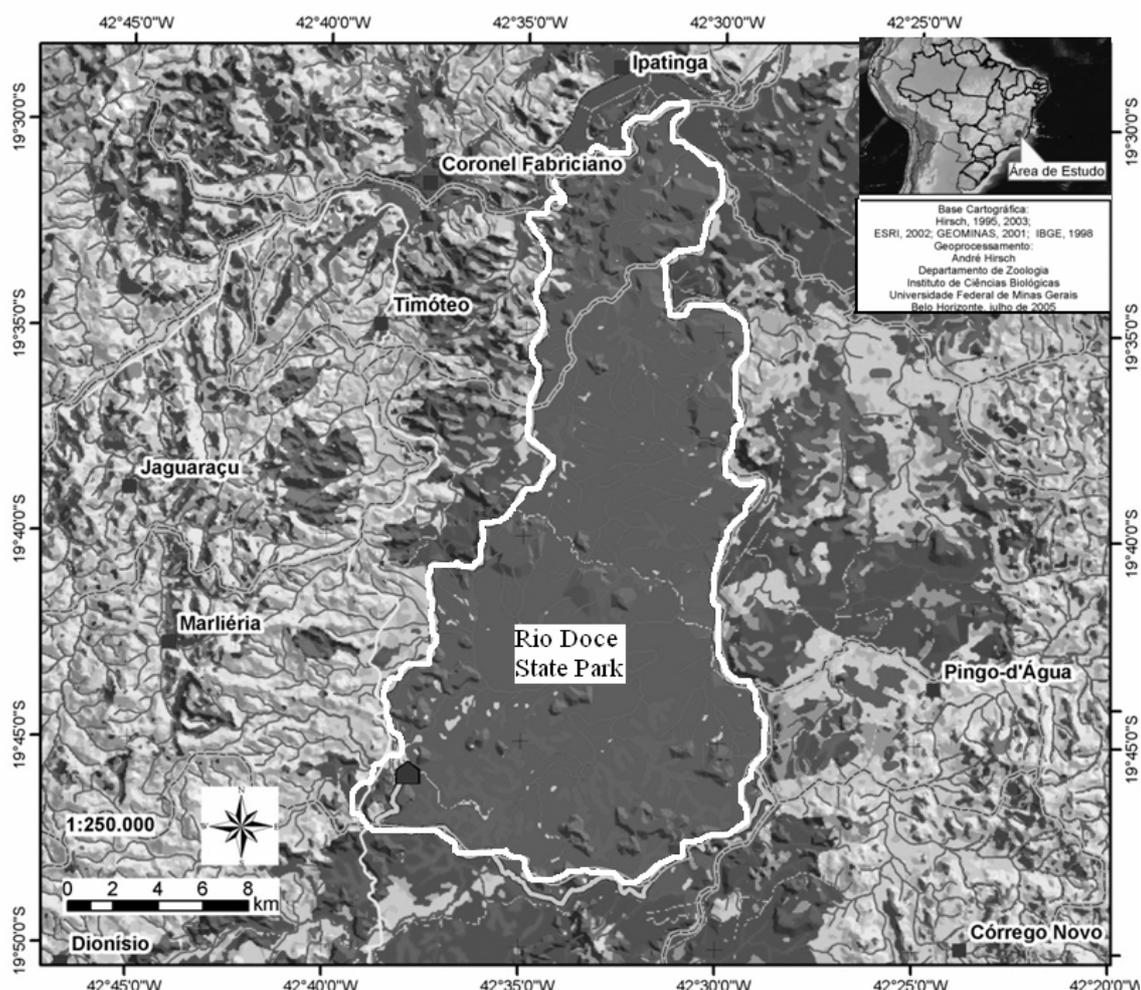


Figura 1: Localização do Parque Estadual do Rio Doce, com sua sede no município de Marliéria, Minas Gerais, Brasil.

Ao redor da unidade de conservação podem ser encontradas plantações de eucaliptos, pastagens e áreas urbanas, com poucos remanescentes florestais, sendo a grande maioria de tamanho reduzido (< 5 ha). Desta forma, as amostragens em alguns trechos adjacentes do parque foram realizadas a partir deste mosaico de paisagens existentes. Há também algumas áreas alagadas e lagos em diferentes estágios sucessionais, um dos ambientes típicos da região.

Tabela 1: Principais características das duas parcelas amostradas de floresta, entre agosto e dezembro de 2005 e 2006, no Parque Estadual do Rio Doce, Brasil.

Características	Floresta Primária	Floresta Secundária
Número de ambientes	5	6
% Pontos Borda/Clareira	19.4%	44.4%
Corpos d'água	sim	sim
Incêndios históricos	não	sim
Vegetação dominante	Mata Alta Primária	Mata Média Secundária/Taboal

Amostragens

As coletas nos dois trechos de floresta do PERD foram realizadas entre os meses de agosto e dezembro dos anos de 2005 e 2006. Visitas complementares foram realizadas durante os meses de maio, junho e julho destes anos com o intuito de registrar espécies adicionais. Para as coletas de dados nestes dois trechos, foram estabelecidas seis transecções lineares paralelas, separadas entre si por 200 m. Cada ponto estabelecido possuía um espaçamento de

200 m um do outro. Ao todo, cada transecção linear teve seis pontos. Desta forma, cada seção de floresta esteve representada por 36 pontos de amostragem. As transecções foram amostradas quatro vezes por ano cada uma. A inclusão do maior número possível de pontos em cada parcela de floresta permitiu amostrar diferentes microhabitats, já que as florestas tropicais são conhecidas pela heterogeneidade de sua estrutura (Tabanez e Viana 2000).

Em cada ponto, a duração da amostragem foi de 10 min. Todas as aves visualizadas e/ou ouvidas durante este período, sem a limitação da distância de detecção, foram consideradas. Informações sobre sua posição, situação (vôo, pousada) e direção no quadrante de cada um dos pontos foram anotadas quando possível. Em cada ponto, foi considerada somente a presença da espécie. Ao mesmo tempo em que foi realizada a amostragem, os sons foram registrados por meio de um gravador analógico Sony TCM 5000, empregando fitas de 60 min. O microfone Sennheiser ME66, do tipo direcional, foi utilizado no registro das espécies. O microfone foi acoplado a um tripé, sendo rotacionado em 90° a cada 2,5 min. Este acoplamento permitiu um menor número de interferências provocadas por ruídos no microfone e/ou no cabo durante o seu manuseio, além de possibilitar a gravação dos sons ao redor do ponto.

As áreas amostradas adjacentes ao PERD limitaram-se às vias de acesso e algumas circunvizinhanças. Dentre elas, foi amostrada a APA da Lagoa Silvana (19°30'0"S; 42°25'12"W), uma área com 5.793 ha, criada pelo Decreto-lei nº 2447 de 27 de fevereiro de 1998. Outras localidades diversas foram consideradas arredores, com registros e observações esporádicos das espécies vistas e/ou ouvidas. Estes dados não foram considerados nas avaliações de abundância relativa das espécies, mas fazem parte de uma lista complementar produzida durante o período de trabalho.

Análises dos dados

Para a elaboração das categorias de abundância relativa, foram considerados somente os dados dos levantamentos da avifauna realizados nos dois trechos de floresta do PERD. O número médio de contatos de cada espécie foi obtido a partir do somatório do número de contatos de cada espécie em cada amostragem da localidade (floresta primária ou secundária, considerando todos os pontos), dividido pelo número de vezes em que este trecho foi amostrado. Como um critério arbitrário, os valores médios considerados em cada uma das categorias de abundância relativa se referiram ao número de exemplares registrados, a saber: (1) espécies comuns, aquelas que possuíram um número médio maior que dez exemplares; (2) espécies relativamente comuns, aquelas que apresentaram um número entre seis e dez exemplares; (3) espécies pouco comuns, aquelas que indicaram um número entre dois e cinco exemplares; (4) espécies esporádicas, com um exemplar.

Para fins de análises, as espécies de aves foram agrupadas em três categorias de guildas de forrageamento, de acordo com Parker et al. (1996): estrato inferior (espécies terrícolas e de sub-bosque); estrato médio; estrato superior ou dossel. Somente foram incluídas nas análises espécies terrestres e florestais. Espécies observadas somente voando não foram consideradas. Quando uma ave possuiu mais de um tipo de habitat, foi considerado aquele mais observado em literatura (Willis 1979; Parker et al. 1996; Anjos et al. 1997; Sick 1997; Anjos e Boçon 1999; Simon et al. 1999; Ribon et al. 2003).

As espécies também foram incluídas em diferentes categorias tróficas (Willis 1979; Remsen et al. 1993; Sick 1997; Ribeiro 2001; Ribon et al. 2003; Manhães 2007), sendo: insetívoras (I), espécies de aves que consomem artrópodes, podendo ou não complementar a sua dieta com frutos; onívoras (O), as aves que se alimentam de tipos diversificados de itens alimentares em proporções relativamente similares; nectarívoras (N), espécies consumidoras de néctar, complementando a sua dieta através da ingestão de pequenos insetos; frugívoras

(F), aquelas que ingerem frutos e/ou sementes; carnívoras (C), as aves que realizam o consumo de animais através de caça ativa; granívoras (G), as espécies que ingerem basicamente sementes. O endemismo das espécies foi considerado a partir de Parker et al. (1996). Os graus de ameaça de cada espécie em termos global (Birdlife International 2006) e local (Fundação Biodiversitas 2007) podem ser consultados na Tabela 3.

Considerando o número de ambientes em que cada espécie foi observada, foi criado o seguinte sistema de classificação: (i) espécies generalistas, foram aquelas que ocorreram em quatro ou mais tipos de ambientes; (ii) espécies relativamente generalistas, aquelas que foram observadas em três diferentes tipos de ambientes; (iii) espécies relativamente especialistas, aquelas espécies observadas em dois tipos de ambientes; (iv) espécies especialistas, aquelas observadas em apenas um ambiente. A determinação de cada uma das categorias foi realizada de forma arbitrária.

Com o intuito de comparar o número de espécies registradas em cada um dos trechos de floresta, foi empregado o teste χ^2 ($p < 0,05$). Uma tabela de contingência foi utilizada para verificar possíveis diferenças quanto ao número de espécies de aves de cada uma das categorias (trófica e estrato de forrageamento) entre as duas seções de floresta amostradas ($p < 0,05$). A hipótese de nulidade de nenhuma diferença quanto ao número de espécies presentes entre os diferentes trechos de floresta e entre as guildas foi testada. O índice de Sørensen verificou o grau de similaridade entre as duas comunidades de aves (Magurran 2004).

RESULTADOS

Riqueza de espécies no médio rio Doce

Ao todo foram detectadas 213 espécies de aves (Tabela 3), pertencentes a 48 famílias, a partir de 110 horas de esforço de observação (60 horas no PERD e 50 horas nas suas adjacências).

Das 213 espécies, 65 espécies ocorreram exclusivamente no PERD. Entre os ambientes mais ricos, as florestas (159 espécies) e as capoeiras (95 espécies) foram aqueles que mais se destacaram (Tabela 2). De acordo com os dados, as florestas também foram os ambientes que abrigaram o maior número de espécies exclusivas (86 espécies). Entre as espécies de aves, 67,85% ocorreram preferencialmente no interior da floresta (distantes pelo menos 50 m da borda), e 32,17% foram observadas no interior e/ou borda. O ambiente com o menor número de espécies foi o de eucaliptos (7 espécies). Porém, como este trabalho não amostrou cada um dos ambientes de forma equitativa, o número de espécies provavelmente foi subestimado.

Tabela 2. Número de espécies registradas no Parque Estadual do Rio Doce e adjacências, Brasil, durante os anos de 2005 e 2006, em cada um dos ambientes investigados. As espécies ameaçadas/quase ameaçadas estão de acordo com Birdlife International (2007).

Ambientes	nº de espécies	Número de Espécies Exclusivas	Nº de Espécies Ameaçadas/ Quase ameaçadas ^a
Florestas	159	86	20
Capoeiras	95	2	0
Campos/pastagens	29	10	0
Brejos	34	4	0
Lagos	16	5	0
Eucaliptos	7	0	0

^aNúmero total de espécies nos níveis global e local considerando os diferentes graus de ameaça (Birdlife International 2007; Fundação Biodiversitas 2007).

Avifauna no PERD

O total de 162 espécies de aves foram detectadas nos dois trechos amostrados de floresta. Outras 4 espécies foram vistas em áreas próximas somente em incursões fora do período de amostragem (*Thamnophilus palliatus*, *Todirostrum poliocephalum*, *Vireo olivaceus* e *Cissopis leverianus*). Entre as espécies com ocorrência no PERD, se destacaram *Tinamus solitarius*, *Crypturellus noctivagus*, *Odontophorus capueira*, *Leucopternis polionotus*, *Leucopternis lacernulatus*, *Spizaetus ornatus*, *Spizaetus tyrannus*, *Pyrrhura cruentata*, *Dysithamnus plumbeus* e *Neopelma aurifrons* (Tabela 3).

TABELA 3. Categorias de abundância relativa, tipo de detecção, habitat e status das espécies de aves de um trecho do Parque Estadual do Rio Doce e adjacências.

Os registros consideraram as amostragens realizadas em floresta primária (FP), floresta secundária (FS) e áreas de entorno (E) da unidade de conservação. Nas localidades indicadas por um (x) as espécies não foram consideradas entre as categorias de abundância relativa. Categorias de abundância relativa: 1- comum, com o número médio de contatos maior que dez aves; 2- relativamente comum, com o número médio de contatos entre seis e dez aves; 3- pouco comum, com o número médio de contatos entre duas e cinco aves; 4- esporádica, onde somente uma ave é detectada. O espaço em branco significa nenhuma detecção. Método de detecção (D): v-visual, a-auditivo. Habitat: fl- florestal, bf- borda de floresta, cp- capoeiras, ca- campos, la- lagos, br- brejos e áreas alagadas, eu- eucaliptos. Status de ameaça, situação global e local* (IUCN 2007; Fundação Biodiversitas 2007): (CR) Criticamente em Perigo, (EN) Em Perigo, (Vu) Vulnerável, (NT) Quase ameaçada e (DD) Deficiente em dados. Sequência e nomenclatura (científica e popular) seguem CBRO (2007).

Taxa (nome popular)	Abundância relativa			D	Habitat	Status
	FP	FS	E			
TINAMIDAE						
<i>Tinamus solitarius</i> (macuco)	2	3	-	v,a	fl	NT EN*
<i>Crypturellus soui</i> (tururim)	2	-	-	a	fl	
<i>Crypturellus obsoletus</i> (inhambuguaçu)	2	3	x	a	fl	
<i>Crypturellus noctivagus</i> (jaó-do-sul)	1	3	-	a	fl	NT EN*
<i>Crypturellus tataupa</i> (inhambu-chintã)	3	2	x	a	fl,cp	
ANHIMIDAE						
<i>Anhima cornuta</i> (anhuma)	-	-	x	a	br	
ANATIDAE						
<i>Dendrocygna viduata</i> (irerê)	-	-	x		br, la	
CRACIDAE						
<i>Penelope superciliaris</i> (jacupemba)	3	2	x	v,a	fl,cp	
<i>Penelope obscura</i> (jacuaçu)	-	-	x	v	fl	
ODONTOPHORIDAE						

<i>Odontophorus capueira</i>	2	3	-	v,a	fl	EN*
(uru)						
PHALACROCORACIDAE						
<i>Phalacrocorax brasilianus</i>	-	-	x		la	
(biguá)						
ARDEIDAE						
<i>Tigrisoma lineatum</i>	-	-	x	v	la	
(socó-boi)						
<i>Nycticorax nycticorax</i>	-	-	x	v,a	la	
(savacu)						
<i>Butorides striata</i>	-	-	x	v	la,br	
(socozinho)						
<i>Bubulcus ibis</i>	-	-	x	v	ca,br	
(garça-vaqueira)						
<i>Ardea alba</i>	-	-	x	v	ca,br	
(garça-branca-grande)						
<i>Egretta thula</i>	-	-	x	v	la,br	
(garça-branca-pequena)						
THRESKIORNITHIDAE						
<i>Mesembrinibis cayennensis</i>	4	-	x	v,a	br	
(coro-coró)						
CATHARTIDAE						
<i>Cathartes aura</i>	2	1	x	v	fl,bf,br,ca	
(urubu-da-cabeça-vermelha)						

<i>Cathartes burrovianus</i>	2	2	x	v	fl,bf,br	
(urubu-da-cabeça-amarela)						
<i>Coragyps atratus</i>	1	1	x	v	fl,bf,br,ca,	
(urubu-de-cabeça-preta)					cp	
<i>Sarcoramphus papa</i>	3	3	-	v	fl,bf	DD*
(urubu-rei)						
ACCIPITRIDAE						
<i>Leptodon cayanensis</i>	2	-	-	v,a	fl	
(gavião-de-cabeça-cinza)						
<i>Elanoides forficatus</i>	-	3	x	v	bf,cp,eu	
(gavião-tesoura)						
<i>Harpagus diodon</i>	-	-	x	v	fl,bf	
(gavião-bombachinha)						
<i>Ictinia plumbea</i>	4	3	x	v,a	fl,bf,eu	
(sovi)						
<i>Leucopternis lacernulatus</i>	3	-	-	v,a	fl	VU
(gavião-pombo-pequeno)						CR*
<i>Leucopternis polionotus</i>	3	4	-	v,a	fl	NT
(gavião-pombo-grande)						CR*
<i>Rupornis magnirostris</i>	3	1	x	v,a	fl,bf,cp	
(gavião-carijó)						
<i>Buteo albicaudatus</i>	-	-	x	v,a	bf,cp,ca	
(gavião-de-rabo-branco)						
<i>Spizaetus tyrannus</i>	3	-	-	a	fl	EN*
(gavião-pega-macaco)						

<i>Spizaetus melanoleucus</i>	2	3	x	v,a	fl,bf	EN*
(gavião-pato)						
<i>Spizaetus ornatus</i>	4	-	-	a	fl	EN*
(gavião-de-penacho)						
FALCONIDAE						
<i>Caracara plancus</i>	-	2	x	v,a	bf,cp,ca	
(caracará)						
<i>Milvago chimachima</i>	4	2	x	v,a	bf,cp,ca,br	
(carrapateiro)						
<i>Herpetotheres cachinnans</i>	3	2	x	v,a	fl,bf,cp,br	
(acauã)						
<i>Micrastur semitorquatus</i>	2	2	x	v,a	fl	
(falcão-relógio)						
<i>Falco sparverius</i>	-	-	x	v,a	ca	
(quiriquiri)						
<i>Falco ruficularis</i>		2	x	v	fl,bf	
(cauré)						
<i>Falco femoralis</i>	-	-	x	v	cp,ca	
(falcão-de-coleira)						
RALLIDAE						
<i>Aramides saracura</i>	4	3	x	v,a	fl,bf,la,br	
(saracura-do-mato)						
<i>Pardirallus nigricans</i>	2	2	x	v,a	bf, br	
(saracura-sanã)						

<i>Porzana albicollis</i>	-	-	x	v,a	la,br
(sana-carijó)					
<i>Gallinula chloropus</i>	-	-	x	v,a	la
(frango-d'água-comum)					
CARIAMIDAE					
<i>Cariama cristata</i>	-	-	x	v,a	cp,ca
(seriema)					
CHARADRIIDAE					
<i>Vanellus chilensis</i>	-	-	x	v,a	ca,la
(quero-quero)					
JACANIDAE					
<i>Jacana jacana</i>	1	1	x	v,a	la
(jaçanã)					
COLUMBIDAE					
<i>Columbina talpacoti</i>	-	2	x	v,a	cp,ca
(rolinha-roxa)					
<i>Columbina picui</i>	-	2	x	a	cp,br
(rolinha-picui)					
<i>Claravis pretiosa</i>	2	-	-	v,a	bf,cp
(pararu-azul)					
<i>Patagioenas picazuro</i>	2	1	x	v,a	fl,bf,cp
(pombão)					
<i>Patagioenas cayennensis</i>	2	2	x	v,a	fl,bf
(pomba-galega)					

<i>Leptotila verreauxi</i>	-	2	x	a	bf,cp	
(juriti-pupu)						
<i>Leptotila rufaxilla</i>	-	2	x	a	bf,cp	
(juriti-gemeadeira)						
<i>Geotrygon montana</i>	2	2	x	v,a	fl,bf	
(pariri)						
PSITTACIDAE						
<i>Primolius maracana</i>	1	2	x	v,a	fl,bf	NT
(maracanã-verdadeira)						
<i>Aratinga leucophthalma</i>	-	2	x	v,a	fl,bf,cp	
(periquitão-maracanã)						
<i>Aratinga auricapillus</i>	2	3	-	v,a	fl	NT
(jandaia-de-testa-vermelha)						
<i>Aratinga aurea</i>	2	2	-	v,a	fl,bf	
(periquito-rei)						
<i>Pyrrhura cruentata</i>	4	-	-	a	fl	VU
(tiriba-grande)						CR*
<i>Pyrrhura frontalis</i>	3	-	-	v,a	fl	
(tiriba-de-testa-vermelha)						
<i>Forpus xanthopterygius</i>	-	-	x	v	bf,cp,ca	
(tuim)						
<i>Pionus maximiliani</i>	2	2	x	v,a	fl,bf,cp	
(maitaca-verde)						
<i>Amazona farinosa</i>	1	2	x	v,a	fl	CR*
(papagaio-moleiro)						

 CUCULIDAE

<i>Piaya cayana</i>	2	2	x	v,a	fl,bf	
(alma-de-gato)						
<i>Crotophaga major</i>	-	2	x	v,a	bf,la,br	
(anu-coroça)						
<i>Crotophaga ani</i>	-	2	x	v,a	bf,cp	
(anu-preto)						
<i>Guira guira</i>	-	2	x	v,a	bf,cp	
(anu-branco)						
<i>Tapera naevia</i>	-	2	x	a	cp	
(saci)						

STRIGIDAE

<i>Megascops choliba</i>	-	-	x	v	bf	
(corujinha-do-mato)						
<i>Megascops atricapilla</i>	3	-	-	a	fl	DD*
(corujinha-sapo)						
<i>Pulsatrix koeniswaldiana</i>	2	-	-	a	fl	
(murucututu-de-barriga-amarela)						
<i>Glaucidium minutissimum</i>	1	2	-	a	fl	VU*
(caburé-miudinho)						
<i>Glaucidium brasilianum</i>	1	2	x	v,a	fl	
(caburé)						
<i>Athene cunicularia</i>	-	-	x	v,a	ca	
(coruja-buraqueira)						

 NYCTIBIIDAE

<i>Nyctibius griseus</i>	-	3	-	v,a	fl,bf	
(mãe-da-lua)						
CAPRIMULGIDAE						
<i>Lurocalis semitorquatus</i>	4	-	-	a	fl	
(tuju)						
<i>Nyctiphrynus ocellatus</i>	-	2	x	a	fl	
(bacurau-ocelado)						
<i>Nyctidromus albicollis</i>	-	2	x	v,a	bf,cp	
(bacurau)						
APODIDAE						
<i>Streptoprocne zonaris</i>	-	-	x	v	ca	
(taperaçu-de-coleira-branca)						
TROCHILIDAE						
<i>Glaucis hirsutus</i>	-	3	-	v,a	fl	
(balança-rabo-de-bico-torto)						
<i>Phaethornis idaliae</i>	1	1	-	v,a	fl	DD*
(rabo-branco-mirim)						
<i>Phaethornis ruber</i>	-	2	x	v,a	fl,bf,cp	
(rabo-branco-rubro)						
<i>Eupetomena macroura</i>	-	-	x	v,a	bf, cp, ca	
(beija-flor-tesoura)						
<i>Aphantochroa cirrhochloris</i>	-	-	x	v	bf	
(beija-flor-cinza)						
<i>Chlorostilbon lucidus</i>	-	2	x	v,a	bf,cp,ca,br	
(besourinho-de-bico-vermelho)						

<i>Hylocharis cyanus</i>	3	2	-	v,a	bf,cp	
beija-flor-roxo						
<i>Amazilia fimbriata</i>	-	3	x	v,a	fl,bf,cp	
(beija-flor-de-garganta-verde)						
<i>Amazilia lactea</i>	-	2	x	v,a	fl,bf,cp	
(beija-flor-de-peito-azul)						
TROGONIDAE						
<i>Trogon viridis</i>	1	2	x	v,a	fl,bf	
(surucuá-grande-de-barriga-amarela)						
ALCEDINIDAE						
<i>Megaceryle torquata</i>	-	-	x	v	bf,la	
(martim-pescador-grande)						
MOMOTIDAE						
<i>Baryphthengus ruficapillus</i>	1	3	-	v,a	fl	
(juruva-verde)						
GALBULIDAE						
<i>Galbula ruficauda</i>	-	2	x	v,a	bf,cp,la,br	
(ariramba-de-cauda-ruiva)						
RAMPHASTIDAE						
<i>Ramphastos vitellinus</i>	2	3	-	v,a	fl	DD*
(tucano-de-bico-preto)						
<i>Pteroglossus aracari</i>	2	2	x	v,a	fl,bf,cp	
(araçari-de-bico-branco)						
PICIDAE						

<i>Picumnus cirratus</i>	3	2	x	v,a	fl,bf,cp,br	
(pica-pau-anão-barrado)						
<i>Melanerpes flavifrons</i>	2	3	-	v,a	fl,bf	VU*
(benedito-de-testa-amarela)						
<i>Veniliornis maculifrons</i>	3	2	x	v,a	fl	
(picapauzinho-de-testa-pintada)						
<i>Veniliornis passerinus</i>	4	4	-	v,a	fl	
(picapauzinho-anão)						
<i>Piculus flavigula</i>	3	-	-	a	fl	
(pica-pau-bufador)						
<i>Colaptes campestris</i>	-	-	x	v,a	cp,ca	
(pica-pau-do-campo)						
<i>Celeus flavescens</i>	2	2	-	v,a	fl	
(pica-pau-de-cabeça-amarela)						
<i>Dryocopus lineatus</i>	2	3	-	v,a	fl	
(pica-pau-de-banda-branca)						
<i>Campephilus robustus</i>	3	3	-	v,a	fl	
(pica-pau-rei)						
THAMNOPHILIDAE						
<i>Taraba major</i>	-	3	x	v,a	cp	
(choro-boi)						
<i>Thamnophilus palliatus</i>	-	x	x	v	cp,br	
(choca-listrada)						
<i>Thamnophilus ambiguus</i>	3	2	x	v,a	bf,cp,br	
(choca-de-sooretama)						

<i>Dysithamnus plumbeus</i>	2	3	-	v,a	fl	VU
(choquinha-chumbo)						VU*
<i>Myrmotherula axillaris</i>	2	2	x	v,a	fl,bf,cp	
(choquinha-de-flanco-branco)						
<i>Herpsilochmus rufimarginatus</i>	3	3	-	a	fl	
(chorozinho-de-asa-vermelha)						
<i>Drymophila squamata</i>	3	-	-	a	fl	
(pintadinho)						
CONOPOPHAGIDAE						
<i>Conopophaga melanops</i>	3	4	-	a	fl	
(cuspidor-de-máscara-preta)						
DENDROCOLAPTIDAE						
<i>Dendrocincla turdina</i>	2	3	-	v,a	fl	
(arapacu-liso)						
<i>Sittasomus griseicapillus</i>	2	3	-	v,a	fl	
(arapaçu-verde)						
<i>Xiphocolaptes albicollis</i>	2	-	-	a	fl	
(arapaçu-de-garganta-branca)						
<i>Dendrocolaptes platyrostris</i>	3	-	-	a	fl	
(arapaçu-grande)						
<i>Xiphorhynchus fuscus</i>	2	4	-	v,a	fl	
(arapaçu-rajado)						
<i>Lepidocolaptes squamatus</i>	-	3	x	v,a	fl,bf	
(arapaçu-escamado)						
FURNARIIDAE						

<i>Furnarius rufus</i>	-	-	x	v,a	ca
(joão-de-barro)					
<i>Synallaxis spixi</i>	4	3	x	a	bf,cp,br
(João-teneném)					
<i>Certhiaxis cinnamomeus</i>	3	3	x	v,a	bf,cp,br
(curutié)					
<i>Phacellodomus rufifrons</i>	-	3	x	v,a	cp,ca
(joão-de-pau)					
<i>Automolus leucophthalmus</i>	3	3	x	v,a	fl
(barranqueiro-de-olho-branco)					
<i>Xenops minutus</i>	3	3	-	v,a	fl
(bico-virado-miúdo)					
<i>Xenops rutilans</i>	3	2	x	v,a	fl,bf,cp
(bico-virado-carijó)					
TYRANNIDAE					
<i>Mionectes rufiventris</i>	-	3	-	a	fl
(abre-asa-de-cabeça-cinza)					
<i>Leptopogon amaurocephalus</i>	-	3	-	a	fl
(cabeçudo)					
<i>Todirostrum poliocephalum</i>	-	x	x	v	f,bf
(teque-teque)					
<i>Phyllomyias fasciatus</i>	-	3	-	a	bf,cp
(piolhinho)					
<i>Myiopagis caniceps</i>	3	-	-	a	fl,bf
(guaracava-cinzenta)					

<i>Elaenia flavogaster</i>	2	2	x	v,a	bf,cp,eu	
(guaracava-de-barriga-amarela)						
<i>Elaenia albiceps</i>	3	-	-	v,a	bf	
(guaracava-de-crista-branca)						
<i>Camptostoma obsoletum</i>	2	1	x	v,a	fl,bf,cp,eu	
(risadinha)						
<i>Serpophaga subcristata</i>	-	3	x	a	bf,cp	
(alegrinho)						
<i>Capsiempis flaveola</i>	-	-	x	v	bf	
(marianinha-amarela)						
<i>Myiornis auricularis</i>	2	1	x	v,a	fl,bf,cp	
(miudinho)						
<i>Rhynchocyclus olivaceus</i>	3	-	-	v,a	fl	EN*
(bico-chato-grande)						
<i>Tolmomyias sulphureus</i>	2	1	x	a	fl,cp	
(bico-chato-de-orelha-preta)						
<i>Hirundinea ferruginea</i>	-	2	x	v,a	cp,eu	
(gibão-de-couro)						
<i>Lathrotriccus euleri</i>	3	1	x	v,a	bf,cp	
(enferrujado)						
<i>Cnemotriccus fuscatus</i>	3	2	x	v,a	bf,cp	
(guaracavuçu)						
<i>Satrapa icterophrys</i>	-	3	x	v,a	cp,br	
(suiriri-pequeno)						

<i>Fluvicola nengeta</i>	-	2	x	v,a	br	
(lavadeira-mascarada)						
<i>Arundinicola leucocephala</i>	-	-	x	v	cp,br	
(freirinha)						
<i>Machetornis rixosa</i>	-	-	x	v	ca	
(suiriri-cavaleiro)						
<i>Legatus leucophaeus</i>	3	-	-	a	bf,cp	
(bem-te-vi-pirata)						
<i>Myiozetetes cayanensis</i>	3	2	x	a	bf,cp	
(bentevizinho-de-asa-ferrugínea)						
<i>Myiozetetes similis</i>	2	2	x	v,a	bf,cp,br,eu	
(bentevizinho-de-penacho-vermelho)						
<i>Pitangus sulphuratus</i>	2	1	x	v,a	fl,bf,cp,br,	
(bem-te-vi)					eu	
<i>Myiodynastes maculatus</i>	3	2	x	v,a	fl,bf,cp	
(bem-te-vi-rajado)						
<i>Megarynchus pitangua</i>	2	2	x	v,a	fl,bf,cp,br,	
(neinei)					eu	
<i>Tyrannus melancholicus</i>	3	2	x	v,a	fl,bf,cp,br,	
(suiriri)					eu	
<i>Rhytipterna simplex</i>	2	3	-	a	fl	VU*
(vissíá)						
<i>Sirystes sibilator</i>	2	3	-	a	fl	
(gritador)						

<i>Myiarchus tuberculifer</i>	2	2	x	a	bf,cp	
(maria-cavaleira-pequena)						
<i>Myiarchus ferrox</i>	-	2	x	v,a	cp,br	
(maria-cavaleira)						
<i>Attila rufus</i>	3	3	-	v,a	fl	
(capitão-de-saíra)						
COTINGIDAE						
<i>Pyroderus scutatus</i>	2	2	x	v,a	fl,bf	NT*
(pavó)						
PIPRIDAE						
<i>Neopelma aurifrons</i>	1	3	-	v,a	fl	VU
(fruxu-baiano)						DD*
<i>Manacus manacus</i>	3	2	x	v,a	fl,bf,br	
(maria-rendeira)						
TITYRIDAE						
<i>Schiffornis turdina</i>	3	3	-	v,a	fl	VU*
(flautim-marrom)						
<i>Tityra inquisitor</i>	2	2	-	v,a	fl	
(anambé-branco-de-bochecha-parda)						
<i>Pachyramphus polychopterus</i>	2	2	x	v,a	fl,bf	
(caneleiro-preto)						
<i>Pachyramphus marginatus</i>	4	-	-	a	fl	DD
(caneleiro-bordado)						
VIREONIDAE						

<i>Cyclarhis gujanensis</i>	3	2	x	v,a	bf,cp
(pitiguari)					
<i>Vireo olivaceus</i>	x	x	-	v,a	f,bf
(juruviara)					
<i>Hylophilus poicilotis</i>	-	3	-	a	fl,cp
(verdinho-coroado)					
HIRUNDINIDAE					
<i>Tachycineta albiventer</i>	-	-	x	v	br,la
(andorinha-do-rio)					
<i>Progne tapera</i>	-	3	x	v	cp,ca,br
(andorinha-do-campo)					
<i>Progne chalybea</i>	-	-	x	v	cp,ca
(andorinha-doméstica-grande)					
<i>Pygochelidon cyanoleuca</i>	-	-	x	v	cp,ca
(andorinha-pequena-de-casa)					
<i>Stelgidopteryx ruficollis</i>	-	-	x	v	cp,ca
(andorinha-serradora)					
TROGLODYTIDAE					
<i>Troglodytes musculus</i>	-	-	x	v,a	cp,ca
(corruíra)					
<i>Pheugopedius genibarbis</i>	4	1	x	v,a	bf,cp,br
(garrinchão-pai-avô)					
TURDIDAE					
<i>Turdus flavipes</i>	-	3	-	v	bf,cp,br
(sabiá-una)					

<i>Turdus rufiventris</i>	-	2	x	v,a	bf,cp
(sabiá-laranjeira)					
<i>Turdus leucomelas</i>	-	2	x	v,a	bf,cp,eu
(sabiá-barranco)					
<i>Turdus amaurochalinus</i>	-	2	x	v,a	bf,cp,eu
(sabiá-poca)					
MIMIDAE					
<i>Mimus saturninus</i>	-	-	x	v,a	cp,ca
(sabiá-do-campo)					
MOTACILLIDAE					
<i>Anthus lutescens</i>	-	-	x	v,a	br
(caminheiro-zumbidor)					
COEREBIDAE					
<i>Coereba flaveola</i>	-	-	x	v,a	bf,cp
(cambacica)					
THRAUPIDAE					
<i>Cissopis leverianus</i>	-	x	-	v	f,bf
(tietinga)					
<i>Thlypopsis sordida</i>	-	2	x	v	bf,cp
(saí-canário)					
<i>Habia rubica</i>	3	-	-	a	fl
(tiê-do-mato-grosso)					
<i>Tachyphonus cristatus</i>	2	2	x	v,a	fl,bf
(tiê-galo)					

<i>Ramphocelus carbo</i>	3	2	x	v,a	fl,bf	
(pipira-vermelha)						
<i>Thraupis sayaca</i>	2	2	x	v,a	fl,bf,cp	
(sanhaçu-cinzento)						
<i>Thraupis palmarum</i>	-	2	x	v,a	bf,cp	
(sanhaçu-do-coqueiro)						
<i>Pipraeidea melanonota</i>	2	2	-	v,a	fl,bf,cp	
(saíra-viúva)						
<i>Tangara seledon</i>	2	2	x	v,a	fl,bf,cp	
(saíra-sete-cores)						
<i>Tangara cayana</i>	2	1	x	v	fl,bf	
(saíra-amarela)						
<i>Tersina viridis</i>	2	2	x	v,a	fl,bf,cp	
(saí-andorinha)						
<i>Dacnis cayana</i>	1	1	x	v,a	fl,bf,cp	
(saí-azul)						
<i>Hemithraupis ruficapilla</i>	2	3	-	a	fl,bf	
(saíra-ferrugem)						
<i>Hemithraupis flavicollis</i>	2	3	-	v,a	fl,bf	DD*
(saíra-galega)						
<i>Conirostrum speciosum</i>	2	2	x	v,a	fl,bf	
(figuinha-de-rabo-castanho)						
EMBERIZIDAE						
<i>Zonotrichia capensis</i>	-	-	x	v,a	cp,ca	
(tico-tico)						

<i>Ammodramus humeralis</i>	-	-	x	v	cp,ca	
(tico-tico-do-campo)						
<i>Sicalis flaveola</i>	-	-	x	v	ca	
(canário-da-terra-verdadeiro)						
<i>Volatinia jacarina</i>	-	-	x	v,a	cp,ca,br	
(tiziú)						
<i>Sporophila caerulescens</i>	-	-	x	v	cp,br	
(coleirinho)						
<i>Paroaria dominicana</i>	-	-	x	v	ca	
(cardeal-do-nordeste)						
CARDINALIDAE						
<i>Caryothraustes canadensis</i>	4	-	-	v,a	fl	
(furiel)						
<i>Saltator maximus</i>	-	1	x	v,a	bf,cp	
(tempera-viola)						
ICTERIDAE						
<i>Cacicus haemorrhous</i>	1	1	x	v,a	fl,bf,cp,br	
(guaxe)						
<i>Gnorimopsar chopi</i>	-	-	x	v,a	cp,br	
(graúna)						
<i>Molothrus bonariensis</i>	-	-	x	v	ca	
(vira-bosta)						
FRINGILLIDAE						
<i>Carduelis magellanica</i>	-	3	x	v,a	cp,br	DD*
(pintassilgo)						

<i>Euphonia chlorotica</i>	3	2	x	a	fl,bf
(fim-fim)					
<i>Euphonia violacea</i>	2	-	-	v,a	fl
(gaturamo-verdadeiro)					
<i>Euphonia pectoralis</i>	3	-	-	a	fl
(ferro-velho)					
<i>Estrilda astrild</i>	-	-	x	v	ca
(bico-de-lacre)					
<i>Passer domesticus</i>	-	-	x	v,a	ca
(pardal)					
Total de espécies/área	120	136	147	-	-

Foram observadas 120 espécies no trecho de floresta primária, e 136 espécies na área de floresta secundária. Considerando o número de horas empregadas nas amostragens dos pontos, não houve uma tendência de estabilização da curva cumulativa de espécies (Figura 2). A porcentagem de espécies especialistas no trecho de floresta primária foi de 47,4%, contrastando com 27,9% de espécies especialistas presentes na floresta secundária (Figura 3). Além disto, o coeficiente de similaridade de Sørensen indicou que os trechos investigados de floresta foram somente 41,7% similares em relação a sua composição de espécies. A floresta primária também abrigou proporcionalmente o maior número de aves com sensibilidade média e alta ($\chi^2 = 3,930$; $df = 1$; $p = 0,0474$; Tabela 4), quando comparada ao outro trecho (Figura 4). No entanto, esta diferença não foi corroborada quando as duas seções de floresta foram comparadas empregando as três categorias de sensibilidade ($\chi^2 = 5,603$; $df = 2$; $p = 0,0607$).

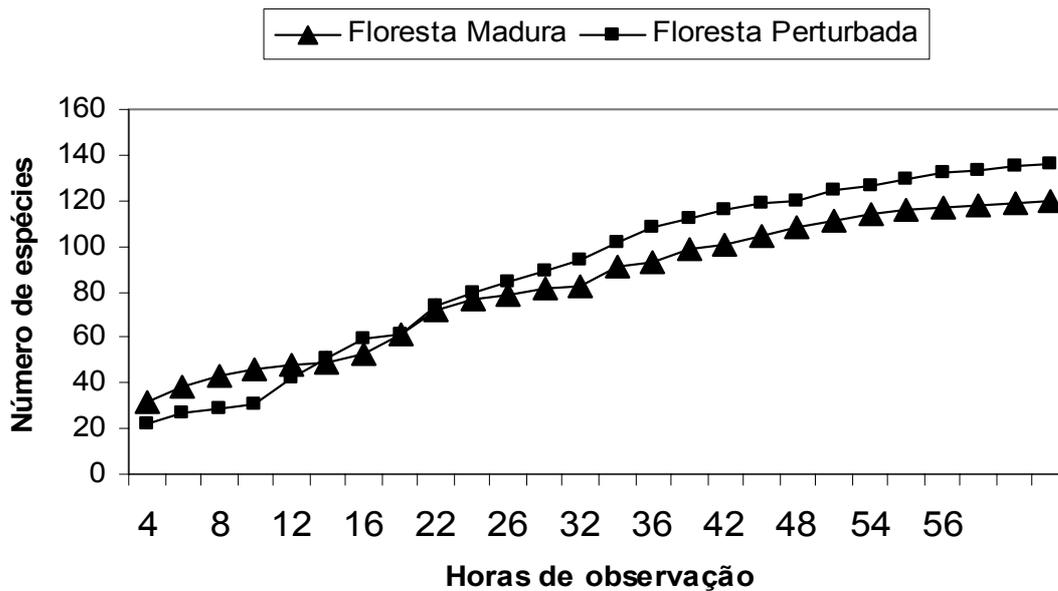


Figura 2: Curva cumulativa de espécies de aves obtida a partir das duas localidades amostradas do Parque Estadual do Rio Doce, Brasil, nos anos de 2005 e 2006 (floresta madura x floresta perturbada).

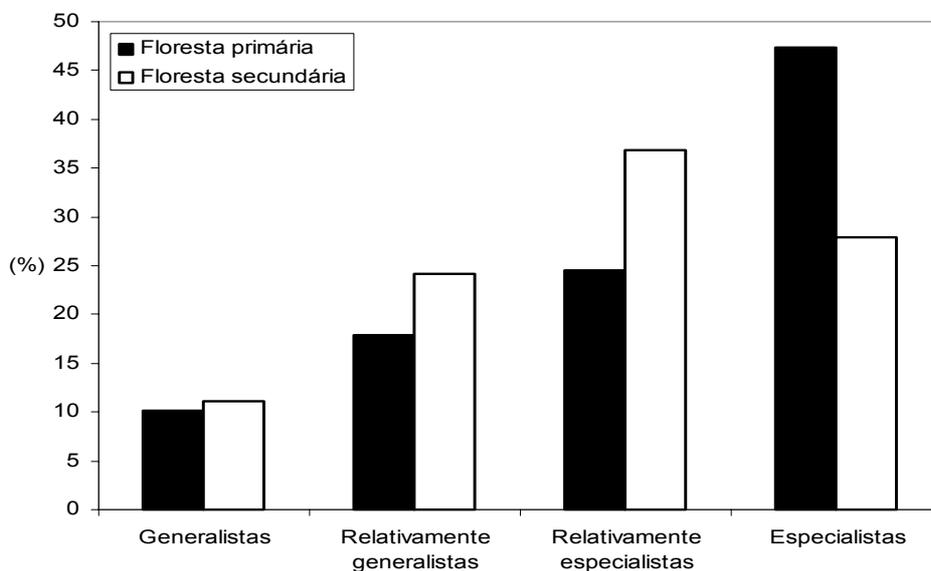


Figura 3: Proporção de espécies de aves observadas em relação à ocorrência nos diferentes ambientes das duas parcelas de floresta investigadas do Parque Estadual do Rio Doce, Minas Gerais, Brasil.

Em relação às categorias tróficas, os insetívoros se destacaram em ambos os trechos. Além disto, insetívoros e onívoros apresentaram proporções similares de espécies nos dois diferentes estágios sucessionais de floresta (Figura 5). Entre aqueles grupos que mostraram pequenas diferenças, estão os carnívoros e os nectarívoros.

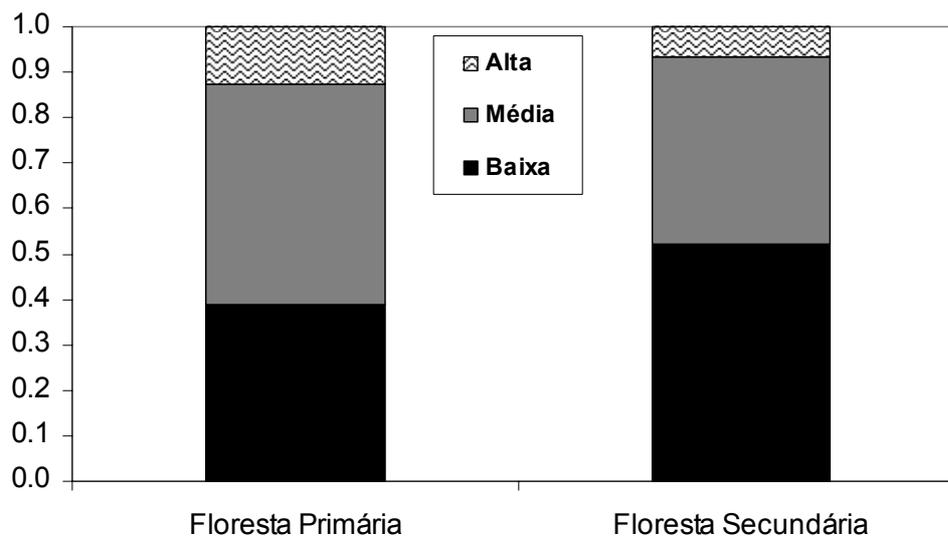


Figura 4: Proporção de espécies detectadas com sensibilidade alta, média e baixa a partir de dois trechos amostrados de floresta atlântica de baixada, sudeste do Brasil.

Os carnívoros (18 espécies) estiveram mais bem representados no trecho de floresta primária, enquanto que os nectarívoros na porção de floresta perturbada (7 espécies). Nenhuma diferença foi observada quanto ao número de espécies presentes em cada uma das guildas em relação ao tipo de floresta ($\chi^2 = 4,754$; $df = 5$; $p = 0,446$; Tabela 4).

Com relação ao estrato de forrageamento, o número de espécies de aves presentes nos diferentes estratos das duas florestas não diferiu entre si ($\chi^2 = 2,220$; $df = 2$; $p = 0,3295$; Tabela 4). O dossel da floresta foi o compartimento com o maior número de espécies em ambos os trechos (floresta primária 50,92%; floresta secundária 41,07%). Por outro lado, quando comparações foram realizadas dentro da mesma floresta, foram observadas algumas

diferenças. Tanto na floresta primária ($\chi^2 = 14,142$; $df = 1$; $p = 0,0001$), quanto na floresta secundária ($\chi^2 = 3,853$; $df = 1$; $p = 0,049$) um maior número de espécies esteve presente no dossel em relação ao estrato médio de cada um dos estandes investigados.

Tabela 4: Número de espécies de aves nos trechos de floresta primária e secundária do Parque Estadual do Rio Doce, Brasil, considerando dados de sua ocorrência em relação aos graus de sensibilidade, categorias tróficas e estrato de forrageamento.

	Floresta Primária	Floresta Secundária
Grau de sensibilidade		
Alta	15	9
Média	58	56
Baixa	47	71
Categorias tróficas		
Insetívoros	44	49
Onívoros	35	39
Frugívoros	21	24
Carnívoros	18	15
Nectarívoros	2	7
Granívoros	0	2
Estrato de forrageamento		
Dossel	55	46
Médio	22	29
Sub-bosque	31	37

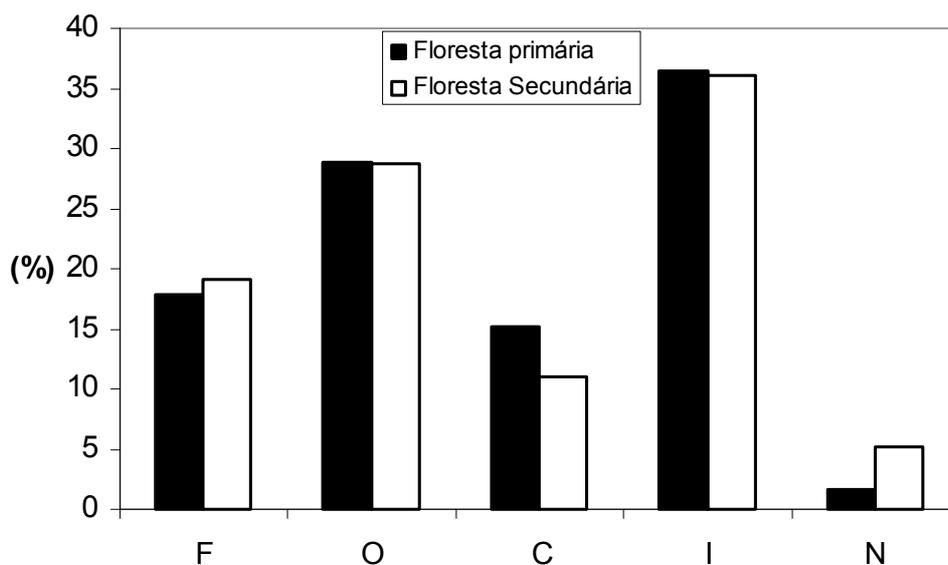


Figura 5: Representatividade das guildas tróficas nos dois trechos da Floresta Atlântica de baixada do sudeste do Brasil. Abreviações: F- frugívoro, O- onívoro, C- carnívoro, I- insetívoro, N- nectarívoro.

Associado a isto, o número de espécies de aves presentes no dossel da floresta primária em comparação ao seu sub-bosque também diferiu ($\chi^2 = 6,697$; $df = 1$; $p = 0,009$). Não foram verificadas diferenças na riqueza de aves entre os estratos médio e o sub-bosque da floresta primária ($\chi^2 = 1,528$; $df = 1$; $p = 0,2163$). No trecho de floresta secundária também não foram observadas diferenças entre o sub-bosque e os outros dois estratos florestais (sub-bosque x dossel: $\chi^2 = 0,975$; $df = 1$; $p = 0,323$; sub-bosque x estrato médio: $\chi^2 = 0,969$; $df = 1$; $p = 0,324$).

Cerca de 20 das 213 espécies de aves registradas foram mencionadas em listas de espécies ameaçadas. No contexto global, nove espécies estão incluídas em algumas das categorias de ameaça ou quase ameaçadas. Dentre estas, destacam-se *L. lacernulatus*, *P. cruentata*, *D. plumbeus* e *N. aurifrons*. Entre aquelas mencionadas em listas regionais de espécies ameaçadas, podemos citar *T. solitarius*, *C. noctivagus* e *L. polionotus*. Algumas espécies são

mencionadas em ambas as listas, contudo podendo variar sua categoria de ameaça (p. ex, *T. solitarius*, *C. noctivagus*, *L. lacernulatus* e *L. polionotus*). Além dos táxons supracitados, oito espécies possuem deficiência de dados no âmbito regional, sendo estas *Sarcoramphus papa*, *Phaethornis idaliae*, *Ramphastos vitellinus*, *Pachyramphus marginatus* e *Hemithraupis flavicollis*.

Entre as espécies consideradas ameaçadas, *Spizaetus melanoleucus*, *Primolius maracana*, *Amazona farinosa* e *Pyroderus scutatus* foram observadas fora dos limites do PERD. *S. melanoleucus* pode ser vista comumente forrageando nas bordas da unidade de conservação (até 1 km de distância do PERD), incluindo junto a áreas urbanas. Além desta última, *P. maracana*, *A. farinosa* e *P. scutatus* também foram registradas fora do PERD (p. ex, margem direita do rio Doce, lagoa Silvana).

Discussão

Riqueza de espécies no médio rio Doce

A região do médio rio Doce é uma das áreas mais ricas em diversidade biológica do estado de Minas Gerais (Fonseca 1997). Em um raio de 60 km, ocorrem diferentes gradientes ambientais, propiciados por mudanças na topografia, clima e paisagem. Esta heterogeneidade ambiental proporciona um aumento no número de habitats, permitindo a coexistência de várias espécies como um resultado dos seus ajustamentos ecológico-evolutivos (Karr et al. 1990; Goerck 1997; Thiollay 1999; Sodhi et al. 2004).

O esforço amostral empregado permitiu a detecção de 213 espécies de aves. A riqueza de espécies estimada para a área é de 300 espécies (Machado e Fonseca 2000). Conhecer toda a comunidade de aves de uma região tropical nunca foi uma tarefa fácil. Normalmente, os investigadores experimentam efeitos da autoecologia das espécies, como a sua raridade intrínseca (Goerck 1997), além de aspectos da sua distribuição espacial (Terborgh et al. 1990;

Graham e Blake 2001; Blake 2007). Assim, nem todas as espécies serão facilmente observadas, já que ocorre variação nas probabilidades de detecção de cada uma delas (Buckland 2006).

Embora não tenha sido realizado um censo regional, o número de espécies detectadas pode ser considerado expressivo. Alguns grupos e famílias provavelmente foram subestimados, já que não foram empregadas metodologias específicas de amostragem. Dentre elas, destacamos as espécies aquáticas (p. ex, marrecos, patos), noturnas (p. ex, curiangos e corujas) e aéreas (p. ex, andorinhas), além de espécies campestres (emberezídeos). Ambientes como os de eucaliptos e pastagens, por exemplo, também não foram intensivamente investigados. Apesar disto, nossos dados coincidiram com Marsden et al. (2001) que também encontraram um baixo número de espécies (6 espécies) associadas a eucaliptais em uma outra área do sudeste do Brasil.

Conforme previsto em diferentes regiões dos trópicos (Karr et al. 1990; Terborgh et al. 1990; Thiollay 1999; Anjos 2001; Ribon et al. 2003; Blake 2007; Cintra et al. 2007), os trechos de floresta investigados foram ricos em espécies. Nossos dados corroboraram este atributo, considerando que 74,64% de todas as espécies observadas estiveram ligadas às florestas. Outro ambiente que mereceu destaque foram as capoeiras, cujo incremento do estágio sucessional disponibilizou novos recursos. Como exemplo, podemos citar as espécies (p. ex., *Pteroglossus aracari*) que continuamente foram vistas se alimentando em *Cecropia* sp. (40 espécies).

Avifauna no PERD

Os escassos levantamentos ornitológicos conhecidos para o PERD podem ser caracterizados como superficiais (Willis e Oniki 1991; Machado e Fonseca 2000), apesar da existência de dados não publicados (Lins 2001). Embora tenham sido realizados em diferentes épocas, somente o trabalho de Machado e Fonseca (2000) apresentou um esforço de investigação

maior, porém empregando redes de neblina. Willis e Oniki (1991), em um levantamento rápido (três dias), observaram em duas áreas do parque cerca de 140 espécies, onde 100 espécies foram comuns ao nosso trabalho. Algumas prováveis causas de tal diferença podem ser sugeridas, tais como as dificuldades de detecção de algumas espécies (p. ex, Falconiformes), associadas a diferenças no esforço de observação. Além disso, diferenças físicas entre cada um dos ambientes amostrados, efeitos temporais (p. ex, mudanças na interação entre as espécies), bem como interferências antrópicas podem ter contribuído para as discrepâncias encontradas (Willis e Oniki 1978; Thiollay 1999; Ribon et al. 2003; Maldonado-Coelho e Marini 2004; Barlow et al. 2006).

Conforme indicado pelos resultados, o trecho de floresta primária apresentou uma riqueza de espécies menor em relação à floresta secundária. Um dos aspectos que pode melhor explicar estes resultados se refere à heterogeneidade ambiental. O estande de amostragem da floresta secundária possuiu um maior número de ambientes quando comparado ao trecho de floresta primária. Além do mais, cerca de 44,4% dos pontos amostrados no trecho de floresta secundária estiveram relacionados a áreas de clareiras e bordas, permitindo a ocorrência de espécies típicas destes ambientes. Thiollay (1999), em um trecho da Amazônia, notou que várias espécies de aves de interior da floresta desapareceram como um efeito da criação das bordas. De acordo com este autor, a criação destes novos ambientes favoreceu espécies não-florestais, aumentando a diversidade biológica local. Os dados sugerem que a hipótese do distúrbio intermediário seria responsável por estas diferenças, já que as localidades onde este efeito se manifesta podem suportar um número maior de espécies (Cushman e MacGarigan 2003).

Por outro lado, o trecho de floresta primária foi extremamente importante para a manutenção de espécies exigentes em relação ao grau de conservação dos ambientes. As reservas legalmente protegidas auxiliam na proteção de espécies sensíveis, já que são maiores,

melhor preservadas e limitam as atividades antrópicas em relação às propriedades particulares, especialmente na área de floresta Atlântica (Viana et al. 1997; Ranta et al. 1998). Estes atributos são valiosos para a conservação de populações viáveis de espécies sensíveis, já que minimizam os efeitos ligados ao tamanho do fragmento e da intolerância à alteração de habitat (Parker III e Goerck 1997; Marsden et al. 2001; Ribon et al. 2003; Simon 2006).

As guildas, como grupos funcionais, podem fornecer importantes respostas quanto a alterações em uma comunidade biológica (Thiollay 1999; Haugaasen et al. 2003; Anjos 2006; Gray et al. 2007). Entre os grupos funcionais tróficos, as espécies de aves insetívoras florestais normalmente respondem negativamente à alteração de habitat (Stouffer e Bierregaard 1995a; Sekercioglu et al. 2002; Haugaasen et al. 2003). Outro grupo sensível a modificações é o grupo dos grandes frugívoros, já que possuem a tendência de desaparecer de pequenos fragmentos, incluindo áreas com baixa qualidade de habitat (Thiollay 1999; Marsden et al. 2001; Sodhi et al. 2004; Gray et al. 2007). Ao considerar o estrato de forrageamento, Ribon et al. (2003) concluíram que as espécies que forrageavam apenas em um estrato foram mais sensíveis aos processos de fragmentação florestal. Ainda de acordo com estes autores, as espécies mais propensas aos eventos de extinção foram as terrícolas e de sub-bosque. Nossos resultados não demonstraram nenhuma alteração nas categorias tróficas, embora o trecho de floresta secundária tenha apresentado um número maior de espécies nectarívoras. Normalmente, os nectarívoros são menos vulneráveis à criação de bordas e clareiras (Stouffer e Bierregaard 1995b).

Entre as guildas de forrageamento, não foi possível observar nenhuma diferença na riqueza de espécies entre os dois estandes florestais, apesar de terem sido encontradas diferenças na riqueza de espécies entre os estratos dentro de cada localidade. O trecho de floresta primária apresentou uma diferença bem marcada na sua riqueza entre os estratos, mais especificamente do dossel em relação aos estratos médio e inferior. O dossel foi

responsável pela maior parte dos registros, indicando ser o compartimento vertical mais importante para a avifauna. Nas florestas tropicais, o dossel normalmente é o compartimento mais produtivo, disponibilizando uma grande variedade de recursos para as espécies (Stork et al. 2007). No caso da avifauna, animais com alta mobilidade, este atributo das florestas pode refletir em diferenças na distribuição vertical da comunidade (Terborgh et al. 1990).

Conservação da avifauna na região

Desde o alto rio Doce (Simon et al. 1999; Ribon et al. 2003) até o seu trecho mais a jusante (Parker III e Goerck 1997; Marsden et al. 2001), existem porções de floresta que são extremamente importantes para a avifauna da bacia deste rio. Os trabalhos realizados ao longo da sua extensão têm mostrado que várias espécies de aves consideradas ameaçadas vivem principalmente em reservas protegidas (Parker III e Goerck 1997; Simon et al. 1999; Marsden et al. 2001). A importância do PERD se destaca por diversos motivos. Por exemplo, da lista de espécies provavelmente extintas ou sob algum grau de ameaça em fragmentos florestais do alto do rio Doce (Ribon et al. 2003), pelo menos 39 espécies podem ser encontradas no PERD, várias seguramente com populações representativas. Muitas espécies sensíveis e com alto valor de conservação estão abrigadas no PERD. Especial atenção deve ser dada às aves de rapina diurnas, já que além de possuírem uma baixa densidade de indivíduos, são perseguidas por caçadores (p. ex, *S. melanoleucus*). No médio rio Doce, provavelmente existe a última população de *L. polionota* e *L. lacernulata* deste trecho da bacia. Também merecem destaque as espécies de aves ameaçadas que utilizam diferentes compartimentos da floresta no PERD, como *Neomorphus geoffroyi dulcis* (L. Scoss, com. pes.), além de *T. solitarius*, *C. noctivagus*, *P. cruentata*, *D. plumbeus* e *N. aurifrons*.

Outras espécies também necessitam de atenção em razão de peculiaridades de sua história evolutiva e/ou aspectos de sua biologia. Para aquelas espécies que ocorrem fora do seu centro altitudinal de abundância existe uma chance maior de vulnerabilidade em relação aos efeitos

da fragmentação (Ribon *et al.* 2003; Anjos 2006). Entre estas, cujo gradiente altitudinal típico é superior ao de floresta de planície citamos *Penelope obscura*, *Odontophorus capueira*, *Pyrrhura frontalis*, *Pulsatrix koeniswaldiana*, *Mionectes rufiventris*, *Atilla rufus*, *Turdus flavipes*, *Pipraeidea melanonota* e *Hemithraupis ruficapilla*. Além disto, torna-se de grande relevância a preservação de espécies como *Habia rubica*, uma espécie-nuclear de bandos mistos de sub-bosque (Ribon *et al.* 2003; Maldonado-Coelho e Marini 2004). Ainda, espécies de aves florestais com área de distribuição total menor que 11,000 km² também são consideradas mais sujeitas à extinção (Harris e Pimm 2008), tais como *D. plumbeus* e *N. aurifrons*.

Considerando a importância do PERD para a bacia do rio Doce, são necessárias ações urgentes que visem minimizar os impactos oriundos das ações antrópicas no entorno da reserva. Atividades como a caça e a pesca ilegais são ainda extremamente comuns em razão de fragilidades das instituições governamentais. Além disto, se desconhece os efeitos da poluição industrial local sobre a biota. Acrescidos a todos os impactos negativos listados, a reserva por si só provavelmente não seria efetiva para a manutenção do *pool* gênico de todas as espécies, já que áreas isoladas menores que 100 km² podem ser insuficientes para esta proposta (Harris e Pimm 2004; Harris e Pimm 2008). Extinções locais já ocorreram (p. ex., *Harpia harpyja*) e outras poderão acontecer em um futuro próximo como um resultado do intervalo existente entre o desflorestamento e a extinção propriamente dita (Brooks e Balmford 1996; Machado e Fonseca 2000). Diante disto, a criação de um plano de recuperação da bacia do rio Doce, privilegiando o uso de corredores ecológicos, propiciaria melhores condições tanto para a avifauna do PERD, como para a revitalização de outros trechos deste importante rio.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem a Conservation International/Center for Applied Biodiversity Science e a Gordon e Betty Moore Foundation pelo apoio financeiro a este trabalho. Somos gratos ao Instituto Estadual de Florestas de Minas Gerais pela concessão da licença de trabalho. André Hirsch nos auxiliou na produção do mapa da área de estudo. A Michellia Pereira Soares e a equipe do Laboratório de Botânica (UFV) pela colaboração com os dados de vegetação.

REFERÊNCIAS

- Anjos L dos (2001). Bird communities in five Atlantic forest fragments in southern Brazil. *Ornitol. Neotrop.* 12: 11-27.
- Anjos L dos (2006). Bird species sensitivity in a fragmented landscape of the Atlantic forest in southern Brazil. *Biotropica* 38: 229-234.
- Anjos L dos e Boçon R (1999). Bird communities in natural forest patches in southern Brazil. *Wilson Bull.* 111: 397-414.
- Anjos L dos, Schuchmann K-L e Berndt R (1997). Avifaunal composition, species richness, and status in the Tibagi river basin, Paraná State, southern Brazil. *Ornitol. Neotrop.* 8: 145-173.
- Barlow J, Peres CA, Henriques LMP, Stouffer PC e Wunderle JM (2006). The responses of understorey birds to forest fragmentation, logging and wildfires: An Amazonian synthesis. *Biol. Conserv.* 128: 182-192.
- Birdlife International (2004). Cambridge, UK. <http://www.birdlife.org>. Acessado 4 fev 2007.
- Blake JG (1989). Birds of primary forest undergrowth in western San Blas, Panama. *J. Field Ornit.* 60: 178-189.
- Blake JG (2007). Neotropical forest bird communities: a comparison of species richness and composition at local and regional scales. *Condor* 109: 237-255.

- Blake JG, Stiles FG e Loiselle BA (1990). Birds of La Selva Biological Station: habitat use, trophic composition and migrants. In: Gentry AH (ed), *Four Neotropical Rainforests*, Yale University Press, New York, USA, pp. 161-182.
- Brooks T e Balmford A (1996). Atlantic forest extinctions. *Nature* 380: 115.
- Brooks T, Tobias J e Balmford A (1999). Deforestation and bird extinctions in the Atlantic forest. *Animal Conserv.* 2: 211-222.
- Buckland ST (2006). Point-transects surveys for songbirds: robust methodologies. *Auk* 123: 345-357.
- Cintra R, Sanaiotti TM e Cohn-Haft M (2007). Spatial distribution and habitat of the Anavilhanas Archipelago bird community in the Brazilian Amazon. *Biodiv. Conserv.* 16: 313-336.
- Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos (2007). Listas das aves do Brasil, versão 16/08/2007. <http://www.cbro.org.br>. Acessado 20 nov 2007.
- Cushman SA e MacGarigan K (2003). Landscape-level patterns of avian diversity in the Oregon coast range. *Ecological Monographs* 73: 259-281.
- Faria CMA, Rodrigues M, Amaral FQ, Módena É e Fernandes AM (2006). Aves de um fragmento de Mata Atlântica no alto Rio Doce, Minas Gerais: colonização e extinção. *Rev. Bras. Zool.* 23: 1217-1230.
- Fonseca GAB da (1997). Impactos antrópicos e biodiversidade terrestre. In: Paula JA, Barbieri AF, Guerra CB, Landau EC, Vieira F, Barbosa FAR, Costa HSM, Guerra LP, Monte-Mór RLM, Simões RF, Braga TM (eds), *Biodiversidade, População e Economia: Uma região de Mata Atlântica*, UFMG/CEDEPLAR/ECMVS, PADCT/CIAMB, Belo Horizonte, Brasil, pp. 455-468.
- Fowler J, Cohen L e Jarvis P (1998). *Practical statistics for field biology*. John Wiley e Sons, West Sussex, UK.

Fundação Biodiversitas (2007). Revisão das listas das espécies da flora e da fauna ameaçadas de extinção do Estado de Minas Gerais. Relatório Técnico Final. Volume 3. Belo Horizonte, Brasil.

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

Graham CH e Blake JG (2001). Influence of patch- and landscape-level factors on bird assemblages in a fragmented tropical landscape. *Ecol. Appl.* 11: 1709-1721.

Gray MA, Baldauf SL, Mayhew PJ e Hill JK (2007). The response of avian feeding guilds to tropical forest disturbance. *Conserv. Biol.* 21: 133-141.

Harris G e Pimm SL (2008). Range size and extinction risk in forest birds. *Conserv. Biol.* DOI 10.1111/j.1523-1739.2007.00798.x

Haugaasen T, Barlow J e Peres CA (2003). Effects of surface fires on understory insectivorous birds and terrestrial arthropods in central Brazilian Amazonia. *Animal Conserv.* 6: 299-306.

Ief e Engevix (1994). Pesquisas prioritárias para o Parque Estadual do Rio Doce, Brasil/ Research priorities for the Rio Doce State Park, Brazil. IEF/CPVS e Engevix, Belo Horizonte, Brasil.

Karr JR (1977). Ecological correlates of rarity in a tropical forest bird community. *Auk* 94: 240-247.

Karr JR (1981). Surveying birds with mist nets. *Stud. Avian Biol.* 6: 62-67.

Karr JR, Robinson SK, Blake JG e Bierregaard RO (1990). Birds of four neotropical forests. In: Gentry AH. (ed), *Four Neotropical Rainforests*, Yale University Press, New York, USA, pp. 237-269.

Lins LV (2001). Diagnóstico ornitológico do Parque Estadual do Rio Doce. Instituto Estadual de Florestas. Belo Horizonte, MG.

- Lopes LE, Fernandes AM e Marini MÂ (2005). Diet of some Atlantic forest birds. *Ararajuba* 13: 95-103.
- Machado RB e Fonseca GAB da (2000). The avifauna of Rio Doce Valley, southeastern Brazil, a highly fragmented area. *Biotropica* 32: 914-924.
- Magurran AE (2004). *Measuring biological diversity*. Blackwell Publishing. Oxford, UK.
- Maldonado-Coelho M e Marini MÂ (2004). Mixed-species bird flocks from Brazilian Atlantic forest: the effects of forest fragmentation and seasonality on their size, richness and stability. *Biol. Conserv.* 116: 19-26.
- Manhães MÂ (2007). *Ecologia trófica de aves de sub-bosque em duas áreas de Mata Atlântica no sudeste do Brasil*. PhD Thesis. PPGERN/Universidade Federal de São Carlos. Brasil.
- Marsden SJ, Whiffin M e Galetti M (2001). Bird diversity and abundance in forest fragments and *Eucalyptus* plantations around an Atlantic forest reserve, Brazil. *Biodiv. Conserv.* 10: 737-751.
- Morellato LPC e Haddad CFB (2000). Introduction: The Brazilian Atlantic forest. *Biotropica*: 786-792.
- Myers N, Mittermeier RA, Mittermeier CG, Fonseca GAB e Kent J (2000). Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403: 853-858.
- Olmos F (2005). Aves ameaçadas, prioridades e políticas de conservação no Brasil. *Nat. Conserv.* 3: 21-42.
- Parker III TA. e Goerck JM (1997). The importance of national parks and biological reserves to bird conservation in the Atlantic forest region of Brazil. *Ornit. Monogr.* 48: 527-541.
- Parker III TA., Stotz DF e Fitzpatrick JW (1996). *Ecological and Distributional Databases*. In: Stotz DF, Fitzpatrick JW, Parker III TA e Moskovits DK, *Neotropical Birds: Ecology and Conservation*, The University of Chicago Press, Chicago, USA, pp. 115-291.

- Polleto F, Anjos L dos, Lopes EV, Volpato GH, Serafini PP e Favaro FL (2004). Caracterização do microhabitat e vulnerabilidade de cinco espécies de arapaçus (Aves: Dendrocolaptidae) em um fragmento florestal do norte do estado do Paraná, sul do Brasil. *Ararajuba* 12: 89-96.
- Ranta P, Blom T, Niemela J, Joensuu E e Siitonen M (1998). The fragmented Atlantic rain forest of Brazil: Size, shape and distribution of forest fragments. *Biodiv. Conserv.* 7: 385-403.
- Remsen JV, Hyde MA e Chapman A (1993). Diets of neotropical trogons, motmots, barbets and toucans. *Condor* 95: 178-192.
- Ribeiro RD (2001). Ecologia alimentar de aves de sub-bosque de Mata Atlântica em Minas Gerais. MSc. Thesis. ECMVS/Universidade Federal de Minas Gerais. Brasil.
- Ribon R, Simon JE e Mattos GT (2003). Bird extinctions in Atlantic Forest fragments of the Viçosa Region, southeastern Brazil. *Conserv. Biol.* 17: 1827-1839.
- Sekercioglu CH, Ehrlich PR, Daily GC, Aygen D, Goehring D e Sandi RF (2002). Disappearance of insectivorous birds from tropical forest fragments. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA* 99: 263-267.
- Sick H (1997). *Ornitologia brasileira*. Editora Nova Fronteira. Rio de Janeiro.
- Simon JE (2006). Efeitos da fragmentação da Mata Atlântica sobre comunidade de aves na região serrana de Santa Teresa, Estado do Espírito Santo, Brasil. PhD Thesis. Museu Nacional/UFRJ. Rio de Janeiro. Brasil.
- Simon JE, Ribon R, Mattos GT e Abreu CRM (1999). A avifauna do Parque Estadual da Serra do Brigadeiro, Minas Gerais. *Rev. Árvore* 23: 33-48.
- Sodhi NS, Liow LH e Bazzaz FA (2004). Avian extinctions from tropical and subtropical forests. *Ann. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 35: 323-345.
- Stork NE, Balston J, Farquhar GD, Franks PJ, Holtum JAM e Liddell MJ (2007). Tropical rainforest canopies and climate change. *Austral Ecology*: 105-112.

Stouffer PC e Bierregaard RO Jr (1995a). Use of Amazonian forest fragments by understorey insectivorous birds. *Ecology* 76: 2429-2445.

Stouffer PC e Bierregaard RO Jr (1995b). Effects of forest fragmentation on understorey hummingbirds in Amazonian Brazil. *Conserv. Biol.* 9: 1085-1094.

Tabanez AAJ e Viana VM (2000). Patch structure within Brazilian Atlantic forest fragments and implications for conservation. *Biotropica* 32: 925-933.

Terborgh J, Robinson SK, Parker III TA, Munn CA e Pierpont N (1990). Structure and organization of an Amazonian forest bird community. *Ecol. Monogr.* 60: 213-238.

Thiollay J-M (1999). Responses of an avian community to rain forest degradation. *Biodiv. Conserv.* 8: 513-534.

Veloso HP, Rangel-Filho ALR e Lima JCA (1991). Classificação da vegetação brasileira adaptada a um sistema universal. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Rio de Janeiro.

Viana VM, Tabanez AAJ e Batista JLF (1997). Dynamics and restoration of forest fragments in the Brazilian Atlantic moist forest. In: Laurence WF e Bierregaard RO Jr (eds). *Tropical Forest Remnants: Ecology, Management, and Conservation of Fragmented Communities*, The University of Chicago Press, Chicago, Illinois, pp. 351-365.

Willis EO (1979). The composition of avian communities in remanescet woodlots in southern Brazil. *Papéis Avulsos Zool.* 33: 1-25.

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

Willis EO e Oniki Y (1991). Avifaunal transects across the open zones of northern Minas Gerais, Brazil. *Ararajuba* 2: 41-58.

CAPÍTULO 3

SENSIBILIDADE DA AVIFAUNA TERRÍCOLA E DE SUB-BOSQUE DE UMA ÁREA DE FLORESTA ATLÂNTICA, SUDESTE DO BRASIL.

Normas do periódico “Biotropica”

Sensibilidade da Avifauna Terrícola e de Sub-bosque de uma área de Floresta Atlântica, sudeste do Brasil.

Alan Loures-Ribeiro

Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais, Universidade Federal de São Carlos. Rodovia Washington Luís (SP 310), Km 235. Monjolinho. Caixa Postal 676. São Carlos. SP. Brasil. CEP: 13565-905.

e

Manoel Martins Dias

Departamento de Ecologia e Biologia Evolutiva, Universidade Federal de São Carlos. Rodovia Washington Luís (SP 310). Monjolinho. Caixa Postal 676. São Carlos. SP. Brasil. CEP: 13565-905.

RESUMO

A alta taxa de destruição da floresta Atlântica contrasta com a baixa quantidade de informações que temos à respeito de determinados aspectos da biologia da avifauna. A alteração dos ambientes influencia nos tipos de recursos disponíveis para as aves. O objetivo deste trabalho foi medir o grau de resposta da avifauna florestal terrícola e de sub-bosque aos ambientes em diferentes estágios sucessionais, com o intuito de produzir uma análise do grau de sensibilidade das espécies. Das 25 espécies de aves analisadas, 13 espécies mostraram uma redução no seu índice pontual de abundância na área perturbada quando comparada ao trecho de floresta primária. Duas espécies foram beneficiadas pela alteração dos ambientes. Outras 10 espécies não mostraram qualquer tendência. De acordo com os nossos critérios, a porcentagem de espécies que apresentou sensibilidades baixa, média e alta foi de 44, 44 e 12 por cento, respectivamente. O número de espécies afetadas não se relacionou com o grau de endemismo, o estrato de forrageamento ou a guilda alimentar. Os resultados indicam a necessidade do conhecimento do grau de sensibilidade das espécies não apenas em relação aos efeitos da fragmentação florestal, mas também da alteração dos ambientes sobre a avifauna. No caso da floresta Atlântica, este tipo de avaliação torna-se cada vez mais urgente em razão do elevado número de remanescentes perturbados.

Palavras-chave: Floresta Atlântica; Brasil; avifauna terrícola e de sub-bosque; sensibilidade; alteração de habitat.

ABSTRACT

High destruction rates in the Atlantic Rain Forest is a contrast to the low quantity of information on the biological aspects of bird communities. Habitat disturbance influence on the types of resources available for the birds. Our objectives were measures the response rate of terrestrial and understory forest birds with regard to distinct successional stages so that an analysis of the species' sensitivity degree may be provided. Thirteen species out of 25 analyzed bird species revealed a decrease in their abundance index in the disturbed area when compared to those inhabiting the primary forest stretch. Environment disturbance benefited two species, whereas no trend was revealed by the other 10 species. According to current criteria, percentage of species with low, middle and high sensitivity registered 44%, 44% and 12%, respectively. The number of influenced species was not related to endemic rate, foraging substrate or trophic category. Results show the need to know better the species' sensitivity degree not merely with regard to the influence of forest fragment but also to the environment modification on the forest bird communities. Further evaluation of the Atlantic Rain Forest is mandatory owing to the high number of disturbed remaining stretches along the distribution area.

Key words: Atlantic Rain Forest; terrestrial and understory birds; sensitivity; habitat modification.

NOS ÚLTIMOS TEMPOS, O NÚMERO DE ESTUDOS QUE TRATAM DOS EFEITOS DO TAMANHO DA ÁREA ou do isolamento dos fragmentos sobre a avifauna neotropical vem crescendo (Willis 1979, Bierregaard & Stouffer 1997, Anjos & Boçon 1999, Sekercioglu *et al.* 2002, Maldonado-Coelho e Marini 2004, Anjos 2006). Existe também o aumento no número de investigações que abordam as modificações de habitat sobre a comunidade de aves florestais ou grupos funcionais específicos (Thiollay 1999, Galetti *et al.* 2003, Hugaasen *et al.* 2003, Peres *et al.* 2003, Harris & Pimm 2004, Barlow *et al.* 2006, Gray *et al.* 2007), embora pouco seja conhecido na floresta Atlântica.

A floresta Atlântica é um dos biomas mais ricos e ameaçados do planeta (Myers *et al.* 2000). Ao longo dos cinco séculos de intensa ocupação humana, restam apenas 7.5 por cento de sua cobertura original (Morellato & Haddad 2000). Além da criação de inúmeros pequenos fragmentos isolados, ao longo deste período grande parte destes remanescentes perdeu suas características originais, causando uma redução na sua qualidade (Viana *et al.* 1997, Ranta *et al.* 1998, Marsden *et al.* 2005). Entre os eventos mais comuns de degradação estão a extração de madeira, os incêndios, a criação de animais exóticos (p. ex. gado) e a caça (Marsden *et al.* 2005, Loures-Ribeiro & Anjos 2006). Com isto, existe uma tendência destes fragmentos perderem a capacidade de abrigar várias espécies sensíveis, principalmente as especialistas de floresta (Goerck 1997, Ribon *et al.* 2003, Anjos 2006, Harris & Pimm, *in press*).

Considerando tal fato, torna-se importante uma análise das implicações destas perturbações sobre a avifauna. Além disto, o melhor conhecimento do grau de sensibilidade das espécies pode providenciar o uso de ações mais eficientes de manejo e conservação das espécies e seus habitats (Jones 2004).

Aqui, nós examinamos a influência exercida pelos diferentes estágios sucessionais da vegetação sobre as espécies de aves terrícolas e de sub-bosque no nível local, contribuindo para a produção de um índice de sensibilidade. Para fins de comparação, foram investigadas

duas áreas, uma área controle representada por um dos últimos trechos de floresta atlântica primária de Minas Gerais, em comparação a um trecho perturbado. Os objetivos deste estudo foram: (1) avaliar o grau de resposta das espécies de aves terrícolas e de sub-bosque aos diferentes estágios sucessionais de uma área de floresta atlântica de baixada; (2) testar se o endemismo, o estrato de forrageamento e as guildas de alimentação influenciaram no grau de resposta das espécies à alteração dos ambientes.

MÉTODOS

ÁREA DE ESTUDO.—O trabalho foi conduzido no Parque Estadual do Rio Doce, uma das maiores reservas de floresta atlântica de baixada do Brasil, com sede no município de Marliéria, sudeste do país (19°48'18" – 19°24'29"S, 42°38'30" – 42°28'18"W). A área está localizada no médio rio Doce (Figura 1), possuindo aproximadamente 36.000 ha, composta por floresta estacional semidecídua submontana, além de um significativo sistema lacustre natural (cerca de 40 lagos). A altitude média da área é de 350 m, com pluviosidade média de 1480 mm. A temperatura média anual é de 22°C. O clima regional é do tipo AW-tropical quente semi-úmido (sistema de Köppen). Existem dois períodos bem definidos ao longo do ano, um seco se prolongando de maio a setembro, e outro chuvoso compreendido de novembro a março.

As amostragens foram realizadas em dois estandes florestais, cada um contendo 100 ha. O primeiro estande representa um dos últimos trechos de floresta primária de Minas Gerais. Neste local, podem ser encontradas várias espécies vegetais típicas de estágio clímax, tais como *Ficus gomelleira* (Moraceae), *Lecythis pisonis* (Lecythidaceae) e *Virola gardneri* (Miristicaceae), além de *Senefeldera multiflora* (Euphorbiaceae), *Neoraputia alba* (Rutaceae), *Rollinia sylvatica* (Annonaceae). A altura média do estrato da floresta é cerca de 20 m.

Algumas árvores emergentes ultrapassam 40 m de altura. O outro trecho localizou-se há cerca de 7 km de distância da área controle e sua principal característica é o seu histórico de incêndios, sendo o último registrado há 14 anos atrás. Entre as plantas encontradas neste estande estão *Cecropia sp.* (Cecropiaceae), *Astrocaryum aculeatissimum* (Arecaceae), além de *Typha sp.* (Typhaceae), *Carex sp.* (Cyperaceae), *Euterpe edulis Mart.* (Arecaceae), algumas típicas de estágios iniciais de sucessão. O estrato médio da floresta é de aproximadamente 16 m.

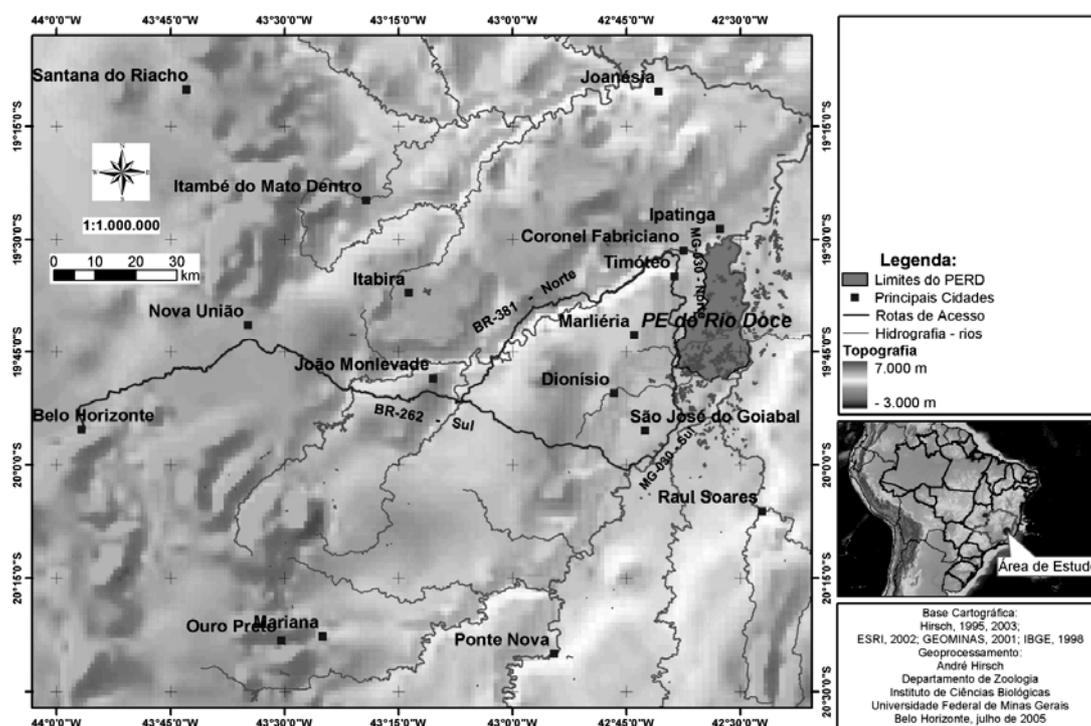


Figura 1: Área de estudo situada no Parque Estadual do Rio Doce, localizado no sudeste do Brasil.

Um aspecto importante da área de estudo é a ocorrência de lagos e brejos. A região em que as amostragens foram realizadas concentra uma grande quantidade destas áreas alagáveis, distribuindo-se entre os trechos de floresta. Além disto, em vários locais existe uma pequena variação altitudinal entre os trechos alagados e o interior da floresta, propiciando a formação

de pequenos canais de água (escoadouros). Desta forma, no período de chuva muitas porções da floresta sofrem um encharcamento, ou mesmo são alagadas. Ainda, em muitos locais ocorrem clareiras naturais criadas exatamente a partir destes pontos de alagamento ou de confluência das lagoas.

AMOSTRAGENS E ANÁLISES DOS DADOS.—Os dados foram obtidos entre agosto e dezembro de 2006. Foram instalados em cada um dos estandes de floresta cerca de 36 pontos de amostragem. Cada ponto esteve disposto em um sistema de seis transecções lineares, separadas entre si por 200 m, sendo também de 200 m a distância entre um ponto e outro. Cada estande foi amostrado seis vezes. Nós empregamos pontos de escuta, sem limite de distância, com duração de 10 min cada, para amostrar as aves observadas e/ou ouvidas. Cada ave foi registrada somente uma vez em cada ponto. Ao mesmo tempo em que as aves eram detectadas pelo observador principal, um auxiliar realizava a gravação dos sons através de um gravador Sony TCM 5000 e um microfone direcional do tipo Sennheiser ME66.

Os dados coletados foram transformados em um Índice Pontual de Abundância (IPA), dado pelo número de espécimes contados de cada espécie, dividido pelo número total de pontos amostrados (Bibby *et al.* 2000). A partir dos resultados obtidos, foi atribuído um grau de sensibilidade para cada espécie em relação ao seu total de espécimes observados. As espécies que não ocorreram no estande florestal perturbado, ou cuja ocorrência foi inferior a 10%, foram consideradas espécies com sensibilidade alta. As espécies com média sensibilidade foram indicadas por uma ocorrência entre 10 e 30% dos pontos no trecho perturbado, enquanto aquelas com ocorrência superior a 30% no mesmo trecho foram consideradas de baixa sensibilidade. Especificamente, os valores considerados no estabelecimento do grau de sensibilidade estiveram baseados no número de pontos contíguos do trecho perturbado em relação às áreas preservadas de floresta.

Com fins de produção de uma análise crítica dos nossos dados em relação à literatura, consideraremos as espécies com sensibilidade alta e média como um grupo similar entre si. Nós estamos assumindo que estas espécies estarão mais sujeitas à extinção, já que podem ocorrer diferenças quanto ao histórico regional de fragmentação, bem como de modificação dos ambientes, tipos de impactos e outros aspectos da sensibilidade das espécies (Henle *et al.* 2004). Estes são fatores conhecidos que auxiliam na interpretação dos dados relativos ao grau de resposta das espécies aos processos de fragmentação florestal (Laurance *et al.* 1997). Outras informações necessárias em literatura, tais como o grau de endemismo, estrato de forrageamento, nível de prioridade de conservação e de pesquisa foram obtidos a partir de Parker *et al.* (1996). Informações relacionadas aos itens alimentares consumidos pelas espécies foram obtidas a partir de Willis (1979), Sick (1997) e Anjos (2001).

A hipótese de nulidade de nenhuma diferença nos IPA's das espécies entre os trechos de florestas primária e perturbada foi testada a partir do teste G ($P < 0.05$). O teste G também foi utilizado para avaliar se as espécies endêmicas, o estrato de forrageamento ou as guildas alimentares demonstraram maior sensibilidade aos efeitos do fogo ($P < 0.05$). Para tal, as espécies foram divididas em dois grupos (sensibilidade alta/média *versus* sensibilidade baixa). Além disto, para a avaliação do estrato de forrageamento e das guildas alimentares levamos em consideração as espécies que foram influenciadas negativamente nos seus IPA's levando-se em conta o estande florestal perturbado. Quando necessário, o fator de correção de Williams foi empregado para a obtenção do valor de G ajustado (Fowler *et al.* 1998). Nas duas situações, as análises consideraram somente espécies com $n > 5$ e com a presença de pelo menos um exemplar nos dois estandes florestais.

RESULTADOS

Nós amostramos 25 espécies de aves terrícolas e de sub-bosque, totalizando 935 contatos (Tabela 1). Destas, 32% possuíam níveis alto e médio de prioridade de conservação, sendo que três espécies destacaram-se pelo mais alto valor (*Crypturellus noctivagus*, *Dysithamnus plumbeus* e *Neopelma aurifrons*).

TABELA 1: Número de detecções, Índice Pontual de Abundância, grau de sensibilidade, endemismo e estrato de forrageamento de 25 espécies de aves terrícolas e de sub-bosque de floresta Atlântica de baixada, sudeste do Brasil.

ESPÉCIES ^a	n	IPA ^b		S ^c	End	FOR ^d
		FP	FS			
<i>Tinamus solitarius</i> (s) [o]	28	0.111	0.018	média	sim	TR
<i>Crypturellus obsoletus</i> (s) [o]	51	0.171	0.064	média	não	TR
<i>Crypturellus noctivagus</i> (s) [f]	150	0.638	0.055	alta	sim	TR
<i>Penelope supercilialis</i> (s) [f]	26	0.037	0.083	baixa	não	TR
<i>Odontophorus capueira</i> (s) [f]	17	0.064	0.013	média	sim	TR
<i>Aramides saracura</i> [o]	12	0.013	0.041	baixa	sim	TR
<i>Geotrygon montana</i> [f]	48	0.111	0.111	baixa	não	TR
<i>Glaucis hirsutus</i> [n]	4	-	0.018	baixa	não	SB
<i>Phaethornis idaliae</i> [n]	73	0.148	0.190	baixa	sim	SB
<i>Phaethornis ruber</i> [n]	6	-	0.027	baixa	não	SB
<i>Baryphthengus ruficapillus</i> (s) [i]	60	0.236	0.041	média	sim	SM
<i>Dysithamnus plumbeus</i> (s) [i]	50	0.175	0.055	média	sim	SB
<i>Myrmotherula axillaris</i> [i]	73	0.148	0.190	baixa	não	SM

<i>Drymophila squamata</i> (s) [i]	13	0.055	0.004	alta	sim	SB
<i>Conopophaga melanops</i> (s) [i]	22	0.083	0.018	média	sim	SB
<i>Dendrocincla turdina</i> (s) [i]	34	0.120	0.037	média	sim	SM
<i>Xiphorhynchus fuscus</i> (s) [i]	23	0.092	0.013	média	sim	SM
<i>Automolus leucophthalmus</i> [i]	36	0.083	0.083	baixa	sim	SB
<i>Xenops minutus</i> [i]	11	0.037	0.013	média	não	SM
<i>Mionectes rufiventris</i> [o]	8	0.013	0.023	baixa	sim	SM
<i>Leptopogon amaurocephalus</i> [i]	8	-	0.037	baixa	não	SM
<i>Lathrotriccus euleri</i> (s) [i]	73	0.078	0.260	baixa	não	SB
<i>Neopelma aurifrons</i> (s) [o]	55	0.185	0.070	média	sim	SB
<i>Schiffornis turdina</i> (s) [o]	39	0.130	0.051	média	não	SB
<i>Habia rubica</i> (s) [o]	15	0.064	0.004	alta	não	SM

^aPosição sistemática e filogenética de acordo com Comitê Brasileiro de Registros

Ornitológicos (2007); (s) indica diferença significativa (Teste G , $P < 0.05$); [] categoria alimentar: f. frugívoro, i. insetívoro, o. onívoro, n. nectarívoro (Willis 1979, Anjos 2001, Sick 1997).

^bÍndice Pontual de Abundância: FP. Floresta Primária; FS. Floresta Secundária.

^cSensibilidade (ver métodos).

^dEstrato de forrageamento: SB. Sub-bosque; SM. Sub-bosque/Médio; TR. Terrícola.

Entre as espécies detectadas, seis delas são mencionadas em algum grau de ameaça global ou regional. *Tinamus solitarius*, *Crypturellus noctivagus*, *Odontophorus capueira* e *Schiffornis turdina* são espécies ameaçadas de extinção no estado de Minas Gerais. *Dysithamnus plumbeus* e *Neopelma aurifrons* são consideradas vulneráveis em nível global.

Das 25 espécies amostradas, 15 delas ocorreram em proporções diferentes nas duas parcelas de floresta, das quais 13 responderam negativamente aos efeitos do fogo. Entre as espécies que apresentaram as maiores diferenças em seus respectivos IPA's estão *Crypturellus noctivagus* ($G = 123.90$, $df = 1$, $P < 0.01$), *Baryphthengus ruficapillus* ($G = 32.18$, $df = 1$, $P < 0.01$), *Dysithamnus plumbeus* ($G = 14.06$, $df = 1$, $P < 0.01$), *Neopelma aurifrons* ($G = 11.68$, $df = 1$, $P < 0.01$), *Drymophila squamata* ($G = 10.56$, $df = 1$, $P < 0.01$) e *Dendrocincla turdina* ($G = 9.88$, $df = 1$, $P < 0.01$). Duas espécies foram beneficiadas pela modificação dos ambientes, podendo citar *Penelope superciliaris* ($G = 3.87$, $df = 1$, $P < 0.05$) e *Lathrotriccus euleri* ($G = 21.81$, $df = 1$, $P < 0.01$). Outras 10 espécies não mostraram nenhuma diferença significativa nos IPA's entre os dois estandes florestais ou não puderam ser comparadas por razões estatísticas. *Geotrygon montana*, *Phaethornis idaliae*, *Myrmotherula axillaris* e *Automolus leucophthalmus* foram algumas das espécies que não apresentaram preferência por nenhum dos trechos de floresta amostrados.

Quanto ao grau de sensibilidade das espécies, 12% apresentaram sensibilidade alta, enquanto aquelas com sensibilidade média e baixa totalizaram cada uma 44%. De acordo com os nossos dados, as espécies endêmicas não foram mais sensíveis aos efeitos da alteração do habitat do que as não-endêmicas ($G = 0.951$; $df = 1$; $P > 0.05$). Cerca de 71.4% delas apresentaram sensibilidade alta e média à perturbação do habitat, enquanto 50% das espécies não-endêmicas também responderam negativamente às alterações. Também não foi encontrada qualquer relação entre o estrato de forrageamento das espécies e as suas respostas aos efeitos da modificação dos habitats ($G = 0.319$; $df = 2$; $P > 0.05$). Em função do número de espécies de cada uma das categorias alimentares, apenas os onívoros e insetívoros foram testados. O número de espécies onívoras ($G = 1.239$; $df = 1$; $P > 0.05$) e insetívoras ($G = 0.383$; $df = 1$; $P > 0.05$) afetadas não diferiu em relação aos seus equivalentes não-afetados no estande florestal perturbado.

DISCUSSÃO

A floresta Atlântica, como um dos biomas mais ameaçados do planeta, se mantém com um grau elevado de fragmentação e deterioração dos seus remanescentes (Viana *et al.* 1997, Ranta *et al.* 1998). Hoje, a criação de corredores florestais pode ser vista como uma das principais estratégias para diminuir o isolamento de inúmeros organismos, bem como reduzir futuras extinções (Rocha *et al.* 2006). Entretanto, se os remanescentes conectados não tiverem valor biológico suficiente (Tabanez & Viana 2000), esta estratégia pode não ser bem sucedida.

Alguns estudos que analisam o grau de resposta da avifauna a interferências antrópicas comuns, tais como a fragmentação, o isolamento, a forma, o tamanho e a distribuição espacial dos fragmentos de floresta Atlântica podem ser citados (Anjos e Boçon 1999, Marsden *et al.* 2001, Ribon *et al.* 2003, Maldonado-Coelho & Marini 2004, Uezu *et al.* 2005, Anjos 2006, Simon 2006, Uezu 2006). Estudos que tratam especificamente dos efeitos dos diferentes estágios sucessionais sobre a avifauna não são conhecidos na literatura. Na Amazônia, Barlow *et al.* (2006) verificaram que a avifauna de sub-bosque foi altamente afetada pela ocorrência de incêndios, além de outros tipos de interferência antrópica. Neste estudo, os autores analisaram dados referentes 100.000 horas/rede de capturas, indicando que o fogo foi um dos impactos mais severos sofridos pela avifauna de sub-bosque. Em outra investigação (Peres *et al.* 2003), espécies de aves terrícolas (*Aburria pipile* e *Mitu tuberosa*) com semelhanças ecológicas aos Tinamiformes (*C. obsoletus* e *C. noctivagus*) também foram afetadas pelos incêndios na região amazônica.

No caso da nossa parcela perturbada, alguns incêndios históricos podem ser relatados. Estima-se que um incêndio ocorrido na década de 60 tenha queimado cerca de 50-60% da área total da unidade de conservação. Nossos resultados indicaram que algumas espécies de

aves terrícolas e de sub-bosque apresentaram redução significativa dos seus IPA's em função da existência dos diferentes estágios sucessionais. Na parcela de floresta perturbada investigada, o principal fator histórico que contribuiu para a manifestação dos estágios sucessionais iniciais foi a ocorrência de incêndios. O fogo pode ser considerado um dos principais impactos gerados sobre uma comunidade biológica, podendo afetar severamente uma determinada área (Janzen 1986, Creed 2006). Desta forma, várias espécies especialistas de florestas e/ou pertencentes a grupos funcionais específicos podem ser mais vulneráveis, podendo ser levados à extinção. Além disto, seus efeitos provavelmente perduram em uma escala de tempo maior, já que conduzem os ambientes a estágios sucessionais iniciais de recuperação da área.

Apesar da drástica diminuição da cobertura vegetal original da floresta atlântica, extinções em massa ainda não ocorreram (Brooks *et al.* 1999). Alguns modelos foram aplicados no sentido de prever futuras extinções, embora não tenham funcionado bem, principalmente para o caso da floresta Atlântica (Sodhi *et al.* 2004). As prováveis causas destas falhas ainda são incertas, mas podem estar relacionadas a extinções não conhecidas (Brooks & Balmford 1996), à resiliência das espécies (Sodhi *et al.* 2004) ou mesmo em função de um tempo de latência após o desflorestamento (Brooks *et al.* 1999).

Ao comparar nossos dados com outras duas áreas da bacia do rio Doce, algumas informações importantes foram reveladas. Embora nosso estudo não tenha avaliado os efeitos da fragmentação, conforme observado para outras duas regiões da mesma bacia (Marsden *et al.* 2001, Ribon *et al.* 2003), algumas espécies demonstraram níveis semelhantes de sensibilidade. Para os trechos investigados no alto rio Doce (Ribon *et al.* 2003), das treze espécies comuns ao nosso estudo, dez foram relativamente similares em relação ao grau de sensibilidade. Destas, três espécies foram consideradas extintas em trechos do alto rio Doce (*Tinamus solitarius*, *Odontophorus capueira* e *Dendrocincla turdina*), e classificadas como de

sensibilidade média para o efeito testado em nossa área. Outras três espécies (*Geotrygon montana*, *Mionectes rufiventris* e *Xiphorhynchus fuscus*) não concordaram em relação à sensibilidade. Para o baixo rio Doce (Marsden *et al.* 2001), nove das treze espécies comuns ao nosso trabalho também demonstraram semelhanças quanto ao grau de sensibilidade. Embora Marsden *et al.* (2001) não tenham produzido um índice de sensibilidade, entendemos que após o levantamento de 31 fragmentos, a presença da espécie somente na reserva (> 40.000 ha) seja um indicativo de sua sensibilidade elevada.

O processo de alteração dos ambientes pode ser considerado na maioria dos casos menos severo do que aqueles que tratam de sua perda integral (Turner 1996). Além disto, quanto maior a área do remanescente, maiores serão as suas chances de conservar populações viáveis (MacArthur & Wilson 1967, Marsden *et al.* 2005). Neste caso, espera-se que os graus de sensibilidade das espécies produzidos aqui sejam mais brandos quando comparados aos designados por outros autores em áreas fragmentadas e com diferentes graus de isolamento. Os níveis de sensibilidade produzidos para algumas espécies de aves terrícolas e de sub-bosque mostraram, em média, grau de concordância acima de 69% àqueles estimados e/ou convertidos a partir dos trabalhos analisados (Marsden *et al.* 2001, Ribon *et al.* 2003, Anjos 2006, Uezu 2006).

Anjos (2006), ao comparar 75 espécies quanto ao grau de sensibilidade entre o norte do Paraná e o sudeste de Minas Gerais, chamou a atenção para o grau de divergência dos resultados encontrados. De acordo com este autor, a posição das espécies em sua área de distribuição geográfica pode ter refletido em diferenças quanto ao seu grau de vulnerabilidade. Porém, processos regionais podem ter grande influência sobre as comunidades biológicas (Laurance *et al.* 1997, Ribon *et al.* 2003). Por exemplo, nossos dados indicaram uma baixa sensibilidade de *Penelope superciliaris*, similar ao encontrado por Anjos (2006) no norte do Paraná, e Uezu (2006) no oeste de São Paulo. No entanto, no alto rio

Doce, há cerca de 100 km de distância da nossa área, esta espécie foi considerada criticamente em perigo (Ribon *et al.* 2003). Estas diferenças sugerem que a espécie no alto rio Doce esteja declinando em função de um fator diferencial em relação a outras regiões. Sick (1997) retrata em sua obra o potencial cinegético do grupo a qual pertence *Penelope sp.*. Conforme relatado por Ribon *et al.* (2003), a caça foi provavelmente uma das principais atividades causadoras de impactos sobre espécies cinegéticas, e o declínio de algumas delas pode ter levado a uma pressão sobre espécies com potencial similar. No médio rio Doce, por exemplo, existem relatos de caça de *Penelope superciliaris* em áreas não protegidas.

Os indicadores de sensibilidade das espécies também podem se relacionar de diferentes formas no contexto da paisagem. De acordo com Henle *et al.* (2004), as espécies podem flutuar fortemente em uma escala local, enquanto os efeitos destas flutuações são menos perceptíveis se analisados em um nível regional. Além disto, alguns trabalhos demonstram que a sensibilidade pode estar ligada a fatores ecológicos e evolutivos (Goerck 1997), tais como o endemismo (Ribon *et al.* 2003) ou as semelhanças ecológicas existentes entre as espécies (Gray *et al.* 2007).

As investigações que utilizam grupos específicos de organismos com o intuito de avaliar um determinado fenômeno são muito úteis, principalmente em regiões com alta riqueza de espécies. Esta simplificação pode auxiliar-nos em uma melhor compreensão dos fenômenos e/ou problemas nos sistemas naturais. Nossos resultados não encontraram uma relação entre o endemismo, o estrato de forrageamento ou as duas guildas tróficas testadas e as alterações nos IPA's das espécies. Embora contrário às expectativas, estes resultados provavelmente se devem ao fato de que já estamos empregando uma análise de um grupo funcional, ou seja, aves terrícolas e de sub-bosque. O grupo de aves analisado é considerado um dos mais sensíveis à modificação dos ambientes em diferentes regiões dos trópicos

(Stouffer & Bierregaard 1995, Thiollay 1999, Sekercioglu *et al.* 2002, Peres *et al.* 2003, Barlow *et al.* 2006).

Os resultados encontrados demonstram o tipo de atenção que deveríamos ter sobre os efeitos da qualidade do ambientes sobre a sobrevivência das espécies. Mais investigações são necessárias, já que ainda não entendemos muitos aspectos da sensibilidade das espécies às modificações dos ambientes. Embora ocorrido há algum tempo atrás, é provável que os estágios sucessionais originados a partir de incêndios históricos em um dos trechos estudados ainda refletem na estrutura da comunidade de aves, indicando o quão nocivo é este tipo de impacto para a biota. Apesar do Parque Estadual do Rio Doce possuir um eficiente sistema de prevenção e combate de incêndios, reforçamos a necessidade de atenção a este tipo de perturbação, já que os efeitos podem ser altamente negativos. Além do mais, este local caracteriza-se como um dos últimos abrigos de raros elementos da rica biota da floresta Atlântica de baixada do Brasil.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem ao Instituto Estadual de Florestas pela concessão da licença de trabalho. Este trabalho foi possível graças ao apoio financeiro da Conservation International/Center for Applied Biodiversity Science, e Gordon e Betty Moore Foundation.

LITERATURA CITADA

ANJOS L. DOS. 2001. Bird communities in five Atlantic forest fragments in southern Brazil.

Ornitol. Neotrop. 12: 11-27.

ANJOS L. DOS. 2006. Bird species sensitivity in a fragmented landscape of the Atlantic forest in southern Brazil. Biotropica 38: 229-234.

- ANJOS L. DOS. E R. BOÇON. 1999. Bird communities in natural forest patches in southern Brazil. *Wilson Bull.* 111: 397-414.
- BARLOW J., C. A. PERES, L. M. P. HENRIQUES, P. C. STOUFFER E J. M. WUNDERLE. 2006. The responses of understorey birds to forest fragmentation, logging and wildfires: An Amazonian synthesis. *Biol. Conserv.* 128: 182-192.
- BIBBY C.J., N. D. BURGESS, D. A. HILL E S. H. MUSTOE. 2000. Bird census techniques. Second Edition. Academic Press. USA. 302 p.
- BIERREGAARD R.O. JR. E P. C. STOUFFER. 1997. Understorey birds and dynamic habitat mosaics in Amazonian rainforests, p. 138-155. *Em: Laurance WF e Bierregaard RO Jr (Eds). Tropical forest remnants: ecology, management, and conservation of fragmented communities.* University of Chicago Press. Chicago, USA.
- BROOKS T., J. TOBIAS E A. BALMFORD. 1999. Deforestation and bird extinctions in the Atlantic forest. *Animal Conserv.* 2: 211-222.
- COMITÊ BRASILEIRO DE REGISTROS ORNITOLÓGICOS (2007). Listas das aves do Brasil, versão 16/08/2007. <http://www.cbro.org.br>. Acessado 20 nov 2007.
- CREED, J. C. 2006. Perturbações em comunidades biológicas. *In* C. F. D. Rocha, H. G. Bergallo, M. V. Sluys e M. A. S. Alves (Eds). *Biologia da conservação: essências*, pp. 183-209. Editora RIMA, São Carlos, Brasil.
- FOWLER J., L. COHEN E P. JARVIS. 1998. *Practical statistics for field biology.* John Wiley e Sons, West Sussex, UK.
- GALETTI M., C. P. ALVES-COSTA E E. CAZETTA. 2003. Effects of forest fragmentation, anthropogenic edges and fruit colour on the consumption of ornithocoric fruits. *Biol. Conserv.* 111: 269-273.
- GOERCK J. 1997. Patterns of rarity in the birds of the Atlantic Forest of Brazil. *Conserv. Biol.* 11: 112-118.

- GRAY M. A., S. L. BALDAUF, P. J. MAYHEW E J. K. HILL. 2007. The response of avian feeding guilds to tropical forest disturbance. *Conserv. Biol.* 21: 133-141.
- HARRIS G. E L. PIMM. 2004. Birds species' tolerance of secondary forest habitats and its effects on extinction. *Conserv. Biol.* 18: 1607-1616.
- HARRIS G. E S. L. PIMM. 2008. Range size and extinction risk in forest birds. *Conserv. Biol.* DOI 10.1111/j.1523-1739.2007.00798.x.
- HAUGAASEN T., J. BARLOW E C. A. PERES. 2003. Effects of surface fires on understory insectivorous birds and terrestrial arthropods in central Brazilian Amazonia. *Animal Conserv.* 6: 299-306.
- HENLE K., K. F. DAVIES, M. KLEYER, C. MARGULES E J. SETTELE. 2004. Predictors of species sensitivity to fragmentation. *Biodiv. Conserv.* 13: 207-251.
- JANZEN, D. H. 1986. The eternal external threat. *In* M. E. Soulé (Ed.). *Conservation biology: The science of scarcity and diversity*, pp. 286-303. Sinauer Associates, Massachusetts, USA.
- JONES, C. G. 2004. Conservation management of endangered birds. *In* W. J. Sutherland, I. Newton e R. E. Green (Eds). *Bird ecology and conservation: A handbook of techniques*, pp. 269-301. Oxford University Press, New York.
- LAURANCE W. F., R. O. BIERREGAARD JR., 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. *In* W. F. Laurence e R. O. Bierregaard Jr. (Eds). *Tropical Forest Remnants: Ecology, Management, and Conservation of Fragmented Communities*, pp. 351-365. The University of Chicago Press, Chicago, USA.
- LOURES-RIBEIRO A. E L. DOS ANJOS. 2006. Falconiformes assemblages in a fragmented landscape of the Atlantic forest in southern Brazil. *Braz. Arch. Biol. Technol.* 49: 149-162.

- MALDONADO-COELHO M. E M. Â. MARINI. 2004. Mixed-species bird flocks from Brazilian Atlantic forest: the effects of forest fragmentation and seasonality on their size, richness and stability. *Biol. Conserv.* 116: 19-26.
- MARSDEN S. J., M. WHIFFIN E M. GALETTI. 2001. Bird diversity and abundance in forest fragments and *Eucalyptus* plantations around an Atlantic forest reserve, Brazil. *Biodiv. Conserv.* 10: 737-751.
- MARSDEN, S. J., M. WHIFFIN, M. GALETTI E A. FIELDING. 2005. How well Brazil's system of Atlantic forest reserves maintain viable bird populations? *Biodiv. Conserv.* 14: 2835–2853.
- MORELLATO L. P. C. E C. F. B. HADDAD. 2000. Introduction: The Brazilian Atlantic forest. *Biotropica*: 786-792.
- PARKER T. A. III E J. M. GOERCK. 1997. The importance of national parks and biological reserves to bird conservation in the Atlantic forest region of Brazil. *Ornit. Monogr.* 48: 527-541.
- PARKER T.A. III, D. F. STOTZ E J. W. FITZPATRICK. 1996. Ecological and Distributional Databases. *In* D. F. Stotz, J. W. Fitzpatrick, T. A. Parker III e D. K. Moskovits (Eds.). *Neotropical Birds: Ecology and Conservation*, pp. 115-291. The University of Chicago Press, Chicago, USA.
- PERES C. A., J. BARLOW E T. HAUGAASEN. 2003. Vertebrate responses to surface wildfires in a central Amazonian forest. *Oryx* 37: 97-109.
- RANTA P., T. BLOM, J. NIEMELA, E JOENSUU E M. SIITONEN. 1998. The fragmented Atlantic rain forest of Brazil: Size, shape and distribution of forest fragments. *Biodiv. Conserv.* 7: 385-403.
- RIBON R., J. E. SIMON E G. T. MATTOS. 2003. Bird extinctions in Atlantic Forest fragments of the Viçosa Region, southeastern Brazil. *Conserv. Biol.* 17: 1827-1839.

- ROCHA C. F. D., H. G. BERGALLO, M. V. SLUYS, M. A. S. ALVES E C. JENKINS. 2006. Corredores ecológicos e conservação da biodiversidade: um estudo de caso na Mata Atlântica. In C. F. D. Rocha, H. G. Bergallo, M. V. Sluys e M. A. S. Alves (Eds). *Biologia da conservação: essências*, pp. 317-342. Editora RIMA, São Carlos, Brasil.
- SEKERCIOGLU C. H., P. R. EHRLICH, G. C. DAILY, D. AYGEN, D. GOEHRING E R. F. SANDI. 2002. Disappearance of insectivorous birds from tropical forest fragments. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA* 99: 263-267.
- SICK H. 1997. *Ornitologia brasileira*. Editora Nova Fronteira. Rio de Janeiro.
- SIMON J. E. 2006. Efeitos da fragmentação da Mata Atlântica sobre comunidade de aves na região serrana de Santa Teresa, Estado do Espírito Santo, Brasil. PhD Thesis. Museu Nacional/UFRJ. Rio de Janeiro. Brasil.
- SODHI N. S., L. H. LIOW E F. A. BAZZAZ. 2004. Avian extinctions from tropical and subtropical forests. *Ann. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 35: 323-345.
- STOUFFER P. C. E R. O. BIERREGAARD JR. 1995. Use of Amazonian forest fragments by understory insectivorous birds. *Ecology* 76: 2429-2445.
- TABANEZ A. A. J. E VIANA V. M. 2000. Patch structure within Brazilian Atlantic forest fragments and implications for conservation. *Biotropica* 32: 925-933.
- THIOLLAY J.-M. 1999. Responses of an avian community to rain forest degradation. *Biodiv. Conserv.* 8: 513-534.
- TURNER I. M. 1996. Species loss in fragments of tropical rain forest: a review of the evidence. *J. Applied Ecol.* 33: 200-209.
- UEZU A. 2006. Composição e estrutura da comunidade de aves na paisagem fragmentada do Pontal do Paranapanema. PhD. Thesis. Universidade de São Paulo. São Paulo. Brasil.

UEZU A., J. P. W. METZGER, J. M. VIELLIARD. 2005. The effect of structural and functional connectivity and patch size on the abundance at seven Atlantic forest bird species. *Biol. Conserv.* 123: 507-519.

VIANA V. M., A. A. J. TABANEZ E J. L. F. BATISTA. 1997. Dynamics and restoration of forest fragments in the Brazilian Atlantic moist forest. *In* W. F. Laurence e R. O. Bierregaard Jr. (Eds). *Tropical Forest Remnants: Ecology, Management, and Conservation of Fragmented Communities*, pp. 351-365. The University of Chicago Press, Chicago, USA.

WILLIS E. O. 1979. The composition of avian communities in remanescet woodlots in southern Brazil. *Papéis Avulsos Zool.* 33: 1-25.

SÍNTESE GERAL

Durante a realização deste trabalho, os dados obtidos a partir das comunidades de aves do Parque Estadual do Rio Doce apresentaram alguns aspectos importantes. Primeiramente, os estudos envolvendo o uso de redes de neblina demonstraram um baixo número de capturas de aves no estrato inferior florestal. As informações originadas das capturas de aves e observações de campo indicam uma baixa movimentação de aves neste compartimento da floresta. Várias questões estão sem resposta, já que muitos aspectos provavelmente podem contribuir com este processo, tais como a composição florística, histórico da área e a maior disponibilidade de recursos nos compartimentos superiores. Além disso, a área apresenta características coincidentes com dados da literatura, principalmente aqueles que apontam as florestas tropicais de baixada como mantenedoras de um baixo número de aves por espécie, tornando-as mais susceptíveis aos processos de extinção. Este aspecto enfatiza a necessidade de coletas de dados de longa duração, já que durante levantamentos em um curto período, várias espécies podem ser negligenciadas.

As informações das comunidades de aves de duas localidades indicaram uma alta riqueza de espécies, incluindo em áreas do entorno ainda pouco investigadas. Espécies de elevado interesse biológico, incluindo várias ameaçadas globalmente e no estado de Minas Gerais, foram encontradas nas localidades amostradas. É muito provável que este número seja maior, já que não foi realizado um censo efetivo nas localidades investigadas. Entre as informações relevantes obtidas, mereceu destaque o papel da floresta madura na manutenção de espécies com sensibilidade elevada. A heterogeneidade ambiental provavelmente teve papel importante nos dados de riqueza de espécies das duas áreas, já que a área com maior número de espécies foi aquela com maior variação na sua estrutura física e de ambientes (p. ex., clareiras, estrato arbóreo heterogêneo).

As amostragens realizadas nas parcelas florestais com diferentes históricos de perturbação indicaram que as populações de algumas espécies provavelmente foram influenciadas por esses eventos. Cerca de metade delas foram afetadas negativamente pelas modificações dos ambientes. Embora contrário às expectativas, alguns atributos das espécies (endemismo, categoria trófica) não estiveram envolvidos na suscetibilidade das mesmas. Contudo, embora devam ser avaliados com cautela, os dados indicaram um grau de sensibilidade relativamente coincidente para algumas espécies também investigadas em outras regiões. A implementação de estudos em remanescentes florestais do médio rio Doce poderia auxiliar no entendimento do grau de sensibilidade regional das espécies não apenas à modificação dos ambientes, mas também em relação aos efeitos do isolamento sobre as mesmas. Além disto, outras parcelas florestais do rio Doce devem ser monitoradas, permitindo a inserção de dados em escalas espacial e temporal suficientes para conclusões robustas.

Finalmente, o Parque Estadual do Rio Doce necessita urgentemente de outros estudos e levantamentos, enfatizando a necessidade de medir os efeitos, por exemplo, do fogo e da poluição em uma escala de curta e média duração. Além disso, como a área possui peculiaridades que a torna vulnerável a diferentes interferências, um estudo detalhado seria efetivo para o entendimento destes processos. Este, sem dúvida alguma, é um dos reservatórios biológicos mais importantes do estado de Minas Gerais, mantendo ainda populações de espécies raras que desapareceram de inúmeras outras localidades.



ANEXO 1: Fotos de algumas das espécies de aves capturadas no Parque Estadual do Rio Doce. A. *Conopophaga melanops*; B. *Euphonia pectoralis*; C. *Euphonia violacea*; D. *Automolus leucophthalmus*; E. *Habia rubica*; F. *Baryphthengus ruficapillus*.



ANEXO 2: Fotos de algumas espécies de aves capturadas no Parque Estadual do Rio Doce.

A. *Neopelma aurifrons* e B. *Dysithamnus plumbeus* (espécies globalmente ameaçadas, ambas na categoria vulnerável); C. *Tangara seledon*; D. *Attila rufus*; E. *Campephilus robustus*.