

Universidade Federal do Paraná

GRAZIELE HERNANDES VOLPATO

**COMUNIDADES DE AVES EM MOSAICO DE HABITAT FORMADO POR FLORESTA
OMBRÓFILA MISTA E PLANTAÇÕES COM *Araucaria angustifolia* E COM *Pinus elliottii*,
NO SUL DO ESTADO DO PARANÁ, BRASIL.**

Curitiba
2009

GRAZIELE HERNANDES VOLPATO

**COMUNIDADES DE AVES EM MOSAICO DE HABITAT FORMADO POR FLORESTA
OMBRÓFILA MISTA E PLANTAÇÕES COM *Araucaria angustifolia* E COM *Pinus elliottii*,
NO SUL DO ESTADO DO PARANÁ, BRASIL.**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas - Zoologia, Setor de Ciências Biológicas da Universidade Federal do Paraná, como requisito parcial à obtenção do título de Doutor em Ciências, área de concentração Zoologia.

Orientador: Prof. Dr. Luiz dos Anjos

Curitiba
2009

**Ficha catalográfica preparada pela Seção de Catalogação e
Classificação da Biblioteca Central da UFV**

T

V931c
2009

Volpato, Grazielle Hernandes, 1978-

Comunidades de aves em mosaico de habitat formado por Floresta Ombrófila Mista e plantações com *Araucaria angustifolia* e com *Pinus elliottii*, no sul do estado do Paraná, Brasil / Grazielle Hernandes Volpato. - Curitiba, PR, 2009. xii, 58f. : il.(algumas col.) ; 29cm.

Orientador: Luiz dos Anjos.

Tese (doutorado) - Universidade Federal do Paraná.

Inclui bibliografia.

1. Ave - Ecologia. 2. Ave - Habitat. 3. Ave - Alimentos. 4. *Araucaria angustifolia* - Cultivo. 5. *Pinus elliottii* - Cultivo. 6. Mata Atlântica. 7. Reflorestamento. I. Universidade Federal do Paraná. II. Título.

CDD 22.ed. 598

Termo de aprovação

COMUNIDADE DE AVES EM MOSAICO DE HABITAT FORMADO POR FLORESTA
OMBRÓFILA MISTA E PLANTAÇÕES COM *Araucária angustifoli* E COM *Pinus
elliottii*, NO SUL DO ESTADO DO PARANÁ, BRASIL.

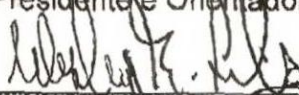
por

Graziele Hernandes Volpato

Tece aprovada como requisito parcial para a obtenção do Grau de Doutor em Ciências, área de concentração Zoologia, no Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas - Zoologia, Setor de Ciências Biológicas da Universidade Federal do Paraná, pela Comissão formada pelos professores



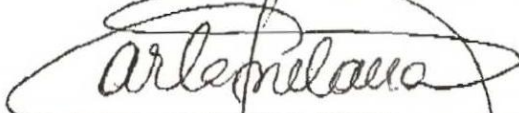
Dr. Luiz dos Anjos -UEL
Presidente e Orientador



Dr. Wesley Rodrigues Silva - UNICAMP



Dr. Fernando de Camargo Passos - UFPR



Dra. Carla Suertegaray Fontana - PUCRS



Dr. Maurício Osvaldo Moura - UFPR

Curitiba, 09 de fevereiro de 2009.

A toda a minha família,

OFEREÇO

Aos dois amores da minha vida, Luís e Gabriela

DEDICO

Agradecimentos

Como sempre, cometemos nesta seção o grave erro de se esquecer de algumas pessoas que participaram de alguma forma, para a conclusão deste trabalho. Para estes, antes de qualquer coisa, muito obrigada.

Gostaria de agradecer em primeiro lugar ao Prof. Luiz dos Anjos, pela amizade, orientação e confiança despendida em todo o tempo da realização do trabalho.

A Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (Capes) pela bolsa de estudo, que foi imprescindível para a realização com sucesso do trabalho.

Ao CNPq - Cooperação Internacional do “Programa Mata Atlântica” (no processo CNPq - 690146/01-9) pelo apoio financeiro do trabalho de campo.

Ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas, Zoologia do Setor de Ciências Biológicas da Universidade Federal do Paraná, com especial agradecimento a Vera Maria que sempre teve paciência em me ajudar e responder as minhas dúvidas. Aos meus colegas da Pós-Graduação, que apesar do pouco tempo que estivemos juntos, sempre foram agradáveis.

Ao Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA), pela autorização de trabalho e facilidade logística durante a execução a atividade em campo. Agradeço especialmente ao Ricardo Uchoa, diretor da Floresta Nacional de Irati, por sua ajuda e amizade no trabalho de campo.

Agradeço também aos membros da pré-banca e banca de defesa, Prof. Wesley R. Silva (Unicamp), Prof. Fernando C. Passos (UFPR), Prof. Mauricio Osvaldo Moura (UFPR), Dra. Carla Suertegaray Fontana (PUCRS) e Dr. James Hopper que deram ótimas sugestões e críticas, que enriquecerem em muito o trabalho.

Ao Vitor M. Prado por sua grande ajuda na coleta de dados em campo e pelo companheirismo e amizade. Agradeço também aos amigos “passarinhólogos” de longa data, Luciana, Boçon e Edson, que sempre ajudaram de alguma forma a execução e conclusão deste trabalho. Principalmente ao amigo Boçon que sempre me ajudou na parte burocrática junto ao Programa de Pós-Graduação em Curitiba.

Agradeço de forma especial ao Jonas e o Edson (museu de zoologia) da Universidade Estadual de Londrina pelo apoio de transporte á área de amostragem e também pela amizade.

A toda minha família pelo apoio emocional e confiança. Agradeço especialmente a tia Rita e Tio Toninho que sempre mantiveram suas portas abertas em Curitiba para me receber.

Agradeço finalmente ao Luís, preciosa companhia de amor e atenção, que me ajudou em todos os sentidos à conclusão deste trabalho e a nossa filha, Gabriela que participou ativamente na fase de final do trabalho, me chutando e me avisando que eu estava abusando das várias horas sentada na frente do computador.

Sumário geral

Agradecimentos.....	III
Sumário geral	V
Lista de Figuras e Tabelas	VI
Resumo	IX
Abstract.....	XI
Introdução geral.....	1
<i>Introdução.....</i>	<i>1</i>
<i>Floresta Nacional de Irati.....</i>	<i>4</i>
Objetivos	10
Referências.....	11
Comunidades de aves em Floresta Ombrófila Mista e em plantios de <i>Araucaria angustifolia</i> e de <i>Pinus elliottii</i> no sul do Brasil	17
Resumo	18
Abstract.	19
1. Introdução	20
2. Material e Métodos	23
2.1. <i>Área de estudo.....</i>	<i>23</i>
2.2 <i>Métodos.....</i>	<i>24</i>
2.3. <i>Análise dos dados.....</i>	<i>24</i>
3. Resultados	27
4. Discussão	30
5. Agradecimentos.....	37
6. Referências	37
Figura 1.	47
Considerações finais.....	57

Lista de Figuras e Tabelas

Introdução Geral

- Figura 1. Localização da Floresta Nacional de Irati (área em cinza), no sul do estado do Paraná, Brasil. Fonte: Imagem adaptada de Mazza (2006)..... 5
- Figura 2. Perfil do plantio de *A. angustifolia* amostrado na Floresta Nacional de Irati, sul do Paraná, Brasil, indicando a presença do sub-bosque desenvolvido, mas com pouca estratificação horizontal da vegetação. Fotos: G.H. Volpato..... 7
- Figura 3. Perfil do plantio de *P. elliotii* amostrado na Floresta Nacional de Irati, sul do Paraná, Brasil, indicando a presença do sub-bosque desenvolvido, mas com pouca estratificação horizontal da vegetação. Fotos: G.H. Volpato..... 7
- Figura 4. (a) Perfil da Floresta Ombrófila Mista, indicando a presença de diferentes estratos, presente na Floresta Nacional de Irati, sul do Paraná, Brasil; (b) Detalhe da Floresta Ombrófila Mista, indicando a presença de árvores de grande porte como da *A. angustifolia* e abundância do Xaxim (*Dicksonia sellowiana* Hook.), espécie que se desenvolve de preferência em locais sombreados. Fotos: G.H. Volpato..... 8
- Figura 5. Carta do uso e ocupação do solo da microrregião do município de Irati, com destaque para a Floresta Nacional de Irati e seu entorno. Fonte: Mazza (2006)..... 9

Comunidades de aves em Floresta Ombrófila Mista e em plantios de *Araucaria angustifolia* e de *Pinus elliotii* no sul do Brasil

- Figura 1. Localização da Flona de Irati no Estado do Paraná, sul do Brasil (I e II) e representação esquemática do mosaico ambiental analisado (III) com a indicação das áreas e pontos de amostragem (IV, cada círculo representando um ponto). Em preto a Floresta Ombrófila Mista (FN), em cinza escuro plantação de *A. angustifolia* (FA) e em cinza claro plantação de *P. elliotii* (FP). Em branco estão representados outras áreas, como construção, áreas alagadas e outros tipos de plantações, como do gênero *Eucalyptus*..... 47

Figura 2. (a) Curva de rarefação de espécies em relação ao número de amostragem e (b) Curva de rarefação de espécies em relação ao número de contatos estimados nos três ambientes amostrados na Floresta Nacional de Irati, sul do Paraná, Brasil. FN: Floresta Ombrófila Mista; FA: Plantação de *A. angustifolia*; FP: Plantação de *P. elliottii*. 48

Figura 3. (a) Média (Intervalo de confiança: 0,95) do número de espécies e (b) Média (Intervalo de confiança: 0,95) do número de contatos, registrados por ponto e por dia de amostragem nos três tipos de ambientes amostrados na Floresta Nacional de Irati, sul do Paraná, Brasil. FN: Floresta Ombrófila Mista; FA: Plantação de *A. angustifolia*; FP: Plantação de *P. elliottii*. Letras distintas entre os diferentes tipos de ambientes indicam diferença significativa (teste *posteriori* LSD, $p < 0,05$). 49

Figura 4. (a) Média (Intervalo de confiança: 0,95) do número de espécies florestais-dependentes e (b) Média (Intervalo de confiança: 0,95) do número de espécies florestais-generalistas, registrados por ponto e por dia de amostragem nos três tipos de ambientes amostrados na Floresta Nacional de Irati, sul do Paraná, Brasil. FN: Floresta Ombrófila Mista; FA: Plantação de *A. angustifolia*; FP: Plantação de *P. elliottii*. Letras distintas entre os diferentes tipos de ambientes indicam diferença significativa (teste *posteriori* LSD, $p < 0,05$). 50

Figura 5. (a) Média (Intervalo de confiança: 0,95) do número de espécies que forrageiam na copa e (b) Média (Intervalo de confiança: 0,95) do número de espécies que forrageiam no sub-bosque, registrados por ponto e por dia de amostragem nos três tipos de ambientes amostrados na Floresta Nacional de Irati, sul do Paraná, Brasil. FN: Floresta Ombrófila Mista; FA: Plantação de *A. angustifolia*; FP: Plantação de *P. elliottii*. Letras distintas entre os diferentes tipos de ambientes indicam diferença significativa (teste *posteriori* LSD, $p < 0,05$). 51

Figura 6. (a) Média (Intervalo de confiança: 0,95) do número de espécies Insetívoras, (b) Média (Intervalo de confiança: 0,95) do número de espécies frugívoras, (c) Média (Intervalo de confiança: 0,95) do número de espécies Granívoras e (d) Média (Intervalo de confiança: 0,95) do número de espécies Generalistas (Onívoros, Frugívoro/onívoros,

Insetívoro/onívoros), registrados por ponto e por dia de amostragem nos três tipos de ambientes amostrados na Floresta Nacional de Irati, sul do Paraná, Brasil. FN: Floresta Ombrófila Mista; FA: Plantação de *A. angustifolia*; FP: Plantação de *P. elliottii*. Letras distintas entre os diferentes tipos de ambientes indicam diferença significativa (teste *posteriori* LSD, $p < 0,05$)..... 52

Resumo

A substituição de florestas naturais por plantios comerciais de árvores na silvicultura tem sido uma prática bastante comum em vários países, sendo apontada com uma das principais ameaças à biodiversidade de aves tropicais. No presente estudo comparou-se o número de espécies e de contatos, a similaridade, e a abundância relativa de espécies de aves em Floresta Ombrófila Mista (FN) e em plantios de *Araucaria angustifolia* (FA) e *Pinus elliottii* (FP) no sul do Paraná, Brasil. Também comparou-se estes ambientes quanto à composição de espécies em relação: ao risco de extinção (ameaçadas ou quase ameaçadas); ao nível de dependência à área de floresta natural; aos hábitos alimentares (item alimentar e estrato de forrageamento). Foi utilizado o método por ponto com distância limitada a 100 m. Foram estabelecidos 18 pontos em FN, 12 em FA e 12 em FP. Foram identificadas 114 espécies em todas as áreas, 93 espécies em FN, 87 em FA e 81 em FP. O método e a curva de rarefação indicaram que o esforço amostral em cada ambiente foi suficiente. A análise de variância com medidas repetidas revelou que as médias de espécies e contatos em FN e FA são semelhantes entre si e superiores à FP. Do total de espécies, 48 foram classificadas como florestais-dependentes e 66 como florestais-generalistas. As médias de espécies florestais-dependentes registradas em FN e FA foram superiores à obtida em FP. O índice de similaridade (Morisita-Horn) também revelou ser maior entre FN e FA. Entre as categorias tróficas alimentares utilizadas, 38 espécies foram categorizadas como insetívoros, 22 onívoros, 17 insetívoros/onívoros, 16 frugívoros/onívoros, 9 granívoros, 8 frugívoros, 2 carnívoros e 2 nectarívoros. Entre essas categorias os insetívoros apresentaram média maior de espécies em FN e FA, os frugívoros apresentaram média maior em FN, os granívoros apresentaram média maior em FP e as aves mais generalistas (onívoros, frugívoros/onívoros e insetívoros/onívoros) não apresentaram diferenças significativas na média de espécies entre os ambientes. Considerando dois estratos de forrageio (copa e sub-bosque), em FN e FA foram registrados maiores números de espécies de aves de copa, enquanto que para as aves que forrageiam no sub-bosque não foram observadas diferenças significativas entre os números de

espécies registrados nos ambientes. Sete espécies estão ameaçadas ou quase-ameaçadas. Todas essas espécies ameaçadas ou quase-ameaçadas foram registradas em FN e FA, com uma espécie apresentando menor abundância relativa em FA (*Procnias nudicollis*). Em FP, três espécies quase-ameaçadas foram registradas, com somente uma espécie apresentando menor abundância relativa. Os resultados obtidos demonstraram que o plantio de *P. elliottii* foi pouco atrativo para certas espécies de aves, como as ameaçadas ou quase ameaçadas de extinção, as florestais-dependentes e as de hábitos alimentares mais especializados. Entretanto, a presença de distintos fatores no plantio de *A. angustifolia*, como sub-bosque e a sua proximidade a área natural, podem ter contribuído para que este ambiente apresente uma comunidade de aves mais similar a floresta natural.

Palavras-chave: Comunidade de aves, habitat florestal, hábitos alimentares, estrato de forrageamento, espécies ameaçadas, plantio de *Pinus elliottii*, plantio de *Araucaria angustifolia*, Floresta Ombrófila Mista, Floresta Atlântica.

Abstract

Conversion of natural forests by timber plantation has been a common practice in several countries, and it is point out as the main threat for tropical bird biodiversity. The present study compared the species and contacts numbers, the similarity, and the relative abundance of bird species in Floresta Ombrófila Mista (FN) and in timber plantations of *Araucaria angustifolia* (FA) and *Pinus elliottii* (FP), all located at southern Paraná, Brazil. It was also compared these environments considering the species composition related to: extinction risk (threatened and near threatened), level of dependence to natural forest, feeding habits (food resource and foraging stratum). The fixed 100 m radius point-counts method was used. The following numbers of points were established in each area: 18 in FN, 12 in FA and 12 in FP. A total of 114 bird species were recorded in all areas, and 93 in FN, 87 in FA and 81 in FP. The used method and the rarefaction curve indicated that the sampling effort in each area was sufficient. The repeated measures ANOVA, with LSD post hoc tests, revealed that the mean values of bird species and contacts in FN and FA are similar and higher than the obtained in FP. Considering the total of recorded bird species, 48 were classified as forest-dependents and 66 as forest-generalists. The mean values of forest-dependents species recorded in FN and FA were higher when compared to FP. The similarity index (Morisita-Horn) also revealed to be higher between FN and FA. Considering the feeding categories, 38 species were categorized as insectivores, 22 as omnivores, 17 as insectivores/omnivores, 16 as frugivores/omnivores, 9 as seed-eaters, 8 as frugivores, 2 as carnivores and 2 as nectarivores. The insectivores presented higher mean valued of species in FN and FA, frugivores presented higher mean values in FN, seed-eaters higher mean values in FP and generalist birds (omnivores, frugivores/omnivores and insectivores/omnivores) did not present significant differences in mean values of species between the studied areas. Considering the two observed foraging stratum (canopy and understory), higher numbers of canopy species were recorded in FN and FA, when no significant differences were observed for understory bird species between the areas. Seven species were threatened or near-threatened. All threatened

or near-threatened species were recorded in FN and FA, and one of them showed lower relative abundance in FA (*Procnias nudicollis*). In FP, three near-threatened species were recorded, and only one specie presented lower relative abundance. The obtained results demonstrate that *P. elliottii* plantations are poor attractive for some bird species, as threatened and near-threatened ones, forest-dependents and the ones that present specialized feeding habits. However, the presence of distinct factos in plantations of *A. angustifolia*, such as a developed understory and the proximity of a natural forest, could have contributed for this environment presented a bird community similar to a natural forest.

Keywords: bird communities, forest habitat, feeding habits, foraging stratum, endangered species, timber plantations, *Pinus elliottii*, *Araucaria angustifolia*, Floresta Ombrófila Mista, Atlantic forest.

Introdução geral

Introdução

A substituição de florestas naturais por plantações comerciais de árvores (monoculturas de árvores) tem sido uma prática bastante comum em vários países, sendo apontada como uma das principais ameaças à biodiversidade de aves tropicais (Collar et al., 1994; Lamb et al., 2005; Erskine et al., 2006). A taxa de estabelecimento de novas áreas de plantações comerciais é de aproximadamente 4,5 milhões de hectares por ano nas regiões tropicais (FAO, 2000). Geralmente, estas plantações são grandes e homogêneas, com estrutura e composição das vegetações simplificadas, oferecendo pouca diversidade de habitats para a comunidade de aves, reduzindo a riqueza e alterando a sua composição (Díaz et al., 1998; Estades e Temple, 1999; Wilson e Watts, 1999; Kwok e Corlett, 2000; Barber et al., 2001; Mardsen et al., 2001; Sekercioglu, 2002; Lindenmayer e Hobbs, 2004; Mazurek e Zielinski, 2004; Archaux e Bakkaus, 2007; Paritsis e Aizen 2008).

Embora monoculturas de árvores não sejam apontadas como habitats ideais para a avifauna, o seu potencial papel na conservação da biodiversidade é cada vez mais discutido, principalmente por contribuírem na aceleração dos processos de sucessão florestal. Estes processos permitem a colonização de espécies nativas de plantas e modificam as condições micro climáticas do solo, o que determina uma redução de gramíneas, tornando o habitat mais atrativo para agentes dispersores de sementes; tais processos gerariam mais refúgios e recursos alimentares para diversas espécies da fauna (Fimbel e Fimbel, 1996; Parrotta et al., 1997; Duncan e Chapman, 2003; Lee et al., 2005). Nesse contexto, monoculturas de árvores poderiam funcionar como uma matriz florestal para diversas espécies da fauna, reduzindo o efeito de borda e promovendo a conectividade entre remanescentes florestais (Matlock et al., 2002; Hughes et al., 2002; Fischer et al., 2006; Tomasevic e Estades, 2008).

No Brasil, 31,7% dos três maiores biomas (Floresta Atlântica, Floresta Amazônica e Cerrado) já foram derrubados ou degradados (MMA, 2005). Dentre esses biomas, o mais afetado é a Floresta Atlântica, que desde a ocupação colonial do Brasil tem sido

fortemente explorada, restando aproximadamente 7% de toda sua cobertura florestal original, estimada em 1,7 milhões de km² (Fundação SOS Mata Atlântica e Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, 2002). Na região sul do Brasil, uma das fitofisionomias da Floresta Atlântica que mais se destaca é a Floresta Ombrófila Mista, cuja formação florestal é dominada pela espécie *Araucaria angustifolia* (Bertoloni) Otto Kuntze (araucária ou pinheiro do Paraná). O predomínio dessa espécie nessas florestas teve importante papel no histórico de ocupação da região sul, principalmente pelo seu alto valor econômico e paisagístico (Backes e Nilson, 1983).

Até o início da primeira década do século XX, a exploração da araucária era pouco desenvolvida no sul do Brasil e o desmatamento da Floresta Ombrófila Mista era essencialmente para abertura de pastagens e áreas agriculturáveis. No entanto, com o início da primeira Guerra Mundial, a extração e exportação da araucária cresceram estimuladas principalmente pela necessidade mundial de madeira. Com a construção da linha férrea, ligando São Paulo ao Rio Grande do Sul, o corte da araucária se tornou a principal atividade econômica do estado do Paraná (principal área de ocorrência da Floresta Ombrófila Mista: Maack, 2002), durante o conhecido ciclo econômico do “Pinheiro do Paraná” (Koch e Correa, 2002). Assim, até a década de 40 do mesmo século, a araucária foi à principal espécie do comércio madeireiro nessa região (Castella e Britez, 2004), inclusive em plantios de árvores para produção de madeira. No entanto, sua baixa taxa de crescimento, exigências de solo de boa qualidade e a criação de leis florestais que restringem a comercialização da sua madeira, levaram ao desinteresse de seu plantio comercial, o que favoreceu o desenvolvimento do plantio e exploração de espécies exóticas, como *Pinus* spp. e *Eucalyptus* spp. (Gerhardt et al., 2001). A exploração da araucária, desmatamentos e substituição das florestas naturais por áreas de agriculturas, pastagens e monoculturas de árvores exóticas provocaram uma drástica redução da cobertura original de suas florestas naturais. Entre 1945 e 1975 estima-se que 23 milhões m³ de araucárias foram removidas de florestas naturais para exploração comercial (Bittencourt, 2007). Atualmente estima-se que apenas de 1% a 2% da cobertura original da Floresta Ombrófila Mista ocorrem nos estados do sul do país. No estado do Paraná, estudos apontam que poucos remanescentes desta formação florestal encontram-se

intactos ou com baixa taxa de perturbação, o que representa apenas 0,8% do total (Castella e Britez, 2004).

Diante destas perspectivas alarmantes de perda de florestas, o reflorestamento de áreas florestais tem sido cada vez mais apontado como uma ferramenta para a conservação da biodiversidade, apesar de que os principais objetivos das plantações de árvores no mundo inteiro continuem sendo a produção em larga escala de madeira e fibras para a produção de papel (FAO, 2000). Diversos autores argumentam que a adoção de diferentes técnicas e planos de manejos, quando incorporados em áreas de monoculturas de árvores, pode ser uma importante iniciativa para a conservação da biodiversidade, incluindo a avifauna (Mitra e Sheldon, 1993; Thiollay, 1995; Vandermeer e Perfecto, 1997; Reitsma et al., 2001; Hughes et al., 2002; Peterjohn, 2003; Petit e Petit, 2003; Willis, 2003; Zhijun e Young, 2003; Duran e Kattan, 2005; Faria et al., 2006, Soh et al., 2006; Fischer et al., 2006; Tomasevic e Estades, 2008).

No entanto, Hartley (2002) argumenta que dependendo do tipo de plantio comercial de árvore, essa não pode ser considerada como similar ou mesmo substituta da floresta nativa. O uso de plantio de espécies arbóreas exóticas tem sido adotado amplamente em todas as regiões do globo (FAO, 2000), por se desenvolverem mais rapidamente do que as espécies arbóreas nativas de uma região (Lugo, 1997). Sayer et al. (2004) comentam que a tendência das decisões políticas é de que o simples acréscimo da cobertura vegetal já traz vastos benefícios ao meio ambiente. Entretanto, a escolha das espécies para o plantio que pode ser mais econômico para a população local não é, necessariamente, o ideal para a conservação da biodiversidade, principalmente se essas forem monoculturas de árvores exóticas. No Brasil foi criado o Programa Nacional de Florestas (PNF, 2000), com o objetivo de incentivar e expandir as áreas florestais perdidas, que busca atingir a marca de 2,2 milhões de árvores plantadas em propriedades privadas e áreas agrícolas abandonadas. Entretanto, o valor de plantações de florestas para a fauna ainda é pouco conhecido e insuficiente para determinar quanto esses ambientes poderão ajudar a conservar a maioria das espécies florestais no futuro (Lindenmayer e Hobbs, 2004; Brook et al., 2006). Com a crescente ampliação das áreas plantadas nas regiões tropicais (FAO, 2000), torna-se evidente a necessidade de estudos

que estimem seus impactos sobre a fauna local, bem como seu potencial para conservação de espécies animais.

A capacidade da fauna em utilizar essas novas áreas, as monoculturas de árvores, pode ser distinta entre espécies ou grupos, dependendo de seu potencial de dispersão e especialização de habitat ou recurso alimentar (Stotz et al., 1996; Sekercioglu, 2002; Lindenmayer et al., 2003; Petit e Petit, 2003; Augenfeld et al., 2008; Luck e Korodaj, 2008). Acredita-se que a conversão da floresta natural em plantações comerciais de árvores afeta negativamente as espécies dependentes de habitats florestais e/ou recursos alimentares, enquanto que as espécies mais generalistas e com maior capacidade de dispersão entre habitats possam se beneficiar com a presença desses novos ambientes (Tilman et al., 1994; Lens et al., 2002; Lindenmayer et al., 2003; Petit e Petit, 2003; Zurita et al., 2006; Felton et al., 2008).

Floresta Nacional de Irati

No Brasil, o primeiro Código Florestal foi transformado em lei em 1934 (Decreto Federal no. 23.973 de 23/01/34). O Código Florestal classificava as florestas em quatro categorias: (1) protetoras, (2) remanescentes, (3) modelo e (4) rendimento. Além desta classificação, foram estabelecidas limitações às propriedades privadas de acordo com a tipologia florestal nela existente, e regulada a exploração das florestas de domínio público e privado, bem como estabelecida a estrutura de fiscalização das atividades florestais, penas, infrações e os respectivos processos aos infratores. No entanto, o funcionamento deste Código Florestal dependia de um Sistema de Conselhos Florestais, que a princípio não funcionou e as florestas naturais continuaram a serem degradadas e derrubadas. Em 1941 foi criado o Instituto Nacional do Pinho (INP), vinculado ao Ministério da Indústria e Comércio. O INP foi estruturado com objetivo econômico e tinha como finalidade coordenar a produção e comercialização da *A. angustifolia*. Somente na década de 1960 foi realizada uma grande mudança e reestruturação do setor florestal no Brasil, com a extinção do Serviço Florestal Federal e a criação do Departamento de Recursos Renováveis, pertencente ao Ministério da Agricultura. Nessa nova estrutura, em 1965 foi publicado o chamado Novo Código Florestal (Lei Federal no. 4771 de 15/09/65), que

determina que as florestas pertencentes ao território nacional são bens de interesse comum a toda a população. Esse novo Código Florestal tem como linhas básicas a proteção e o desenvolvimento florestal. Na linha de proteção, o Código: (1) estabelece as florestas de preservação permanente; (2) define as áreas de reserva legal; (3) cria as categorias de Unidade de Conservação; (4) disciplina o uso do fogo; e (5) amplia a estrutura de fiscalização. Na linha de desenvolvimento florestal: (1) define normas básicas para o uso racional de floresta (naturais e plantadas); (2) formula o conceito de reposição florestal obrigatória; e (3) estabelece estímulos fiscais e financeiros para as áreas cobertas por florestas.

Sob este âmbito político é que foi estabelecido a Floresta Nacional de Irati (Flona de Irati). Em 1964, o INP adquiriu diversos lotes de terra na região de Irati, sul do Paraná, e criou o Parque Florestal Manoel Henrique da Silva. Nesta fase iniciou-se o plantio de *A. angustifolia*. Quatro anos mais tarde, sob a gestão do Instituto de Desenvolvimento Florestal - IBDF, atual Instituto de Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis - IBAMA, a área passou à categoria de Unidade de Conservação, denominada de Floresta Nacional, com o nome de Floresta Nacional de Irati (Portaria 559 de outubro de 1968). A Flona de Irati está localizada entre os municípios de Fernandes Pinheiro, Imbituva e Teixeira Soares a 5 km do município de Irati, tendo como coordenada geográfica central 25°21' de latitude sul e 50°35' de longitude oeste (Fig. 1).

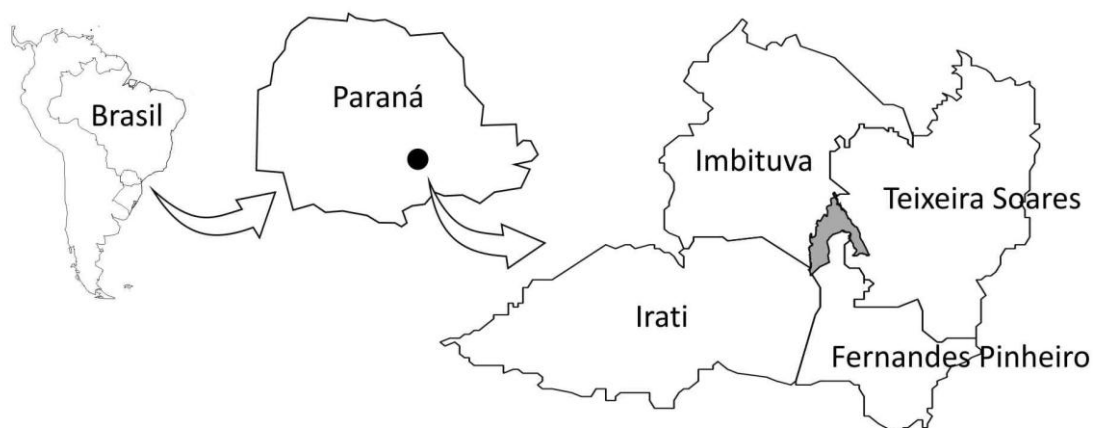


Figura 1. Localização da Floresta Nacional de Irati (área em cinza), no sul do estado do Paraná, Brasil. Fonte: Imagem adaptada de Mazza (2006).

Uma Floresta Nacional como estabelecida pelo Código Florestal de 1965 e regulamentada pelo decreto nº 1.298, de 27 de outubro de 1994, é uma área de posse e domínio públicos, provida de cobertura vegetal nativa ou mesmo plantada. Tem os objetivos de promover o uso múltiplo sustentável dos recursos naturais, garantir a proteção dos recursos hídricos, das belezas cênicas e dos sítios históricos e arqueológicos, assim como fomentar o desenvolvimento da pesquisa científica básica e aplicada, da educação ambiental e das atividades de recreação, lazer e turismo. No entanto, ainda é uma área florestal pertencente a União.

Almeida (1996) salienta que o melhoramento genético de espécies de árvores exóticas nas últimas décadas no Brasil, apesar de aumentarem a produtividade e ganhos econômicos, tem provocado uma redução na competição interespecífica das espécies arbóreas e, conseqüentemente, na formação de diferentes estratos em plantios de árvores, tornando o habitat menos favorável a fauna local e aumentando a incidência de pragas (Wagner et al., 2006). No entanto, esse cenário não é observado nos plantios comerciais de árvores existentes na Flona de Irati, que foram estabelecidas em um período anterior apontado por Almeida (1996). Essa Unidade de Conservação está localizada numa região madeireira e apresenta plantios de *A. angustifolia* e de espécies arbóreas exóticas com idade de até 60 anos, o que indica o seu grande potencial para exploração madeireira. No entanto, por falta de um plano de manejo que possibilita a exploração dessas plantações, principalmente as de espécies exóticas, essas estão intactas desde o início da década de 1990, quando foram realizados os últimos desbastes.

Cortes rasos foram realizados em parte da Floresta Ombrófila Mista originalmente existente na área, com subsequente estabelecimento de plantios de *A. angustifolia* e *Pinus* spp. (Figs. 2 e 3). Os talhões formados foram desbastados apenas no início do desenvolvimento desses plantios, sendo então mantidos sem mais intervenções. A redução da densidade de árvores possibilitou o estabelecimento da vegetação natural, determinando atualmente um aspecto natural a esses talhões em relação à presença de sub-bosque e indivíduos de porte arbóreo principalmente nos plantios de *A. angustifolia* (Fig. 2).



Figura 2. Perfil do plantio de *A. angustifolia* amostrado na Floresta Nacional de Irati, sul do Paraná, Brasil, indicando a presença do sub-bosque desenvolvido, mas com pouca estratificação horizontal da vegetação. Fotos: G.H. Volpato.



Figura 3. Perfil do plantio de *P. elliottii* amostrado na Floresta Nacional de Irati, sul do Paraná, Brasil, indicando a presença do sub-bosque desenvolvido, mas com pouca estratificação horizontal da vegetação. Fotos: G.H. Volpato.

Considerando a área total de 3.495 ha da Flona de Irati, 1.277 ha (36,5%) são revestidos por Floresta Ombrófila Mista, formação nativa caracterizada pelo predomínio de *A. angustifolia*, com sub-bosque rico em espécies folhosas como canelas, imbuias, angico, xaxins, uma samambaia arbórescente, ocorrendo de preferência em locais sombreados, sendo muito freqüente na Floresta Ombrófila Mista, entre outras (Klein, 1960; Galvão et al., 1989; Lorscheitter et al., 1999; Fig. 4). Trata-se de uma área de floresta nativa protegida desde 1968, considerada única na região. A cobertura vegetal é

completada com plantios de *A. angustifolia* (603 ha), *P. elliottii* (651 ha) e *P. taeda* (81 ha), além de plantios experimentais de *P. pinaster* e *Eucalyptus viminalis* (aproximadamente 10 ha). O entorno da Flona de Irati é formado por fazendas e pequenas propriedades, constituídas principalmente por áreas de florestas nativas, capoeiras e algumas plantações de árvores exóticas (Mazza, 2006: Fig. 5).

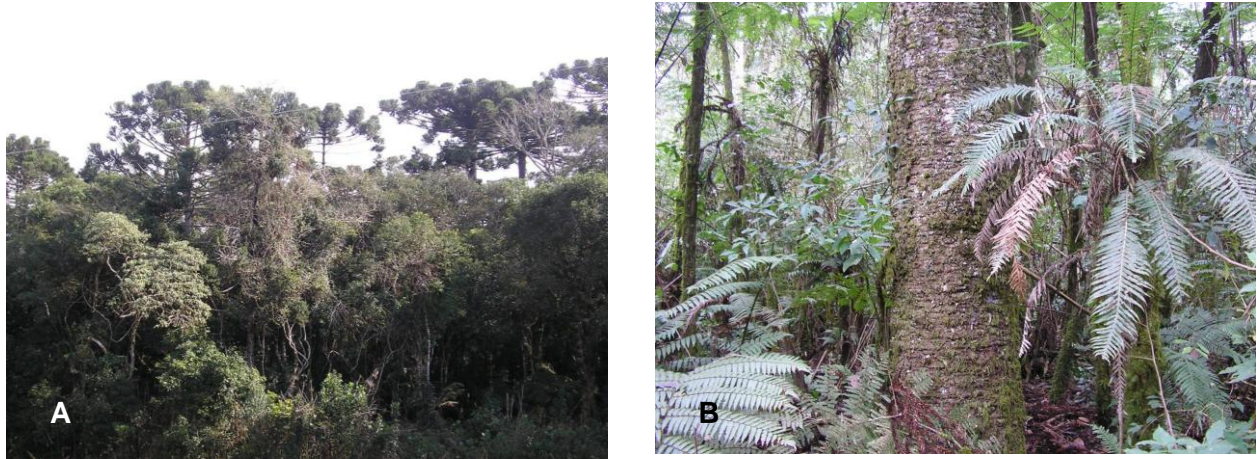


Figura 4. (a) Perfil da Floresta Ombrófila Mista, indicando a presença de diferentes estratos, presente na Floresta Nacional de Irati, sul do Paraná, Brasil; (b) Detalhe da Floresta Ombrófila Mista, indicando a presença de árvores de grande porte como da *A. angustifolia* e abundância do Xaxim (*Dickisonia sellowiana* Hook.), espécie que se desenvolve de preferência em locais sombreados. Fotos: G.H. Volpato.

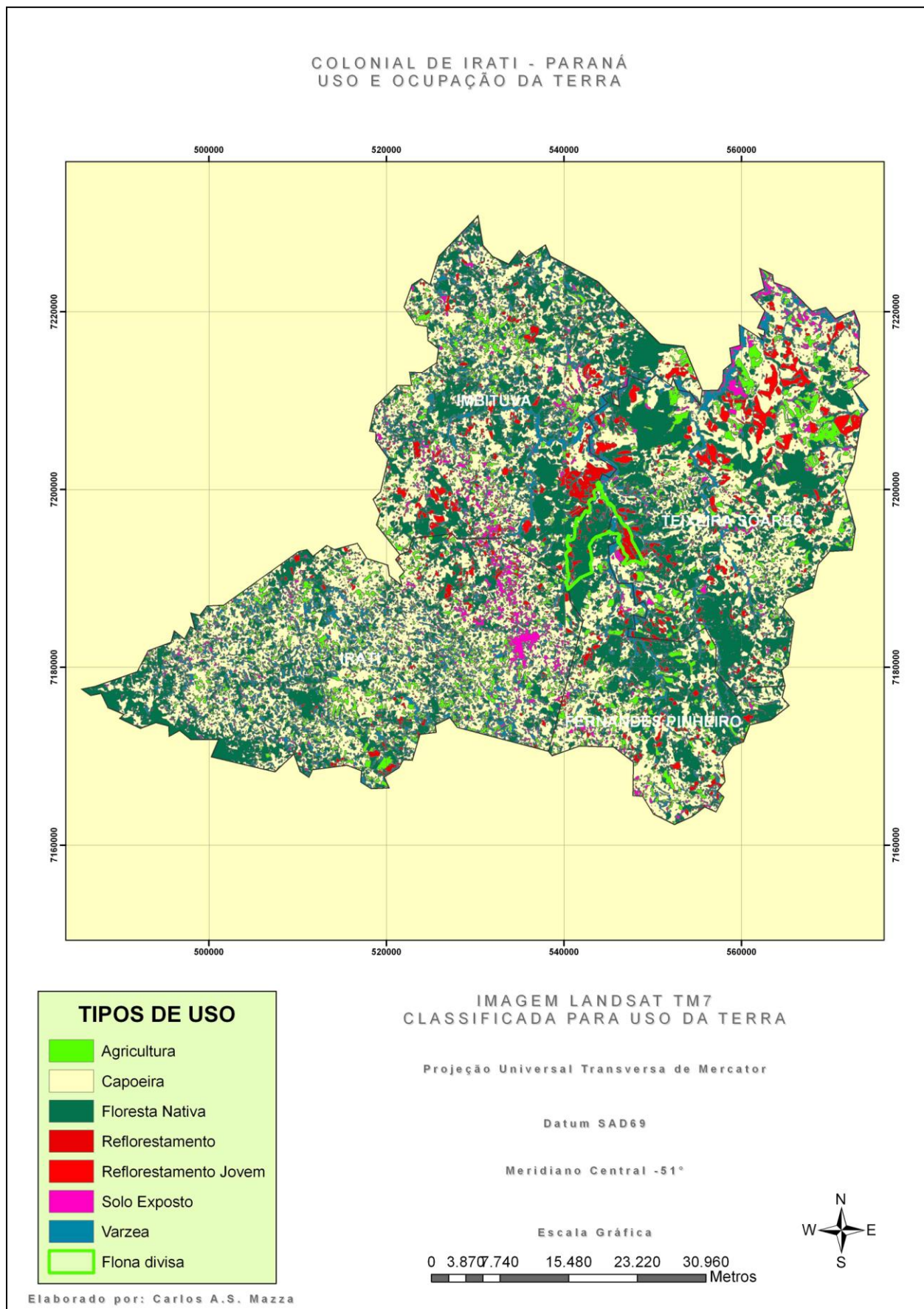


Figura 5. Carta do uso e ocupação do solo da microrregião do município de Irati, com destaque para a Floresta Nacional de Irati e seu entorno. Fonte: Mazza (2006).

Objetivos

O objetivo principal do presente trabalho foi comparar as comunidades de aves que ocorrem em mosaico de habitat formado por plantios de árvores nativas e exóticas, com uma área natural e bem preservada de Floresta Ombrófila Mista, presentes na Floresta Nacional de Irati, no sul do estado do Paraná. Nesta reserva, a presença de uma área natural de floresta circundada por plantios de árvores de *A. angustifolia* (espécie de conífera nativa da Floresta Ombrófila Mista) e de *Pinus elliottii* (espécie de conífera exótica), proporciona uma oportunidade única de se conduzir um estudo comparativo entre as comunidades de aves em áreas naturais e monoculturas de árvores.

No presente estudo comparou-se o número de espécies e de contatos, a similaridade, e a abundância relativa de espécies de aves em Floresta Ombrófila Mista (FN) e em plantios de *Araucaria angustifolia* (FA) e *Pinus elliottii* (FP) no sul do Paraná, Brasil. Também se comparou estes ambientes quanto à composição de espécies em relação: ao risco de extinção (ameaçadas ou quase ameaçadas); ao nível de dependência à área de floresta natural; aos hábitos alimentares (item alimentar e estrato de forrageamento).

Referências

- Almeida, A. F., 1996. Interdependência das florestas plantadas com a fauna silvestre. Série Técnica IPEF 10, 36-44.
- Archaux, F., Bakkaus, N., 2007. Relative impact of stand structure, tree composition and climate on mountain bird communities. For. Ecol. Manage. 247, 72-79.
- Augenfeld, K.H., Franklin, S.B., Snyder, D.H., 2008. Breeding bird communities of upland hardwood forest 12 years after shelterwood logging. For. Ecol. Manage. 255, 1271-1282.
- Backes, A., Nilson, A. D., 1983. *Araucaria angustifolia* (Bert.) O. Kuntze, o pinheiro-brasileiro. Iheringia: Série Botânica 30, 85-96.
- Barber, D.R., Martin, T.E., Melchiors, M.A., Thill, R.E., Wigley, T.B., 2001. Nesting success of birds in different silviculture treatments in Southeastern U.S. pine forests. Conserv. Biol. 15, 196-207.
- Bittencourt, J.V.M., 2007. *Araucaria Angustifolia* - its Geography and Ecology. Geographical Paper No. 180. pp. 1-15. <http://www.geog.rdg.ac.uk/Research/Papers.htm>.
- Brook, B.W., Bradshaw, C.J.A., Koh, L.P., Sodhi, N.S., 2006. Momentum drives the crash: mass extinction in the tropics. Biotropica 38, 302–305.
- Castella, P.R., Britez, R.M., 2004. A floresta com araucária no Paraná: conservação e diagnóstico dos remanescentes florestais. Curitiba: Fundação de Pesquisas Florestais do Paraná; Brasília: Ministério do Meio Ambiente.
- Collar, N.J., Crosby, M.J., Stattersfield, A.J., 1994. Birds to Watch 2: The World List of Threatened Birds. BirdLife International, Cambridge.
- Díaz, I.A., Carbonell, R., Santos, T., Tellería, J.L., 1998. Breeding bird communities in pine plantations of the Spanish plateaux: biogeography, landscape and vegetation effects. J. Appl. Ecol. 35, 562-574.

- Duncan, R.S., Chapman, C.A., 2003. Consequences of plantation harvest during tropical restoration in Uganda. *For. Ecol. Manage.* 173, 235-250.
- Duran, S.M., Kattan, G.H., 2005. A test of the utility of exotic tree plantations for understory birds and food resources in Colombian Andes. *Biotropica* 37, 129-135.
- Erskine, P.D., Lamb, D., Bristow, M., 2006. Tree species diversity and ecosystem function: Can tropical multi-species plantations generate greater productivity? *For. Ecol. Manage.* 233, 205-210.
- Estades, C.F, Temple, S.A., 1999. Deciduous-forest bird communities in a fragmented landscape dominated by exotic pine plantations. *Ecol. Appl.* 9, 573-585.
- FAO, 2000. The global outlook for present and future wood supply from forest plantation. Working Paper No. GFPOS/WP/03, FAO.
- Faria, D., Laps, R.R., Baumgarten, J., Cetra, M., 2006. Bat and birds assemblages from forests and shade cocoa plantations in two contrasting landscape in Atlantic Forest of southern Bahia, Brazil. *Biod. Conserv.* 15, 587-612.
- Felton, A., Wood, J., Felton, A.M., Hennessey, B., Lindenmayer, D.B., 2008. Bird community responses to reduce-impact logging in a certified forestry concession in lowland Bolivia. *Biol. Conserv.* 141, 545-555.
- Fimbel, R.A., Fimbel, C.C., 1996. The role of exotic conifer plantations in rehabilitating degraded tropical forest lands: A case study from the Kibale Forest in Uganda. *For. Ecol. Manage.* 81, 215-226.
- Fischer, J., Lindenmayer, D.B., Manning, A.D., 2006. Biodiversity, ecosystem function, and resilience: ten guiding principles for commodity production landscapes. *Front. Ecol. Environ.* 4, 80-86.
- Fundação SOS Mata Atlântica e Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, 2002. Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica 1995-2000. Fundação SOS Mata Atlântica e Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São Paulo, Brasil.
- Galvão, F., Kuniyoshi, Y.S., Roderjan, C.V., 1989. Levantamento fitossociológico das principais associações arbóreas da Floresta Nacional de Irati-PR. *Floresta* 19, 30-49.

- Gerhardt, E.J., Finger, C.A.G., Longhi, S.J., Schumacher, M.V., 2001. Contribuição da análise multivariada na classificação de sítios em povoamentos de *Araucaria angustifolia* (Bert.) O. Ktze., baseada nos fatores físicos e morfológicos do solo e no conteúdo de nutrientes da serapilheira. *Ciência Florestal* 11, 41-57.
- Hartley, M.J., 2002. Rationale and methods for conserving biodiversity in plantation forests. *For. Ecol. Manage.* 155, 81-95.
- Hughes, J.B., Daily, G.C., Ehrlich, P.R., 2002. Conservation of tropical forest birds in countryside habitats. *Ecol. Lett.* 5, 121-129.
- Klein, R.M., 1960. O aspecto dinâmico do pinheiro brasileiro. *Sellowia* 12, 17-51.
- Koch, Z., Correa, M.C., 2002. *Araucaria: a floresta do Brasil Meridional: Curitiba, Olhar brasileiro.*
- Kwok, H.K., Corlett, R.T., 2000. The bird communities of natural secondary forest and a *Lophostemon confertus* plantation in Hong Kong, South China. *For. Ecol. Manage.* 130, 227-234.
- Lamb, D., Erskine, P.D., Parrotta, J.A., 2005. Restoration of degraded tropical forest landscapes. *Science* 310, 1628-1632.
- Lee, E.W.S., Hau, B.C.H., Corlett, R.T., 2005. Natural regeneration in exotic tree plantations in Hong Kong, China. *For. Ecol. Manage.* 212, 358-366.
- Lens, L. Van Dongen, S., Norris, K., Githiru, M., Matthysen, E., 2002. Avian persistence in fragmented rainforest. *Science* 298, 1236-1238.
- Lindenmayer, D.B., Hobbs, R., 2004. Fauna conservation in Australian plantations forest-a review. *Biol. Conserv.* 119, 151-168.
- Lindenmayer, D.B., McIntyre, S., Fischer, J., 2003. Birds in eucalypt and pine forests: landscape alteration and its implications for research models of faunal habitat use. *Biol. Conserv.* 110, 45-53.
- Lorscheitter, M.L., 1999. Pteridophyte spores of Rio Grande do Sul flora, Brazil. Part II. *Palaeontographica* 251, 71-235.

- Luck, G.W., Korodaj, T.N., 2008. Stand and landscape-level factors related to bird assemblages in exotic pine plantations: implications for forest management. *For. Ecol. Manage.* 255, 2688-2697.
- Lugo, A.E., 1997. The apparent paradox of reestablishing species richness on degraded lands with tree monocultures. *For. Ecol. Manage.* 99, 9-19.
- Maack, R., 2002. *Geografia Física do Estado do Paraná*. Curitiba, Imprensa Oficial, 3ª edição.
- Marsden, S. J., Whiffin, M., Galetti, M., 2001. Bird diversity and abundance in forest fragments and eucalyptus plantations around a Brazilian Atlantic Forest reserve. *Biod. Conserv.* 10, 737-751.
- Matlock, R.B., Rogers, D., Edwards, P.J., Martin, S.G., 2002. Avian communities in forest fragments and reforestation areas associated with banana plantations in Costa Rica. *Agri. Ecos. and Envir* 91, 199-215.
- Mazurek, M.J., Zielinski, W.J., 2004. Individual legacy trees influence vertebrate wildlife diversity in commercial forests. *For. Ecol. Manage.* 193, 321-334.
- Mazza, C.A.S., 2006. Caracterização ambiental da paisagem da microrregião colonial de Irati e zonamento ambiental da Floresta Nacional de Irati, PR. Tese de Doutorado, Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos.
- Mitra, S.S., Sheldon, F.H., 1993. Use of an exotic tree plantation by Bornean lowland forest birds. *Auk* 110, 529-540.
- MMA, 2005. Ministério do Meio Ambiente do Brasil. Plano de Controle e Prevenção ao Desmatamento. Secretaria da Biodiversidade e Florestas. http://www.mma.gov.br/doc/desmatamento2003_2004.pdf.
- Paritsis, J., Aizen, M.A., 2008. Effects of exotic conifer plantation on the biodiversity of understory plants, epigeal beetles and birds in *Nothofagus dombeyi* forests. *For. Ecol. Manage.* 255, 1575-1583.

- Parrotta, J. A., Turnbull, J. W., Jones, N., 1997. Catalyzing native forest regeneration on degraded tropical lands. *For. Ecol. Manage.* 99, 1-7.
- Peterjohn, B.G., 2003. Agricultural landscape: can they support healthy bird population as well as farm products? *Auk* 120, 14-19.
- Petit, L.J., Petit, D.R., 2003. Evaluating the importance of human-modified lands for neotropical bird conservation. *Conserv. Biol.* 17, 687-694.
- PNF, 2000. Programa Nacional de Florestas - Decreto No. 3.420, de 20 de abril de 2000. Ministério do Meio Ambiente, Brasil.
- Reitsma, R., Parrish, J.D., MacLarney, E., 2001. The role of cocoa plantations in maintaining forest avian diversity in southeastern Costa Rica. *Agrofor. Syst.* 53, 185-193.
- Sayer, J., Chokkalingam, U., Poulsen, J., 2004. The restoration of forest biodiversity and ecological values. *For. Ecol. Manage.* 201, 3-11.
- Sekercioglu, C.H., 2002. Effects of forestry practices on vegetation structure and bird community of Kibale National Park, Uganda. *Biol. Conserv.* 107, 229-240.
- Soh, M.G.K., Sodhi, N.S., Lim, S.L.H., 2006. High sensitivity of montane bird communities to habitat disturbance in Peninsular Malaysia. *Biol. Conserv.* 129, 149-166.
- Stotz, D.F., Fitzpatrick, J.W., Parker III, T.A., Moskovits, D.A., 1996. *Neotropical Birds: Ecology and Conservation*. The University of Chicago Press, Chicago.
- Thiollay, J.M., 1995. The role of traditional agroforest in the conservation of rain-forest bird diversity in Sumatra. *Conserv. Biol.* 9, 335-353.
- Tilman, D., May, R.M., Lehman, G.L. Nowak, M.A., 1994. Habitat destruction and the extinction debt. *Nature* 371, 65-66.
- Tomasevic, J.A., Estades, C.F., 2008. Effects of the structure of pine plantations on their "softness" as barrier for ground-dwelling forest birds in south-central Chile. *For. Ecol. Manage.* 255, 810-816.
- Vandermeer, J., Perfecto, I., 1997. The agroecosystem: a need for the conservation biologists lens. *Conserv. Biol.* 11, 591-592.

- Willis, E.O., 2003. Birds of a Eucalyptus woodlot in interior São Paulo. *Braz. J. Biol.* 63, 141-158.
- Wilson, M.D., Watts, B.D., 1999. Response of brown-headed nuthatches to thinning of pine plantations. *Wilson Bull.* 111, 215-232.
- Zhijun, W., Young, S.S., 2003. Differences in bird diversity between two swidden agricultural sites in mountainous terrain, Xishuangbanna, Yunnan, China. *Biol. Conserv.* 110, 231-243.
- Zurita, G.A., Rey, N., Varela, D.M., Villagra, M., Bellocq, M.I., 2006. Conversion of the Atlantic Forest into native and exotic tree plantations: Effects on bird communities from the local and regional perspectives. *For. Ecol. Manage.* 235, 164-173.

Comunidades de aves em Floresta Ombrófila Mista e em plantios de *Araucaria angustifolia* e de *Pinus elliottii* no sul do Brasil *

* Capítulo organizado conforme as instruções da revista Forest Ecology and Management.

Resumo

A substituição de florestas naturais por plantios comerciais de árvores na silvicultura tem sido uma prática bastante comum em vários países, sendo apontada com uma das principais ameaças à biodiversidade de aves tropicais. No presente estudo comparou-se o número de espécies e de contatos, a similaridade, e a abundância relativa de espécies de aves em Floresta Ombrófila Mista (FN) e em plantios de *Araucaria angustifolia* (FA) e *Pinus elliottii* (FP) no sul do Paraná, Brasil. Também comparou-se estes ambientes quanto à composição de espécies em relação: ao risco de extinção (ameaçadas ou quase ameaçadas); ao nível de dependência à área de floresta natural; aos hábitos alimentares (item alimentar e estrato de forrageamento). Foi utilizado o método por ponto com distância limitada a 100 m. Foram estabelecidos 18 pontos em FN, 12 em FA e 12 em FP. Foram identificadas 114 espécies em todas as áreas, 93 espécies em FN, 87 em FA e 81 em FP. O método e a curva de rarefação indicaram que o esforço amostral em cada ambiente foi suficiente. A análise de medidas repetidas e de similaridade (Sorenson e Morisita-Horn) revelou distintas respostas em relação à dependência ao habitat florestal, a um recurso alimentar e ao estrato preferencial de forrageamento das espécies de aves registradas nos três ambientes. Do total de espécies registradas, sete foram ameaçadas ou quase-ameaçadas. Todas essas espécies ameaçadas ou quase-ameaçadas foram registradas em FN e FA, com uma espécie apresentando menor abundância relativa em FA (*Procnias nudicollis*). Em FP, três espécies quase-ameaçadas foram registradas, com somente uma espécie apresentando menor abundância relativa. Os resultados obtidos demonstraram que o plantio de *P. elliottii* foi pouco atrativo para certas espécies de aves, como espécies ameaçadas ou quase ameaçadas de extinção, florestais-dependentes e de hábitos alimentares mais especializados. Entretanto, a presença de distintos fatores no plantio de *A. angustifolia*, como sub-bosque e a sua proximidade a área natural, podem ter contribuído para que este ambiente apresente uma comunidade de aves mais similar a floresta natural.

Palavras-chave: Comunidade de aves, espécies ameaçadas, plantio de *Pinus elliottii*, plantio *Araucaria angustifolia*, Floresta Ombrófila Mista.

Abstract.

Conversion of natural forests by timber plantation has been a common practice in several countries, and it is point out as the main threat for tropical bird biodiversity. The present study compared the species and contacts numbers, the similarity, and the relative abundance of bird species in Floresta Ombrófila Mista (FN) and in timber plantations of *Araucaria angustifolia* (FA) and *Pinus elliottii* (FP), all located at southern Paraná, Brazil. It was also compared these environments considering the species composition related to: extinction risk (threatened or near-threatened), level of dependence to natural forest, feeding habits (food resource and foraging stratum). The fixed 100 m radius point-counts method was used. The following numbers of points were established in each area: 18 in FN, 12 in FA and 12 in FP. A total of 114 bird species were recorded in all areas, and 93 in FN, 87 in FA and 81 in FP. The used method and the rarefaction curve indicated that the sampling effort in each area was enough. The repeated measures ANOVA, with LSD post hoc tests, and the similarity indexes (Sorenson and Morisita-Horn) revealed distinct results related to dependence of forest habitat, to food resource and foraging stratum preference of bird species recorded in the three areas. Seven species were observed as threatened or near-threatened. All threatened or near-threatened species were recorded in FN and FA, and one of them showed lower relative abundance in FA (*Procnias nudicollis*). In FP, three near-threatened species were recorded, and only one specie presented lower relative abundance. The obtained results demonstrated that *P. elliottii* plantations are poor attractive for some bird species, as threatened or near-threatened ones, forest-dependents and the ones that present specialized feeding habits. However, the presence of distinct factos in plantations of *A. angustifolia*, such as a developed understory and the proximity of a natural forest, could have contributed for this environment presented a bird community similar to a natural forest.

Keywords: bird communities, endangered species, timber plantations, *Pinus elliottii*, *Araucaria angustifolia*, Floresta Ombrófila Mista.

1. Introdução

As altas taxas de perda de habitats na região tropical representam a principal ameaça à diversidade biológica (Fahring, 2003). De acordo com a Organização das Nações Unidas para Agricultura e Alimentação (FAO), entre 2000 e 2005 a África e a América do Sul perderam anualmente 4 milhões ha de florestas tropicais (FAO, 2005). No Brasil, 31,7% dos três maiores biomas (Floresta Atlântica, Amazônica e Cerrado) já foram derrubados ou degradados (MMA, 2005). A Floresta Atlântica, presente na região costeira do Brasil, no noroeste da Argentina e no leste do Paraguai, é uma das florestas tropicais com maior diversidade de espécies no mundo, porém é a mais ameaçada (Brown e Brown, 1992; Myers et al., 2000). A cobertura original da Floresta Atlântica em território brasileiro, que era de aproximadamente 1,7 milhões de km², foi reduzida drasticamente para menos de 7%, restando poucos remanescentes de florestas primárias representados por fragmentos, a maioria isolados e de pequeno porte (Terborgh, 1992).

Com o desaparecimento e escassez de extensas áreas de florestas nativas, plantios comerciais de árvores trouxeram para o setor madeireiro uma nova oferta de recursos. Globalmente, 147 milhões ha são dominados por plantios de florestas comerciais (FAO, 2000). No Brasil o estabelecimento de novos plantios cresceu 38% entre 1990 a 2005 (SBS, 2007).

O comércio madeireiro sempre teve destaque na economia brasileira, tanto no cenário nacional como internacional (SBS, 2007). A princípio, a abundância das florestas brasileiras foi considerada como uma fonte inesgotável de madeira. Porém, no início da década de 1970 a exploração desenfreada e sem critérios começou a devastar as florestas naturais. Uma iniciativa do governo brasileiro foi a criação de incentivos fiscais às indústrias florestais entre 1960 e 1980, que resultou na expansão de florestas plantadas no país. No início da década de 1960 as monoculturas comerciais eram de aproximadamente 200 mil ha, o que contrasta com a sua ocupação atual de 5,7 milhões ha, o que corresponde a 0,67% do território nacional: desse total, 1,82 milhões ha são de plantios da espécie exótica do gênero *Pinus*, concentradas principalmente na região Sul do país (SBS, 2007).

Na região Sul do Brasil, a exploração da *Araucaria angustifolia* e a substituição da Floresta Ombrófila Mista por áreas urbanas e agrícolas, pastagens e plantios comerciais de árvores provocaram uma drástica redução da cobertura original das florestas naturais. Como resultado, estima-se que apenas 1% a 2% da cobertura original de Floresta Ombrófila Mista ocorra nos estados do Sul do Brasil (Castella e Britez, 2004). No estado do Paraná, estudos apontam que apenas 0,8% dos remanescentes dessa formação florestal se encontram intactos ou com baixa taxa de perturbação. Um desses poucos remanescentes está localizado na Floresta Nacional de Irati, no sul do estado (Castella e Britez, 2004). Nessa reserva é possível encontrar áreas preservadas de sua floresta natural composta por *A. angustifolia*, além de monoculturas de árvores com essa espécie nativa e com espécies exóticas (espécies dos gêneros *Pinus* e *Eucalyptus*), que sofreram pouco manejo, permitindo o desenvolvimento de sub-bosque. A presença desses tipos de plantios comerciais de árvores na Floresta Nacional do Irati proporciona uma boa oportunidade de se conduzir um estudo comparativo entre as comunidades de aves presentes nessas áreas e na floresta natural.

Diante das perspectivas alarmantes de perda de florestas naturais e da crescente implantação de novas áreas de monoculturas de árvores, são necessárias investigações que enfoquem as relações da fauna e flora locais com estes novos ambientes, muitas vezes dominados por árvores exóticas. Alterações na composição das comunidades de aves locais têm sido observadas em áreas dominadas por plantios comerciais em diversos países, como Estados Unidos (Baker e Lacki, 1997), Brasil (Machado e Lamas, 1996; Mardsen et al., 2001; Willis, 2003; Faria et al., 2006; Barlow et al., 2007a; Barlow et al., 2007b), Austrália (Lindenmayer e Hobbs, 2004; Loyn et al., 2007), Argentina (Zurita et al., 2006; Paritsis e Aizen, 2008), Panamá (Petit e Petit, 2003), China (Kwok e Corlett, 2000; Zhijun e Young, 2003), Espanha (Diaz et al., 1998; Santos et al., 2006), Quênia (Farwing et al., 2008) e Uganda (Sekercioglu, 2002). As capacidades de dispersão e os níveis de especialização aos habitats naturais são diferentes entre espécies, o que determina diferentes potenciais de ocupação das aves a esses novos ambientes dominados por monoculturas comerciais de árvores (Tellería e Santos, 1997; Bélisle et al., 2001; Ford et al., 2001; Sekercioglu et al., 2002; Sekercioglu et al., 2004; Laurance et al., 2004).

Carnus et al. (2006) argumentam que embora monoculturas de árvores não possam substituir o papel ecológico das florestas naturais em todos os seus aspectos estruturais, morfológicos e funcionais, podem ter um impacto positivo para a biodiversidade dependendo da sua estrutura e técnicas de manejo. Caso sejam estabelecidas em áreas degradadas, de agricultura e pastagens, essas monoculturas supostamente podem atuar como uma alternativa de sobrevivência para algumas espécies da fauna (Matlock et al., 2002; Petit e Petit, 2003). Fatores que contribuiriam para aumentar o potencial de sobrevivência das espécies seriam, por exemplo, a presença de um sub-bosque desenvolvido e a proximidade do plantio a áreas naturais (Almeida, 1996; Kennan et al., 1997; Hartley, 2002; Lindenmayer e Hobbs, 2004; Luck e Korodaj, 2008).

Na região tropical, estima-se que 70% de espécies de Vertebrados sejam dependentes de florestas naturais com razoável estado de conservação (Erwin, 1988). Na Floresta Atlântica, 63% das espécies de aves são consideradas dependentes de florestas por estarem intimamente relacionadas ao habitat florestal, e ocorrerem exclusivamente em ambientes pouco alterados (Goerck, 1997; Ford et al., 2001).

Assim, acredita-se que a conversão da floresta natural em plantios comerciais de árvores homogêneas afeta negativamente espécies de aves dependentes de um habitat florestal natural, enquanto que espécies de aves mais generalistas, que ocupam mais de um habitat natural, podem se beneficiar dos plantios (Tilman et al., 1994; Diaz et al., 1998, Lens et al., 2002; Santos et al., 2002; Linder Mayer et al., 2003; Petit e Petit, 2003; Zurita et al., 2006; Felton et al., 2008; Paritsis e Aizen, 2008). Também pode se considerar que espécies especialistas quanto à alimentação (dieta alimentar e/ou substrato de captura do alimento, por exemplo) apresentam um baixo potencial de ocupação nos plantios (Wunderle, 1997; Faria et al., 2006).

No presente estudo comparou-se o número de espécies e de contatos, a similaridade, e a abundância relativa de espécies de aves em Floresta Ombrófila Mista (FN) e em plantios de *Araucaria angustifolia* (FA) e *Pinus elliottii* (FP) no sul do Paraná, Brasil. Também se comparou estes ambientes quanto à composição de espécies em relação: ao risco de extinção (ameaçadas ou quase ameaçadas); ao nível de dependência à área de floresta natural; aos hábitos alimentares (item alimentar e estrato de forrageamento).

2. Material e Métodos

2.1. Área de estudo

O trabalho foi desenvolvido na Floresta Nacional de Irati (Fig. 1), localizada nos municípios de Fernandes Pinheiro e Teixeira Soares a 5 km do município de Irati, tendo como coordenada geográfica central 25°21' de latitude sul e 50°35' de longitude oeste. Em 1964 o Instituto Nacional do Pinho (INP) adquiriu 3.495 ha para formar o Parque Florestal Manoel Henrique da Silva, na região de Irati. Quatro anos depois, a área passou para a categoria de Unidade de Conservação denominada Floresta Nacional (Flona), com o nome de Floresta Nacional de Irati (Flona de Irati).

O clima da região é "Cfb", segundo a classificação de Köppen, com precipitação média anual de 1.442 mm e sem estação seca. A temperatura média em janeiro é de 22° C e em julho é de 10° C, com mais de cinco geadas por ano. O relevo local é classificado como ondulado a plano e apresenta altitude média de 843 m. O solo, classificado como Podzólico Vermelho-Amarelo, apresenta acidez média (Maack, 2002).

Considerando a área total de 3.495 ha da Flona de Irati, 1.277 ha (36,5%) são revestidos por Floresta Ombrófila Mista, formação nativa caracterizada pelo predomínio de *A. angustifolia*, com sub-bosque rico em espécies folhosas como canelas, imbuias, angico, xaxins, uma samambaia arborescente, ocorrendo de preferência em locais sombreados, sendo muito freqüente na Floresta Ombrófila Mista, entre outras (Klein, 1960; Galvão et al., 1989; Lorscheitter et al., 1999). A cobertura vegetal é completada com plantios de *A. angustifolia* (603 ha), *P. elliottii* (651 ha) e *P. taeda* (81 ha), além de plantios experimentais de *P. pinaster* e *Eucalyptus viminalis* (aproximadamente 10 ha).

Cortes rasos foram realizados em parte da Floresta Ombrófila Mista originalmente existente na área, com subsequente estabelecimento de plantios de *A. angustifolia* e *Pinus* spp. Os talhões formados foram desbastados apenas no início do desenvolvimento desses plantios, sendo então mantidos sem mais intervenções. A redução da densidade de árvores possibilitou o estabelecimento da vegetação natural, determinando atualmente um aspecto natural a esses talhões em relação à presença de sub-bosque e indivíduos de porte arbóreo principalmente nos plantios de *A. angustifolia* (Barbosa et al., 2009).

2.2 Métodos

Foram amostradas sete áreas (Fig. 1): três na floresta natural de Ombrófila Mista (FN), duas em plantios de *A. angustifolia* (FA) e duas em plantios de *P. elliottii* (FP). A diferença do número de áreas amostradas ocorreu devido a problemas logísticos, como identificação de áreas apropriadas e semelhantes para o estudo comparativo, principalmente para FA e FP. Os dois plantios selecionados para o presente estudo são caracterizados pela presença do sub-bosque desenvolvido e distâncias semelhantes em relação à floresta natural. O estrato superior dos plantios de espécie nativa e exótica é dominada pelas espécies *A. angustifolia* e *P. elliottii*, respectivamente.

Para as amostragens quantitativas das aves foi utilizado método de amostragem por ponto com distância limitada a 100 m (Hutto et al., 1986; Bibby et al., 1992) em todas as áreas. Foram estabelecidos 18 pontos em FN e 12 pontos em FA e em FP. Os pontos foram amostrados a partir do amanhecer (aproximadamente 06:00 h) e finalizados cerca de três horas após. Cada ponto foi amostrado por 15 minutos, com o tempo de deslocamento entre cada ponto também de 15 minutos. Em cada manhã foram amostrados seis pontos, representando um dia de amostragem. Durante a amostragem de um ponto, cada casal ou bando de cada espécie (vista e/ou ouvida) era registrado como um contato. Foram evitados dias com condições atmosféricas desfavoráveis para a detecção das aves, como chuvas ou ventos fortes. A distância entre dois pontos amostrados na mesma manhã foi de 200 m para reduzir a probabilidade de amostrar o mesmo indivíduo mais de uma vez (Bibby et al., 1992).

Foram realizadas quatro amostragens em cada ambiente durante a primavera de 2006 (setembro-dezembro), período considerado como favorável para registro de aves na Floresta Ombrófila Mista (Volpato et al., 2009). Em cada mês de amostragem, os dados foram coletados em dias consecutivos nas sete áreas. Assim, 72 pontos foram amostrados em FN, 48 em FA e 48 em FP.

2.3. Análise dos dados

Inicialmente, foi verificado se o esforço amostral realizado foi suficiente para amostrar um número representativo de espécies de aves em cada ambiente. Para isso foram construídas curvas de rarefação de espécies (Gotelli e Colwell, 2001) utilizando o programa

EstimateS 8.0.0 (Colwell, 2006) e 1000 aleatorizações. O programa gera 1000 curvas de acumulação de espécies aleatorizando a ordem das amostras; assim, cada ponto da curva corresponde à média de número de espécies acumulada nas 1000 curvas e está associada a um desvio-padrão. Cada ponto de amostragem foi considerado como uma amostra, o que resultou 72 amostras em FN e 48 em FA e em FP. Também foram construídas curvas de rarefação de espécies em relação ao número de contatos registrados em cada ambiente.

A estimativa do número de espécies em um ambiente é a melhor maneira para descrever uma comunidade (Magurran, 1988). Assim, devido à diferença no número de pontos amostradas em cada ambiente e ao maior número de contatos registrados em FN (1293), em relação à FA (839) e FP (864), foi utilizado o método de rarefação (Krebs, 2000) para comparar o número de espécies considerando o mesmo número de contatos, correspondente ao tamanho da menor amostragem, que foi 839 contatos. Para esta análise foi utilizado o programa EcoSim 7.0 (Gotelli e Entsminger, 2001), que permite fixar um número de contato menor do que o observado em uma amostra e estimar a riqueza para este número de contato, retirados aleatoriamente da amostra. Para esta estimativa, foram realizadas 1000 aleatorizações, sendo o resultado final uma média entre essas aleatorizações com um intervalo de confiança de 95%.

As espécies de aves registradas foram classificadas em dois grupos quanto à dependência ao habitat de floresta natural: aves florestais-dependentes (espécies encontradas principalmente no interior de floresta natural) e aves florestais-generalistas (espécies que podem ser encontradas no interior de florestas, mas que são registradas frequentemente em bordas de floresta ou mesmo, mais eventualmente, em áreas abertas). A classificação das espécies nestes dois grupos seguiu Zurita et al. (2006). Para as espécies que não constam da lista de Zurita et al. (2006), considerou-se as informações de distribuição de habitat apresentadas em Anjos et al. (1997) e Aleixo (1999), além de Sick (1997).

Baseado em Aleixo (1999) e em Anjos (2001), cada espécie de ave foi alocada em um dos seguintes grupos de hábitos alimentares: nectarívoros (consumo preferencial de néctar), frugívoros (consumo preferencial de polpa de frutos), frugívoro/onívoros (consumo de polpa de frutos, sementes, folhas e eventualmente pequenos invertebrados e vertebrados), carnívoros (consumo preferencial de pequenos vertebrados), granívoros

(consumo preferencial de sementes e grãos), onívoros (consumo preferencial de invertebrados e pequenos vertebrados), insetívoros (consumo preferencial de invertebrado) e insetívoro/onívoros (consumo de invertebrados, mas incluem outros itens na sua dieta, como polpa de frutos, sementes, folhas e eventualmente pequenos vertebrados). As espécies de aves também foram classificadas conforme o estrato preferencial para o forrageamento conforme Parker et al. (1996) em: espécies de Sub-bosque (espécies que forrageiam principalmente nos estratos mais inferiores da floresta, do solo até 7 m) e espécies de Copa (espécies que procuram seu alimento e/ou presa nas copas da floresta).

Entre os três tipos de ambientes, foi comparado o número total de espécies e contatos, e o número de espécies das categorias propostas quanto à dependência ao habitat florestal, hábitos alimentares e estrato preferencial de forrageamento. Para essas comparações foi utilizado Análise de Variância (ANOVA) com uso de Medidas Repetidas, uma vez que os pressupostos de normalidade e homoscedasticidade para a utilização deste teste paramétrico foram atingidos. Quando diferenças significativas foram detectadas, o teste *posteriori* LSD (Least significant difference) para discriminar as médias foi empregado (Zar, 1999). Todas as análises foram realizadas utilizando-se o programa Statistica 7.0® (Statsoft Inc. Tulsa, OK, USA).

O Índice de Sorenson foi utilizado para avaliar a similaridade entre a composição total de espécies de aves entre os três tipos de ambientes (Magurran, 1988). A similaridade entre a abundância relativa das espécies registradas nos ambientes estudados foi determinada utilizando-se o Índice de Morisita-Horn (Magurran, 1988). O índice de Morisita-Horn também foi utilizado para avaliar a similaridade na abundância relativa das espécies nas categorias propostas quanto à dependência ao habitat florestal, hábitos alimentares e estrato preferencial de forrageamento.

A abundância relativa de cada espécie foi expressa pelo Índice Pontual de Abundancia (IPA), que corresponde ao número total de contatos de uma espécie dividido pelo número total de amostragens pontuais realizadas em cada área (Blondel et al., 1970; Bibby et al., 1992). O teste G ($p < 0,05$), com fator de correção de William (G_{adj}), foi utilizado para comparar a abundância relativa das espécies registradas no presente estudo (IPA \times 100: Aleixo, 1999) e que ocorreram em mais de um ambiente. O cálculo do IPA de cada espécie permite a relativização do diferente número de pontos amostrados em cada ambiente e

diminui o efeito de amostragens diferentes (Bibby et al. 1992). Uma vez detectada diferença significativa pelo teste *G* para uma espécie, a mesma foi considerada mais abundante no ambiente onde o IPA foi maior.

Foram identificadas as espécies quanto ao risco de extinção considerando a Lista vermelha de espécies ameaçadas (IUCN, 2007) e a Lista da fauna ameaçada do Paraná (Mikich e Bérnils, 2004): Quase-ameaçada (Near Threatened), Vulnerável (Vulnerable) e Criticamente em Perigo (Critically Endangered). A lista de classificação das espécies de aves seguiu o Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos (CBRO, 2008).

3. Resultados

Durante o período de amostragem foram registradas 114 espécies de aves em todos os ambientes (Tabela 1): 93 espécies em FN, 87 em FA e 81 em FP. Considerando o mesmo número de contatos nos três ambientes (839 contatos), o método de rarefação estimou entre 83-91 espécies em FN, 87-87 em FA e 79-81 em FP, ou seja, apesar dos diferentes números de amostragem nos ambientes, em FN o número estimado para o mesmo número de contatos foi bem próximo ao observado. O resultado das curvas de rarefação (Fig. 2a e b) indicou que o esforço amostral nos três ambientes foi suficiente devido à estabilização que a curva atingiu, tanto para o de número de amostragem quanto para o número de contatos. Além disso, a sobreposição entre as curvas de A e B indica uma maior similaridade de espécies entre estes ambientes (Fig. 2a e b).

As médias do número de espécies por ponto e por dia de amostragem em FN e FA foram significativamente maiores do que em FP (Medidas repetidas ANOVA $F_{(2,24)} = 3,68$, $p < 0,05$; Teste *posteriori* LSD, $p < 0,05$; Fig. 3a). Similarmente, as médias de contatos de aves (por ponto e por dia) em FN e FA foram maiores do que em FP (ANOVA $F_{(2,24)} = 4,37$, $p < 0,05$; Teste *posteriori* LSD, $p < 0,05$; Fig. 3b).

Do total de espécies, 85 (74%) foram registrados em mais de um tipo de ambiente. O índice de Sorenson mostrou uma alta similaridade entre os três tipos de ambiente em relação à composição de espécies (presença e ausência) (FN e FA = 0,84; FN e FP = 0,75; FA e FP = 0,80). Com relação a abundância relativa das espécies registradas em cada tipo de

ambiente, o índice de Morisita-Horn indicou maior similaridade entre FN e FA (0,89) e FA e FP (0,72) e um menor entre FN e FP (0,60).

Do total de espécies registradas, 48 foram classificadas como espécies florestais-dependentes e 66 como espécies florestais-generalistas (Tabela 1). O resultado da análise de medidas repetidas e o teste LSD entre essas duas categorias revelou que em FN ($7,9 \pm 0,19$) e em FA ($6,9 \pm 0,24$) foram registradas maiores médias de espécies florestais-dependentes por pontos em relação à FP ($3,7 \pm 0,24$) (ANOVA $F_{2,24} = 94,97$; $p < 0,01$ / teste *posteriori* LSD, $p < 0,05$ em todos os casos; Fig. 4a), enquanto que a espécies florestais-generalistas tiveram maior número de registros por ponto em FP ($11,2 \pm 0,54$), seguido de FA ($9,80 \pm ,54$) e FN ($9,08 \pm 0,44$) (ANOVA $F_{2,24} = 4,8$; $p < 0,02$ / teste *posteriori* LSD, $p < 0,05$ em todos os casos; Fig. 4b). Apesar das diferenças significativas encontradas entre os números de espécies florestais-generalistas nos três ambientes, a similaridade da abundância relativa dessas espécies revelou ser alta (FN e FA = 0,90, FN e FP = 0,70 e FA e FP = 0,83). Em relação às espécies florestais-dependentes, as diferenças encontradas nos números de espécies entre as áreas refletiram na similaridade entre as de suas abundâncias relativas: a maior similaridade foi observada entre FN e FA (0,88) e menores em FN e FP (0,56) e FA e FP (0,60).

Considerando os dois estratos preferenciais de forrageio, foram registradas 50 aves que forrageiam na copa e 64 que forrageiam no sub-bosque (Tabela 1). Em FN e FA foram registrados maiores números de espécies de aves de copa por ponto de amostragem (ANOVA $F_{2,24} = 3,6$; $p < 0,04$ / teste *posteriori* LSD, $p < 0,05$ em todos os casos; Fig. 5a), enquanto que para as aves que forrageiam no sub-bosque não foram observadas diferenças significativas entre os números de espécies registrados por ponto nos três ambientes (ANOVA $F_{2,24} = 0,93$; $p > 0,41$, Fig. 5b). A análise de similaridade da abundância relativa das aves de copa revelou uma menor similaridade entre FN e FP (0,42), intermediária entre FA e FP (0,55) e alta entre FN e FA (0,84). Para as aves de sub-bosque, a similaridade da abundância relativa das espécies foi alta entre FN e FA (0,91) e entre FA e FP (0,80) e um pouco menor entre FN e FP (0,66).

Dentre as 114 espécies registradas, 38 foram categorizadas como insetívoros, 22 onívoros, 17 insetívoros/onívoros, 16 frugívoros/onívoros, 9 granívoros, 8 frugívoros, 2 carnívoros e 2 nectarívoros (Tabela 1). Para realização de comparações entre os ambientes, as seguintes categorias foram consideradas: insetívoros, granívoros, frugívoros e generalistas

(categoria que incluiu os onívoros, insetívoros/onívoros e frugívoros/onívoros). Em razão do baixo número de registros de espécies de carnívoros e nectarívoros, a análise paramétrica para esses grupos não foi realizada, sendo somente conduzidas comparações (teste G_{adj} : Tabela 1) da abundância relativa dessas espécies registrada em cada ambiente. A análise de medidas repetidas e o teste LSD revelou diferentes resultados para a média de espécies com hábitos alimentares mais especializados nos três ambientes: as médias de insetívoros por ponto em FN e FA foram superiores a média de espécies registrada em FP (ANOVA $F_{2,24} = 5,5$; $p < 0,01$ / teste *posteriori* LSD, $p < 0,05$ em todos os casos; Fig. 6a); entre as espécies de frugívoros, a média registrada por ponto em FN foi significativamente maior que as médias registradas nas duas plantações de árvores (ANOVA $F_{2,24} = 11,2$; $p < 0,001$ / teste *posteriori* LSD, $p < 0,05$ em todos os casos; Fig. 6b); entre os granívoros, a média de espécies registrada por ponto foi quatro e oito vezes maior que aquelas registradas em FA e FN, respectivamente (ANOVA $F_{2,24} = 50,2$; $p < 0,001$ / teste *posteriori* LSD, $p < 0,05$ em todos os casos; Fig. 6c). Para as espécies com hábitos alimentares mais generalistas não foram observadas diferenças significativas nas médias de registros entre os três ambientes (ANOVA $F_{2,24} = 3,1$; $p > 0,06$; Fig. 6d). Em relação à similaridade das espécies quanto às suas abundâncias relativas entre as aves com hábitos generalistas, o índice de Morisita-Horn indicou alta similaridade entre FN e FA (0,88) e entre FA e FP (0,82), e intermediária entre FN e FP (0,67). Entre as aves com hábitos especialistas, o índice de Morisita-Horn indicou que para insetívoros e frugívoros há alta similaridade das espécies quanto às suas abundâncias relativas das espécies entre FN e FA (insetívoros = 0,93; frugívoros = 0,91) e menores entre FN e FP (insetívoros = 0,60; frugívoros = 0,55) e entre FA e FP (insetívoros = 0,62; frugívoros = 0,73). Entre os granívoros foram registradas altos índices de similaridade quanto a abundâncias relativas das espécies entre todos três ambientes (FN e FA = 0,91; FN e FP = 0,93; FA e FP = 0,97).

A maioria das espécies de aves (47 espécies - 55,3%) registradas em dois ou nos três ambientes amostrados apresentaram diferenças significativas na abundância relativa (Tabela 1, $p < 0,05$): 23 apresentaram maiores abundâncias nos dois tipos de plantações de árvores, quatro apresentaram maior abundância em FP, 15 espécies de aves apresentaram menor abundância tanto em FA quanto em FP, quatro apresentaram menor abundância em FP e

uma única espécie (*Dryophila rubricollis*) que foi registrada exclusivamente nas duas plantações de árvores, exibiu maior abundância relativa em FP.

Dentre as espécies que apresentaram maior abundância relativa nas plantações de árvores, 20 (74%) foram espécies florestais-generalistas, 16 (59%) espécies que forrageiam no sub-bosque da floresta e 11 (41%) espécies de hábitos alimentares mais generalistas (onívoros, frugívoros/onívoros, insetívoros/onívoros), 8 (30%) insetívoros e nenhum frugívoro (Tabela 1). Por outro lado, entre as espécies que exibiram menor abundância relativa nas plantações, 11 (58%) foram florestais-dependentes, 10 (53%) foram espécies de sub-bosque e 11 (58%) espécies de hábitos alimentares generalistas (Tabela 1).

Considerando a lista global de espécies em risco de extinção (IUCN, 2007), quatro espécies de aves registradas no presente trabalho são apresentadas como “Quase-ameaçadas”: *Anabacerthia amaurotis*, *Lepstatenura setaria*, *Piculus aurulentus* e *Scytalopus indigoticus*. Em contrapartida, considerando a lista regional (Mikich e Bérnelis, 2004), apenas uma foi apresentada como “Quase-Ameaçada”: *Pyroderus scutatus*. Outras duas espécies são listadas globalmente como “Vulnerável”: *Dryocopus galeatus* e *Procnias nudicollis*. *Dryocopus galeatus* também é apresentada regionalmente como “ criticamente em Perigo”. Todas essas espécies de aves ameaçadas ou quase-ameaçadas foram registradas tanto em FN quanto em FA, sendo que somente *P. nudicollis* apresentou menor abundância relativa em FA ($p < 0,05$; Tabela 1). Em FP, três dessas espécies quase-ameaçadas foram registradas: *A. amaurotis*, *P. aurulentus* e *S. indigoticus*, sendo que somente *A. amaurotis* apresentou menor abundância relativa em FP ($p < 0,05$; Tabela 1).

4. Discussão

Os resultados do presente estudo apontam que os números de espécies e de contatos foram menores no plantio de *P. elliottii* em relação à floresta natural e ao plantio de *A. angustifolia*. Como as curvas de rarefação indicaram que o total de espécies observado em cada ambiente é muito próximo do estimado pode-se sugerir que no plantio de *P. elliottii* realmente é menos rico em espécies do que os outros dois. Em um estudo similar desenvolvido na Floresta Atlântica argentina, também foi verificado um menor número de

espécies de aves em plantios de *Pinus* spp. (Zurita et al., 2006). Os resultados obtidos no presente estudo reforçam as observações de Zurita et al. (2006), e indicam a menor capacidade de plantios comerciais de árvores exóticas, como *P. elliottii*, em abrigar uma riqueza de espécies semelhante às áreas naturais (Lindenmayer e Hobbs, 2004; Mardsen et al., 2001; Sekercioglu, 2002; Petit e Petit, 2003; Faria et al., 2006).

No entanto, Zurita et al. (2006) observaram que a riqueza de espécies no plantio de *A. angustifolia* foi similar à do plantio de *Pinus* spp., e não à da floresta natural, o que discorda dos resultados apresentados na figura 3. Esses resultados sugerem que provavelmente as respostas das comunidades de aves a plantações nativa e exótica podem ser regionais em razão da presença de outros fatores como estrutura da vegetação, tamanho da área, localização, manejo, técnica e capacidade do observador em amostrar a comunidade de aves e não devem ser extrapolados sem estudos mais detalhados. Entretanto, é de se esperar que monoculturas comerciais de árvores com espécies nativas de uma região apresentem maior riqueza de espécies de aves do que quando são plantadas como espécies exóticas (MacNally, 1994; Lindenmayer et al., 1999; Lindenmayer e Hobbs, 2004; Loyn et al., 2007).

A categorização das espécies em relação a sua dependência ao habitat de floresta natural possibilitou observar uma menor riqueza de espécies e similaridade na abundância relativa de espécies florestais-dependentes nos plantios comerciais amostradas em relação à floresta natural, principalmente no plantio de *P. elliottii*. Este resultado é esperado e reflete a dependência desse grupo ao habitat florestal, considerado mais heterogêneo e estratificado quando comparados a plantios comerciais de árvores (Lindenmayer et al., 2003; Petit e Petit, 2003; Laurance et al., 2004; Zurita et al., 2006; Faria et al., 2006). Em habitats onde a estratificação vertical e horizontal da vegetação está presente, geralmente ocorre incremento do número de nichos ecológicos e, conseqüentemente, presença de um maior número de espécies de aves (Willson, 1974). Por outro lado, a estrutura e composição mais simplificada de monoculturas comerciais de árvores quando comparada a florestas naturais resulta em menor riqueza de aves (Mardsen et al., 2001; Zurita et al., 2006; Faria et al., 2006). Aves florestais-dependentes também são caracterizadas pela baixa capacidade de dispersão e, conseqüentemente, de ocupar novos habitats (Bierregaard et al., 1992; Tilman et al., 1994; Lens et al., 2002). Entretanto, aves generalistas quanto à dependência ao

habitat de interior de floresta são consideradas mais tolerantes a distúrbios ambientais, e assim frequentam mais facilmente áreas como bordas de habitats e de transição (Lynch e Whigham 1984, Renjifo 1999).

Entre as aves tropicais, diversos estudos têm demonstrado que a riqueza de espécies que forrageiam no sub-bosque decresce em habitat alterado, fragmentado e isolado (Willis, 1979; Aleixo, 1999; Ribon et al., 2003; Stratford e Stouffer, 1999), principalmente porque esse grupo apresenta baixa capacidade de dispersão e alto grau de especialização a um micro-habitat (Stouffer e Bierregaard, 1995; Gascon et al., 1999; Sekercioglu et al., 2002; Stratford e Robinson, 2005; Volpato et al., 2006). Entretanto, as aves que forrageiam no sub-bosque definidas no presente estudo não apresentaram diferenças entre os números de espécies registradas e nas similaridades entre os três ambientes. Willis (2003) observou que a manutenção do sub-bosque em plantios antigos de *Eucalyptus* spp. proporciona um alto número de espécies de aves, enquanto outros estudos de comunidades de aves em plantios comerciais de árvores com copa densa e sem sub-bosque apresentam menor riqueza (Petit et al., 1999; Kwok e Corlett, 2000). Desta maneira, a manutenção de um sub-bosque em plantações comerciais de árvores pode representar um fator importante para o aumento da biodiversidade nesses locais. Sugere-se que esta relação número de espécies de aves e presença de sub-bosque deva ser testada em plantações comerciais de árvores. O sub-bosque que se desenvolve em plantios comerciais ao longo do tempo, supostamente, garantiria abrigo, alimento e condições favoráveis a várias espécies. Em tal situação a manutenção do sub-bosque em plantações comerciais de árvores, permitiria que a partir de uma determinada idade, estes deixem de ser apenas uma área de produção de madeira, mas também passem a ser um “reservatório” de formas de vida distintas (Ramovs e Roberts, 2003; Barbosa et al., 2009). Isso possibilitaria a formação de interações ecológicas próprias, criando um ambiente mais estável e ecologicamente equilibrado (Geldenhuys, 1997; Duncan e Chapman, 2003; Lee et al., 2005).

Entretanto, além da presença do sub-bosque, a proximidade do plantio à floresta natural pode ter influenciado os resultados encontrados no presente trabalho (Matlock et al., 2002). Em paisagens fragmentadas, cujo estado de conservação biológica pode ser considerado crítico (Metzger, 2006), a existência de plantios comerciais de árvores no entorno de florestas naturais, principalmente formadas por espécies nativas como ocorre na

área amostrada, pode ser um fator que aumenta as chances de sobrevivência de espécies da fauna (Renjifo, 2001). Esses plantios podem atuar como corredores ecológicos para parte das espécies e como elementos que reduzem o efeito de fragmentação florestal e de borda (Hughes et al., 2002; Matlock et al., 2002; Fischer et al. 2006; Tomasevic e Estades, 2008; Uezu et al., 2008). Assim, o estabelecimento de plantações comerciais de árvores próximas a florestas naturais pode ter importância para a comunidade local de aves, formando uma matriz florestal. Uma matriz florestal pode favorecer o deslocamento e ocupação de distintas espécies de aves, principalmente quando comparadas a áreas de pastagens ou agrícolas (Sieving et al., 1996; Rosenberg et al., 1997; Renjifo, 2001; Antongiovanni e Metzger, 2005). Ainda, mesmo que apresente menor qualidade, a matriz florestal pode oferecer recursos alimentares e áreas de refúgio e nidificação (Gates e Gysel, 1978).

Contudo, Antongiovanni e Metzger (2005) comentam que além das características estruturais da matriz, os aspectos biológicos de cada espécie poderão influenciar no seu uso e ocupação. Algumas espécies de sub-bosque que são dependentes do habitat florestal natural (florestais-dependentes) registradas no presente estudo apresentaram baixa abundância no plantio de *A. angustifolia* e estiveram ausentes no plantio de *P. elliotii*, como *Chamaeza campanisona* que apresenta pouca tolerância a insolação e mudanças bruscas no micro-habitat (Volpato et al., 2006). Foram observadas algumas exceções para algumas espécies de aves florestais-dependentes registradas, como *Sclerurus scansor* que foi registrado exclusivamente no plantio de *A. angustifolia* e *S. indigoticus* que foi registrado nos três tipos de ambientes, porém sem apresentar diferença significativa na abundância relativa.

No presente estudo, os plantios comerciais de árvores, representaram uma limitação na ocupação de espécies de aves que forrageiam na copa, o que resultou em menor número de espécies e similaridade desse grupo nessas plantações. A uniformidade da idade do plantio e da distribuição espacial de uma única espécie de árvore (como de *P. elliotii* e *A. angustifolia*) em plantações comerciais de árvores resulta em uma menor diversidade de habitat na copa quando comparada a floresta natural, o que as torna menos atrativas para as aves que forrageiam neste estrato (Mardsen et al., 2001; Faria et al., 2006). Dentre as aves que forrageiam na copa, os frugívoros e os frugívoros/onívoros foram os menos abundantes nos plantios comerciais de árvores, como por exemplo, *Pionus*

maximiliani, *Procnias nudicollis*, *Euphonia cyanocephala* e *Tityra cayana*, enquanto que *Pteroglossus bailloni*, *Ramphastos dicolorus* e *Euphonia violacea* não foram registradas nos dois tipos de plantações. Em monoculturas de árvores a presença de fauna consumidora de frutos e sementes é apontada como positiva para o processo de sucessão florestal, por sua capacidade de dispersão de sementes (Pejchar et al., 2008). Parrotta et al. (1997) descrevem que quanto maior for a idade da plantação comercial de árvore, maior desenvolvimento é observado na estrutura da vegetação, proporcionando maior heterogeneidade do habitat, atratividade para animais dispersores de sementes e heterogeneidade climática para germinação de sementes, o que determina um aumento da proporção de espécies zoocóricas. Entretanto, a baixa abundância de espécies frugívoras nos dois plantios de árvores amostradas pode indicar a ausência de árvores com frutos, como já foi observado por Wunderle (1997) em plantios de *Pinus* spp.

Duas espécies de aves que forrageiam nas copas da floresta e que possivelmente se beneficiaram nas plantações comerciais de árvores foram os carnívoros *Micrastur ruficollis* e *M. semitorquatus* (Tabela 1). Apesar de serem espécies associadas às densas copas de florestas naturais (Jullien e Thiollay, 1996), a uniformidade e densidade de árvores de grande porte que compõem a copas das plantações comerciais de árvores supostamente atuam como poleiros que promove uma melhor visualização de suas presas (pequenos vertebrados) nos estratos mais inferiores desses ambientes.

Gray et al. (2007), avaliando trabalhos sobre a respostas de aves tropicais a perturbações ambientais, mostraram que o número e a abundância de espécies de aves insetívoros tende a diminuir, enquanto que o número e a abundância das aves granívoras tende a aumentar. Os resultados do presente trabalho coincidem com estas observações (Figs. 6a e c). Shahabuddin e Kumar (2007) apontam que a sensibilidade das aves insetívoras a mudanças de habitats (plantações comerciais de árvores) está relacionada à dependência da disponibilidade de alimento (invertebrados), que por sua vez também são bastante sensíveis a qualquer alteração de habitat ou micro-habitat (Dial et al., 2006).

Em relação aos granívoros, quatro espécies de aves (44%) foram registradas exclusivamente nas plantações comerciais com árvores (*Leptotila verreauxi*, *Cyanocompsa brissonii*, *Poospiza lateralis*, *Sicalis flaveola*), enquanto outras quatro espécies (44%) foram mais abundantes nos plantios (*Crypturellus obsoletus*, *Odontophorus capueira*, *Patagioenas*

picazuro e *Zonotrichia capensis*). Dessas aves granívoras registradas, com exceção de *C. obsoletus*, todas são espécies florestais-generalistas e que habitam freqüentemente áreas abertas (Sick, 1997). Gray et al. (2007) atribuem a frequente invasão de espécies de plantas colonizadoras, como gramíneas, em ambientes não naturais e perturbados (Barlow et al., 2002; Charbonneau e Fahring, 2004) ao aumento de aves granívoros, mais generalistas e de habitat não-florestais nesses ambientes. Apesar de monoculturas de árvores formadas por espécies exóticas serem descritas como desertos de biodiversidade (Kwok e Corlett, 2000; Petit e Petit, 2003), diversos estudos apontam que determinadas estruturas e componentes (estrato superior aberto, recurso alimentar, presença de sub-bosque denso, proximidade a áreas naturais, local para nidificação) existentes nessas plantações comerciais de árvores e que estão ausentes na floresta natural são atrativos para as algumas espécies de aves (Mitra e Sheldon, 1993; Renjifo, 2001; Willis, 2003).

Espécies de aves generalistas quanto à alimentação apresentam uma dieta composta por uma variedade de recursos e muitas vezes oportunista, o que permite o consumo de diferentes tipos de alimentos considerando sua disponibilidade (Willis 1979). No presente estudo, essas aves generalistas (onívoros, frugívoros/onívoros e insetívoros/onívoros) apresentaram números médios de espécies e abundâncias relativas semelhantes nos três ambientes. A disponibilidade de um recurso alimentar pode ser uma das principais limitações da presença de aves em plantações comerciais de árvores (Wunderle, 1997; Moegenburg e Levey, 2003). Isto sugere que a maior variedade e flexibilidade na escolha de alimento das aves generalistas são fatores que podem facilitar a ocupação e exploração de um grande número de habitats por esse grupo (Willis, 1979; Renjifo, 1999). A possibilidade de consumir diferentes tipos de alimentos provavelmente permite que essas espécies de aves não se restrinjam a um único ambiente para se alimentarem, facilitando sua distribuição em diferentes tipos de plantações comerciais de árvores.

Do total de espécies ameaçadas ou quase-ameaçadas, sete estiveram presentes tanto na floresta natural quanto na plantação de *A. angustifolia*. Contudo, as espécies ameaçadas ou quase-ameaçadas estiveram em menor abundância, com exceção de *S. indigoticus* e *L. setaria*, no plantio nativo. A maior abundância de *L. setaria* no plantio de *A. angustifolia* não é surpresa, uma vez que esta espécie é totalmente dependente desta

espécie de árvore (Sick 1997). Resultados semelhantes já foram observados em outro plantio desta conífera nativa na região da Argentina por Zurita et al. (2006). Em relação ao *S. indigoticus*, a presença do sub-bosque nas plantações comerciais de árvores e a proximidade a floresta natural podem ter influenciado este resultado, como já foi observado para outras espécies pertencentes à mesma família desta espécie na América do Sul (Vergara e Simontti, 2003; 2006).

A única espécie citada na lista local e não na global foi o *P. scuttatus*, uma espécie de hábitos frugívoros e que apresenta preferência por habitats mais conservados. A drástica fragmentação florestal que o Paraná sofreu nas últimas décadas é apontada como limitante a sua distribuição e sobrevivência nesse estado. Essa espécie apresenta um elaborado sistema social de seleção sexual, envolvendo grande contato entre suas populações e que pode ser fortemente afetado pela fragmentação de seu habitat e conseqüentemente de suas populações (Mikich e Bénelis, 2004).

Somente o *D. galeatus* está presente nas duas listas consideradas, sendo que na lista regional está em uma categoria superior à apresentada pela IUCN (2007). O rápido declínio populacional em razão da perda do habitat florestal é apontado como principal fator de ameaça (Birdlife International, 2008). Os registros desta espécie no Paraná são escassos (Mikich e Bénelis, 2004), sugerindo sua baixa densidade, o que a torna mais vulnerável a perda e alteração de habitat (Goerck, 1997; Birdlife International, 2008). Essa espécie também está na categoria “ criticamente em Perigo ” nos estados do Rio Grande do Sul (Bencke et al., 2003) e São Paulo (São Paulo, 1998), e “ Vulnerável ” nacionalmente (MMA, 2008).

Os resultados apresentados no presente trabalho demonstraram que plantio de *P. elliotii*, é pouco atrativo para várias espécies de aves, como as florestais-dependentes, as que apresentam hábitos alimentares mais especializados, como as insetívoras e frugívoras, e as que já tem risco de extinção, o que resulta em redução da biodiversidade local. Entretanto, fatores locais do plantio de *A. angustifolia*, como a proximidade a área natural e presença de sub-bosque, podem amenizar esta redução. Estes fatores locais reforçariam os objetivos de programas de recuperação de áreas degradadas e que utilizam o plantio de árvores como acelerador da sucessão florestal.

Porém, somente um programa de monitoramento de aves a longo prazo, que forneça dados da dinâmica populacional das espécies, pode revelar em que medida monoculturas de árvores comerciais são realmente úteis em ações de manejo e restauração. Somente assim pode-se avaliar com maior consistência a possibilidade de conciliar interesses econômicos à conservação da biodiversidade.

5. Agradecimentos

Ao Programa de Pós-Graduação em Zoologia (Doutorado) da Universidade Federal do Paraná. Ao Programa de Mestrado em Ciências Biológicas (Zoologia e Botânica) da Universidade Estadual de Londrina. A Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (Capes) pela bolsa de estudo. Ao Programa Mata Atlântica (CNPq - processo 690146/01-9) pelo apoio financeiro do trabalho em campo. Ao Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA), pela autorização de trabalho e facilidade logística durante a execução a atividade em campo. Aos funcionários Jonas e Edson da Universidade Estadual de Londrina pelo apoio ao transporte à área de amostragem.

6. Referências

- Aleixo, A., 1999. Effects of selective logging on a bird community in the Brazilian Atlantic forest. *Condor* 101, 537-548.
- Almeida, A. F., 1996. Interdependência das florestas plantadas com a fauna silvestre. *Série Técnica IPEF* 10, 36-44.
- Anjos, L., Schuchmann, K. L., Berndt, R. A., 1997. Avifaunal composition, species richness, and status in the Tibagi River Basin, Parana State, southern Brazil. *Ornitol. Neotrop.* 8, 145-173.
- Anjos, L. 2001. Bird communities in five Atlantic forest fragments in southern Brazil. *Ornitol. Neotrop.* 12, 11-27.

- Antogiovanni, M., Metzger, J.P., 2005. Influence of matrix habitats on the occurrence of insectivorous bird species in Amazonian forest fragments. *Biol. Conserv.* 122, 441-451.
- Baker, M., Lacki, M.J., 1997. Short-term changes in bird communities in response to silvicultural prescriptions. *For. Ecol. Manage.* 96, 27-36.
- Barbosa, C.E.A., Benato, T., Cavaleiro, A.L., Torezan, J.M.D., 2009. Diversity of regenerating plants in reforestations with *Araucaria angustifolia* (Bertol.) O. Kuntze of 12, 22, 35, and 43 years of age in Paraná State, Brazil. *Restor. Ecol.* 17, 60-67.
- Barlow, J., Haugaasen, T., Peres, C.A., 2002. Effects of ground fires on understory bird assemblages in Amazonian forests. *Biol. Conserv.* 105, 157-169.
- Barlow, J., Mestre, L.A.M., Gardner, T.A., Peres, C.A., 2007a. The value of primary, secondary and plantation forests for Amazonian birds. *Biol. Conserv.*, 136, 212-231.
- Barlow, J., Gardner, T.A., Araujo, I.S., Ávila-Pires, T.C., Bonaldo, A.B., Costa, J.E., Esposito, M.C., Ferreira, L.V., Hawes, J., Hernandez, M.I.M., Hoogmoed, M.S., Lo-Man-Hung, N.F., Malcolm, J.R., Martins, M.B., Mestre, L.A.M., Miranda-Santos, R., Nunes-Gutjahr, A.L., Overal, W.L., Parry, L., Peters, S.L., Ribeiro-Junior, M.A., da Silva, M.N.F., da Silva Motta, C., Peres, C.A., 2007b. Quantifying the biodiversity value of tropical primary, secondary, and plantations forests. *Proc. Nati. Acad. Sci.* 20, 18555-18560.
- Bélisle, M., Desrochers, A., Fortin, M.-J., 2001. Influence of forest cover on the movements of forest birds: a homing experiment. *Ecology* 82, 1893-1904.
- Bencke, G.A., Fontana, C.S., Dias, R.A., Maurício, G.N., Mahler-JR., J.K.F., 2003. Aves. In Fontana, C., Bencke, G.A., Reis, R.E. (Eds.). *Livro vermelho da fauna ameaçada de extinção no Rio Grande do Sul*. EDIPUCRS: Porto Alegre.
- Bibby, C.J., Burgess, N.D., Hill, D.A., 1992. *Bird census techniques*. Academic Press: London.
- Bierregaard, R.O. Jr., Lovejoy, T.E., Kapos, V., Santos, A.A., Hutchings, R.W., 1992. The biological dynamics of tropical rainforest fragments. *BioScience* 42, 859-866.
- BirdLife International, 2008. Most Endemic Bird Areas are in the tropics and important for other biodiversity too. Presented as part of the BirdLife State of the world's birds website. <http://www.biodiversityinfo.org/sowb/casestudy.php?r=introduction&id=21>.

- Blondel, J., Ferry, C., Frochet, B., 1970. La méthode des indices ponctuels d'abondance (I.P.A.) ou des relevés d'avifaune par "stations d'écoute". *Alauda* 38, 55-71.
- Brown Jr, T., Brown, G.G., 1992. Habitat alteration and species loss in Brazilian forest. In: Whitmore, T.C., Sayer, J. (Eds.). *Tropical deforestation and species extinction*. Chapman and Hall: London, pp. 119-142.
- Carnus, J., Parrotta, J., Brockerhoff, E., Arbez, M., Jactel, H., Kremer, D., Lamb, K., O'Hara, K., Walters, B., 2006. Planted forests and biodiversity. *J Forest*. 104, 65-77.
- Castella, P.R., Britez, R.M., 2004. A floresta com araucária no Paraná: conservação e diagnóstico dos remanescentes florestais. Fundação de Pesquisas Florestais do Paraná; Curitiba, Ministério do Meio Ambiente: Brasília.
- CBRO, 2008. Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos. Listas das aves do Brasil. Versão 5/10/2008. <http://www.cbro.org.br>.
- Charbonneau, N.C., Fahrig, L., 2004. Influence of canopy cover and amount of open habitat in the surrounding landscape on proportion of alien plant species in Forest sites. *EcoScience* 11, 278-281.
- Colwell, R.K., 2006. EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 8.0.0. User's Guide and application published at: <http://purl.oclc.org/estimates>.
- Dial, R.J., Ellwood, M.D.F., Turner, E.C., Foster, W.A., 2006. Arthropod abundance, canopy structure and microclimate in a Bornean Lowland Tropical Rain Forest. *Biotropica* 38, 643-652.
- Díaz, I.A., Carbonell, R., Santos, T., Tellería, J.L., 1998. Breeding bird communities in pine plantations of the Spanish plateaux: biogeography, landscape and vegetation effects. *J. Appl. Ecol.* 35, 562-574.
- Duncan, R.S., Chapman, C.A., 2003. Consequences of plantation harvest during tropical restoration in Uganda. *For. Ecol. Manage.* 173, 235-250.
- Erwin, T.L., 1988. The Tropical Forest Canopy: The Heart of Biotic Diversity. In: Wilson, E.O. (ed.), *Biodiversity*, National Academy Press, Washington, D.C., pp.123-129.

- Fahring, L., 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Ann. Ecol. Evol. System.* 34, 487-515.
- FAO, 2000. The global outlook for present and future wood supply from forest plantation. Working Paper No. GFPOS/WP/03, FAO.
- FAO, 2005. Global Forest Resources Assessment 2005, Progress towards sustainable forest management. Forestry Paper 147. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome.
- Faria, D., Laps, R.R., Baumgarten, J., Cetra, M., 2006. Bat and birds assemblages from forests and shade cocoa plantations in two contrasting landscape in Atlantic Forest of southern Bahia, Brazil. *Biod. Conserv.* 15, 587-612.
- Farwing, N., Sajita, N., Böhning-Gaese, K., 2008. Conservation value of forest plantation for bird communities in western Kenya. *For. Ecol. Manage.* 255, 3885-3892.
- Felton, A., Wood, J., Felton, A.M., Hennessey, B., Lindenmayer, D.B., 2008. Bird community responses to reduce-impact logging in a certified forestry concession in lowland Bolivia. *Biol. Conserv.* 141, 545-555.
- Fischer, J., Lindenmayer, D.B., Manning, A.D., 2006. Biodiversity, ecosystem function, and resilience: ten guiding principles for commodity production landscapes. *Front. Ecol. Environ.* 4, 80-86.
- Ford, H.A., Barrett, G.W., Sauters, D.A., Recher, H.F., 2001. Why have birds in the woodland of Southern Australia declined? *Biol. Conserv.* 97, 71-88.
- Galvão, F., Kuniyoshi, Y.S., Roderjan, C.V., 1989. Levantamento fitossociológico das principais associações arbóreas da Floresta Nacional de Irati-PR. *Floresta* 19, 30-49.
- Gascon, C., Lovejoy, E.T., Bierregaard, R., Malcolm, O.J.R., Soutffer, P.C., Vasconcelos, H.L., Laurance, B.Z., Tocher, M., Borges, S., 1999. Matrix habitat and species richness in tropical forest remnants. *Biol. Conserv.* 91, 223-229.
- Gates, J.E., Gysel, I.W., 1978. Avian nest dispersion and fledging success in field-forest ecotones. *Ecology* 59, 871-883.

- Geldenhuys, C.J., 1997. Native forest regeneration in pine and eucalypt plantation in Northern Province, South Africa. *For. Ecol. Manage.* 99, 101-115.
- Goerk, J.M., 1997. Patterns of rarity in the birds of the Atlantic forest of Brazil. *Conserv. Biol.* 11, 112-118.
- Gotelli, N.J., Colwell, R.K., 2001. Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. *Ecol. Lett.* 4, 379-391.
- Gotelli, N.J., Entsminger, G.L., 2001. EcoSim: Null models software for ecology. Version 7.0. Acquired Intelligence Inc. & Kesy-Bear. <http://homepages.together.net/~gentsmin/ecosim.htm>
- Gray, M.A., Baldauf, S.L., Mayhew, P.J., Hill, J.K., 2007. The response of avian feeding guilds to tropical forest disturbance. *Conserv. Biol.* 21, 133-141.
- Hartley, M.J., 2002. Rationale and methods for conserving biodiversity in plantation forests. *For. Ecol. Manage.* 155, 81-95.
- Hughes, J.B., Daily, G.C., Ehrlich, P.R., 2002. Conservation of tropical forest birds in countryside habitats. *Ecol. Lett.* 5, 121-129.
- Hutto, R.L., Pletschet, M., Hendricks, P., 1986. A fixed-radius point count method for nonbreeding and breeding season use. *Auk* 103, 593-602.
- IUCN, 2007. Red List of Threatened Species. <http://www.iucnredlist.org>.
- Jullien, M., Thiollay, J.M., 1996. Effects of rain forest disturbance and fragmentation: comparative changes of the raptor community along natural and human-made gradients in French Guiana. *J. Biogeogr.* 23, 7-25.
- Keenan, R., Lamb, D., Woldring, O., Irvine, T., Jensen, R., 1997. Restoration of plant biodiversity beneath tropical tree plantations in Northern Australia. *For. Ecol. Manage.* 99, 117-131.
- Klein, R.M., 1960. O aspecto dinâmico do pinheiro brasileiro. *Sellowia* 12, 17-51.
- Kwok, H.K., Corlett, R.T., 2000. The bird community of a natural secondary forest and a *Lophostemon confertus* plantation in Hong Kong, South China. *For. Ecol. Manage.* 130, 227-234.

- Krebs, C.J., 2000. *Ecological Methodology*. 2 ed. Harper and Row Publishers: New York.
- Laurance, S.G.W., Stouffer, P.C., Laurance, W.F., 2004. Effects of road clearing on movement patterns of understory rainforest birds in Central Amazonia. *Conserv. Biol.* 18, 1099-1109.
- Lee, E.W.S., Hau, B.C.H., Corlett, R.T., 2005. Natural regeneration in exotic tree plantations in Hong Kong, China. *For. Ecol. Manage.* 212, 358-366.
- Lens, L. Van Dongen, S., Norris, K., Githiru, M., Matthysen, E., 2002. Avian persistence in fragmented rainforest. *Science* 298, 1236-1238.
- Lindenmayer, D.B., Hobbs, R., 2004. Fauna conservation in Australian plantations forest-a review. *Biol. Conserv.* 119, 151-168.
- Lindenmayer, D.B., Cunningham, R.B., MacCarthy, M.A., 1999. The conservation of arboreal marsupials in the montane ash forests of the central highlands of Victoria, south-eastern Australia. *Biol. Conserv.* 89, 83-92.
- Lindenmayer, D.B., McIntyre, S., Fischer, J., 2003. Birds in eucalypt and pine forests: landscape alteration and its implications for research models of faunal habitat use. *Biol. Conserv.* 110, 45-53.
- Lorscheitter, M.L., 1999. Pteridophyte spores of Rio Grande do Sul flora, Brazil. Part II. *Palaeontographica* 251, 71-235.
- Loyn, R.H., McNabb, E.G., Macak, P., Noble, P., 2007. Eucalypt plantations as habitat for bird on previously cleared farmland in south-eastern Australia. *Biol. Conserv.* 137, 533-548.
- Luck, G.W., Korodaj, T.N., 2008. Stand and landscape-level factors related to bird assemblages in exotic pine plantations: implications for forest management. *For. Ecol. Manage.* 255, 2688-2697.
- Lynch, J.F., Whigham, D.F., 1984. Effects of forest fragmentation on breeding bird communities in Maryland, USA. *Biol. Conserv.* 28, 287-324.
- Maack, R., 2002. *Geografia Física do Estado do Paraná*. Imprensa Oficial: Curitiba.
- Machado, R.B., Lamas, I.R., 1996. Avifauna associada a um reflorestamento de eucalipto no município de Antônio Dias, Minas Gerais. *Ararajuba* 4, 15-22.

- MacNally, R., 1994. Habitat-specific guild structure of forest birds in southeastern Australia: a regional scale perspective. *J. Animal Ecol.* 63, 988-1001.
- Magurran, A.E., 1988. *Ecological diversity and its measurement*. Princeton Univ. Press: New Jersey.
- Marsden, S.J., Whiffin, M., Galetti, M., 2001. Bird diversity and abundance in forest fragments and eucalyptus plantations around a Brazilian Atlantic Forest reserve. *Biod. Conserv.* 10, 737-751.
- Matlock, R.B., Rogers, D., Edwards, P.J., Martin, S.G., 2002. Avian communities in forest fragments and reforestation areas associated with banana plantations in Costa Rica. *Agric. Ecosyst. Environ.* 91, 199-215.
- Metzger, J.P., 2006. Como lidar com regras pouco óbvias para a conservação da biodiversidade em paisagens fragmentadas. *Natureza & Conservação* 4, 11-23.
- Mikich, S.B., Bérnils, R.S., 2004. Livro Vermelho da Fauna Ameaçada no Estado do Paraná. <http://www.pr.gov.br/iap>.
- Mitra, S.S., Sheldon, F.H., 1993. Use of an exotic tree plantation by Bornean lowland forest birds. *Auk* 110, 529-540.
- MMA, 2005. Ministério do Meio Ambiente do Brasil. Plano de Controle e Prevenção ao Desmatamento. Secretaria da Biodiversidade e Florestas. http://www.mma.gov.br/doc/desmatamento2003_2004.pdf.
- MMA, 2008. Ministério do Meio Ambiente do Brasil. Lista Nacional das Espécies da Fauna Brasileira Ameaçadas de Extinção. <http://www.mma.gov.br/port/sbf/fauna/>.
- Moegenburg, S.M., Levey, D.J., 2003. Do frugivores respond to fruit harvest? Na experimental study of short-term responses. *Ecology* 84, 2600-2612.
- Myers, N., Mittermeier, R.A., Mittermeier, C.G., Fonseca, G.A.B., Kent, J., 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403, 853-858.
- Paritsis, J., Aizen, M.A., 2008. Effects of exotic conifer plantation on the biodiversity of understory plants, epigeal beetles and birds in *Nothofagus dombeyi* forests. *For. Ecol. Manage.* 255, 1575-1583.

- Parker, T.A., Stotz, D.E., Fitzpatrick, J.W., 1996. Ecological and distribution databases. In: Stotz, D.E., Fitzpatrick, J.W., Parker, T.A., Moskovits, D.K. (Eds.). Neotropical birds: Ecology and conservation. University of Chicago Press: Illinois, pp. 131-436.
- Parrotta, J.A., Turnbull, J.W., Jones, N., 1997. Catalyzing native forest regeneration on degraded tropical lands. *For. Ecol. Manage.* 99, 1-7.
- Pejchar, L., Pringle, R.M., Ranganathan, J., Zook, J.R., Duran, G., Oviedo, F., Daily, G.C., 2008. Birds as agents of seed dispersal in a human-dominated landscape in southern Costa Rica. *Biol. Conserv.* 141, 536-544.
- Petit, L.J., Petit, D.R., Christian, D.G., Powell, H.D.W., 1999. Bird communities of natural and modified habitats in Panama. *Ecography* 22, 292-304.
- Petit, L.J., Petit, D.R., 2003. Evaluating the importance of human-modified lands for neotropical bird conservation. *Conserv. Biol.* 17, 687-694.
- Ramovs, B., and Roberts, M. 2003. Understory vegetation and environment responses to tillage, forest harvesting and conifer plantation development. *Ecol. Appl.* 13, 1682-1700.
- Renjifo, L.M., 1999. Composition changes in a subandean avifauna after long-term forest fragmentation. *Conserv. Biol.* 13, 1124-1139.
- Renjifo, L.M., 2001. Effects of natural and anthropogenic landscape matrices on the abundance of subandean bird species. *Ecol. Appl.* 11, 14-31.
- Ribon, R., Simon, J.E., Mattos, G.T., 2003. Bird extinctions in Atlantic Forest fragments of the Viçosa Region, Southeastern Brazil. *Conserv. Biol.* 17, 1827-1839.
- Rosenberg, D.K., Noon, B.R., Meslow, E.C., 1997. Biological corridors: form, function, and efficacy. *BioScience* 47, 677-687.
- Santos, T., Tellería, J.L., Carbonell, R., 2002. Bird conservation in fragmented Mediterranean forests of Spain: Effects of geographical locations, habitat and landscape degradation. *Biol. Conserv.* 105, 113-125.
- Santos, T., Tellería, J.L., Díaz, M., Carbonell, R., 2006. Evaluating the benefits of CAP reforms: Can afforestations restore bird diversity in Mediterranean Spain? *Basic Appl. Ecol.* 7, 483-495.

- São Paulo, 1998. Fauna ameaçada no estado de São Paulo. Série Documentos Ambientais. Secretaria do Meio Ambiente: São Paulo, Brasil.
- SBS, 2007. Sociedade Brasileira de Silvicultura. Fatos e Números do Brasil Florestal. <http://www.sbs.org.br/FatoseNumerosdoBrasilFlorestal.pdf>.
- Sekercioglu, C.H., Ehrlich, P.R., Daily, G.C., Aygen, D., Goehring, D., Sandi, R.F. 2002. Disappearance of insectivorous birds from tropical forest fragments. *Proc. Nati. Acad. Sci. U.S.A.* 99, 263-267
- Sekercioglu, C.H., Daily, G.C., Ehrlich, P. R., 2004. Ecosystem consequences of bird declines. *Proc. Nati. Acad. Sci. U.S.A.* 101, 18042-18047.
- Sekercioglu, C.H., 2002. Effects of forestry practices on vegetation structure and bird community of Kibale National Park, Uganda. *Biol. Conserv.* 107, 229-240.
- Shahabuddin, G., Kumar, R., 2007. Effects of extractive disturbance on bird assemblages, vegetation structure and floristics in tropical scrub forest, Sariska Tiger Reserve, Índia. *For. Ecol. Manage.* 246, 175-185.
- Sick, H., 1997. *Ornitologia brasileira*. Editora Nova Fronteira: Rio de Janeiro.
- Sieving, K.E., Willson, M.F., Santo, T.L., 1996. Habitat barriers to movement of understory birds in fragmented south-temperate rainforest. *Auk* 113, 944-946.
- Stouffer, P.C., Bierregaard Jr., R.O., 1995. Use of Amazonian forest fragments by understory insectivorous birds. *Ecology* 76, 2429-2445.
- Stratford, J.A., Robinson, W.D., 2005. Gulliver travels to the fragmented tropics: geographic variation of avian extinction. *Front. Ecol. Environ.* 3, 91-98.
- Stratford, J.A., Stouffer, P.C., 1999. Local extinctions of terrestrial insectivorous birds in a fragmented landscape near Manaus, Brazil. *Conserv. Biol.* 13, 1416-1423.
- Tellería, J.L., Santos, T., 1997. Seasonal and interannual occupation of a forest archipelago by insectivorous passerines. *Oikos* 78, 239-248.
- Terborgh, J., 1992. Maintenance of diversity in tropical forests. *Biotropica* 24, 283-292.
- Tilman, D., May, R.M., Lehman, G.L. Nowak, M.A., 1994. Habitat destruction and the extinction debt. *Nature* 371, 65-66.

- Tomasevic, J.A., Estades, C.F., 2008. Effects of the structure of pine plantations on their “softness” as barrier for ground-dwelling forest birds in south-central Chile. *For. Ecol. Manage.* 255, 810-816.
- Uezu, A. Beyer, D.D., Metzger, J.P., 2008. Can agroforest woodlots work as stepping stones for birds in the Atlantic forest region? *Biod. Conserv.* 17, 1907-1922.
- Vergara, P.M., Simonetti, J.A., 2003. Forest fragmentation and rhinocryptid nest predation in central Chile. *Acta Oecol.* 24, 285-288.
- Vergara, P.M., Simonetti, J.A., 2006. Abundance and movement of understory birds in a Maulino forest fragmented by pine plantations. *Biod. Conserv.* 15, 3937-3947.
- Volpato, G.H., Anjos, L., Poletto, F., Serafini, P.P., Lopes, E.V., Fávoro, F.L., 2006. Terrestrial passerines in an Atlantic forest remnant of Southern Brazil. *Braz. J. Biol.* 66, 473-478.
- Volpato, G.H., Lopes, E.V., Mendonça, L.B., Boçon, R., Bisheimir, M.V., Serafini, P.P., Anjos, L., 2009. The use of the point count method for bird survey in the Atlantic forest. *Rev. Braz. Zool.* (Aceito para ser publicado: no. 26, v. 1).
- Willis, E.O., 1979. The composition of avian communities in remanescent woodlots in southern Brazil. *Papéis Avulsos Zool.* 33, 1-25.
- Willis, E.O., 2003. Birds of a Eucalyptus woodlot in interior São Paulo. *Braz. J. Biol.* 63, 141-158.
- Willson, M.F., 1974. Avian community organization and habitat structure. *Ecology* 55, 1017-1029.
- Wunderle, J.M., 1997. The role of animal seed dispersal in accelerating native forest regeneration on degraded tropical lands. *For. Ecol. Manage.* 99, 223-235.
- Zar, J.H., 1999. *Biostatistical analysis*. Prentice-Hall: New Jersey.
- Zhijun, W., Young, S.S., 2003. Differences in bird diversity between two swidden agricultural sites in mountainous terrain, Xishuangbanna, Yunnan, China. *Biol. Conserv.* 110, 231-243.
- Zurita, G.A., Rey, N., Varela, D.M., Villagra, M., Bellocq, M.I., 2006. Conversion of the Atlantic Forest into native and exotic tree plantations: Effects on bird communities from the local and regional perspectives. *For. Ecol. Manage.* 235, 164-173.

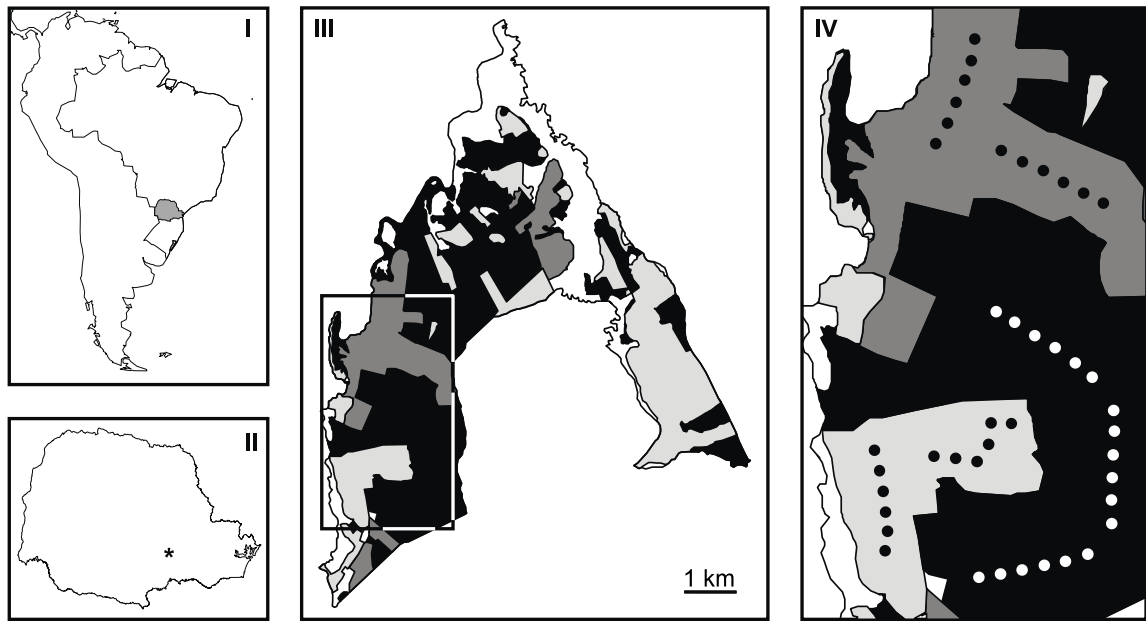


Figura 1. Localização da Flona de Irati no Estado do Paraná, sul do Brasil (I e II) e representação esquemática do mosaico ambiental analisado (III) com a indicação das áreas e pontos de amostragem (IV, cada círculo representando um ponto). Em preto a Floresta Ombrófila Mista (FN), em cinza escuro plantação de *A. angustifolia* (FA) e em cinza claro plantação de *P. elliottii* (FP). Em branco estão representados outras áreas, como construção, áreas alagadas e outros tipos de plantações, como do gênero *Eucalyptus*.

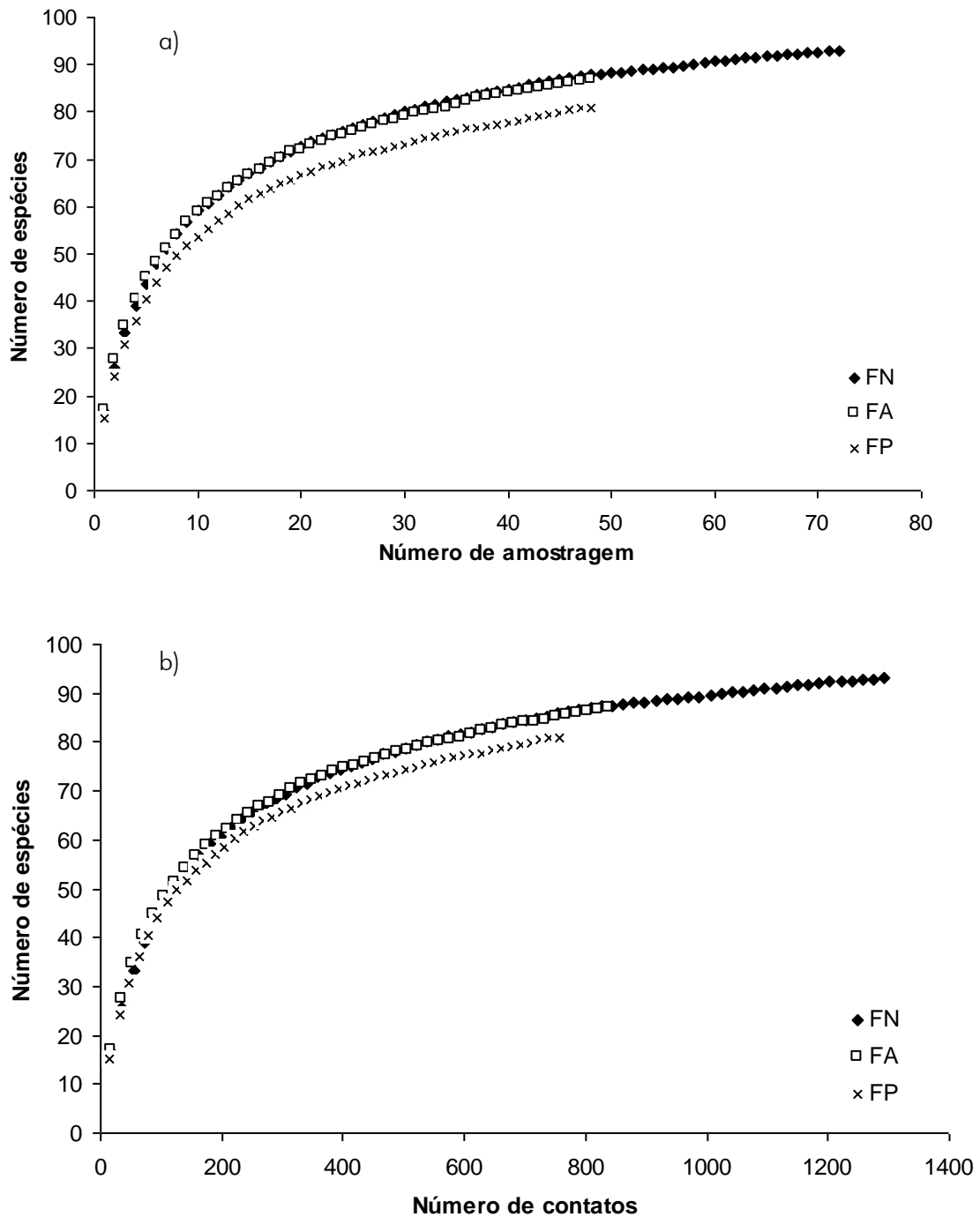


Figura 2. (a) Curva de rarefação de espécies em relação ao número de amostragem e (b) Curva de rarefação de espécies em relação ao número de contatos estimados nos três ambientes amostrados na Floresta Nacional de Irati, sul do Paraná, Brasil. FN: Floresta Ombrófila Mista; FA: Plantação de *A. angustifolia*; FP: Plantação de *P. elliottii*.

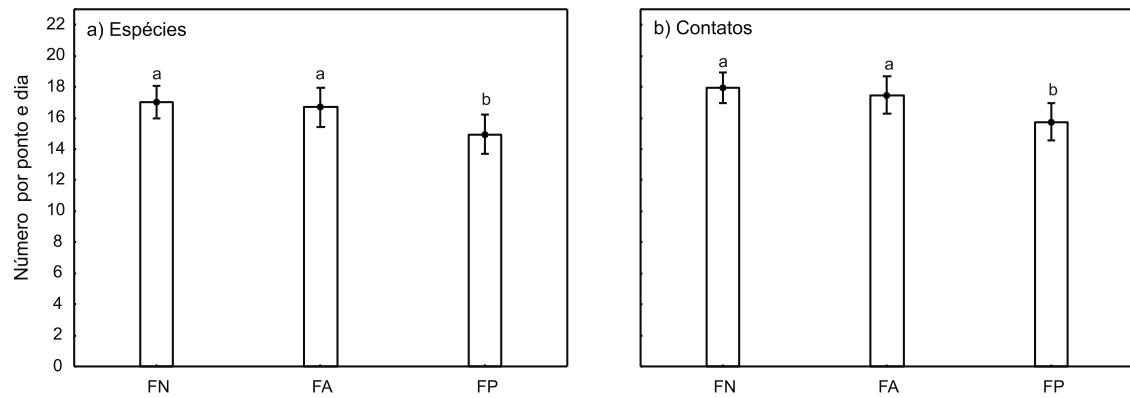


Figura 3. (a) Média (Intervalo de confiança: 0,95) do número de espécies e (b) Média (Intervalo de confiança: 0,95) do número de contatos, registrados por ponto e por dia de amostragem nos três tipos de ambientes amostrados na Floresta Nacional de Irati, sul do Paraná, Brasil. FN: Floresta Ombrófila Mista; FA: Plantação de *A. angustifolia*; FP: Plantação de *P. elliotii*. Letras distintas entre os diferentes tipos de ambientes indicam diferença significativa (teste *posteriori* LSD, $p < 0,05$).

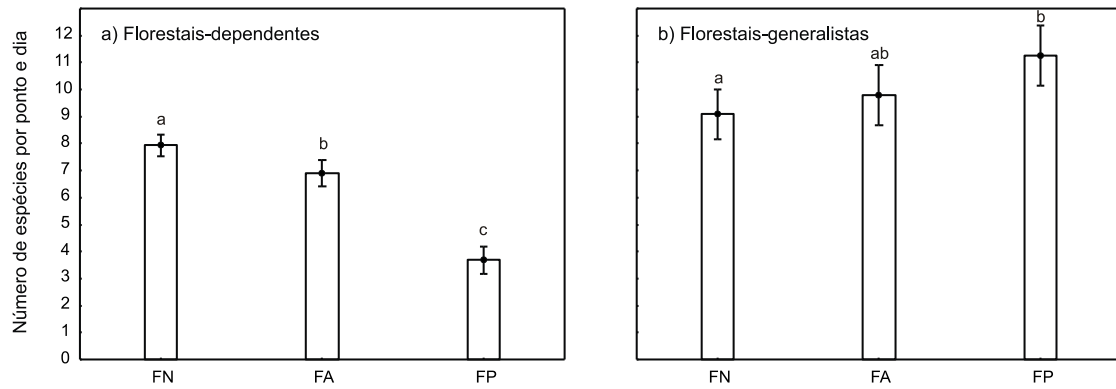


Figura 4. (a) Média (Intervalo de confiança: 0,95) do número de espécies florestais-dependentes e (b) Média (Intervalo de confiança: 0,95) do número de espécies florestais-generalistas, registrados por ponto e por dia de amostragem nos três tipos de ambientes amostrados na Floresta Nacional de Irati, sul do Paraná, Brasil. FN: Floresta Ombrófila Mista; FA: Plantação de *A. angustifolia*; FP: Plantação de *P. elliotii*. Letras distintas entre os diferentes tipos de ambientes indicam diferença significativa (teste *posteriori* LSD, $p < 0,05$).

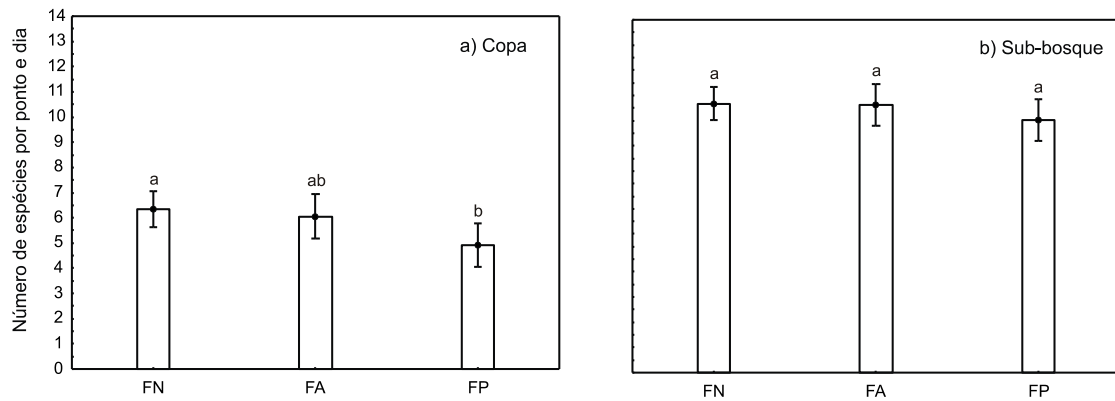


Figura 5. (a) Média (Intervalo de confiança: 0,95) do número de espécies que forrageiam na copa e (b) Média (Intervalo de confiança: 0,95) do número de espécies que forrageiam no sub-bosque, registrados por ponto e por dia de amostragem nos três tipos de ambientes amostrados na Floresta Nacional de Irati, sul do Paraná, Brasil. FN: Floresta Ombrófila Mista; FA: Plantação de *A. angustifolia*; FP: Plantação de *P. elliottii*. Letras distintas entre os diferentes tipos de ambientes indicam diferença significativa (teste *posteriori* LSD, $p < 0,05$).

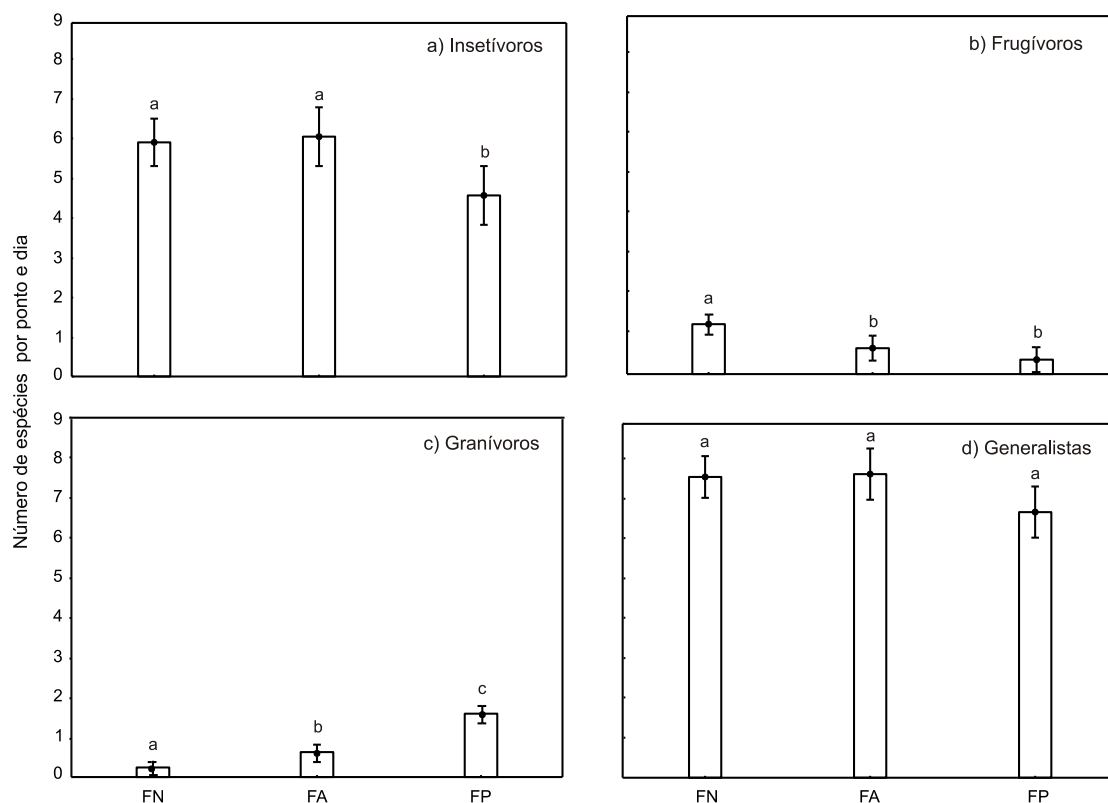


Figura 6. (a) Média (Intervalo de confiança: 0,95) do número de espécies Insetívoras, (b) Média (Intervalo de confiança: 0,95) do número de espécies frugívoras, (c) Média (Intervalo de confiança: 0,95) do número de espécies Granívoras e (d) Média (Intervalo de confiança: 0,95) do número de espécies Generalistas (Onívoros, Frugívoro/onívoros, Insetívoro/onívoros), registrados por ponto e por dia de amostragem nos três tipos de ambientes amostrados na Floresta Nacional de Irati, sul do Paraná, Brasil. FN: Floresta Ombrófila Mista; FA: Plantação de *A. angustifolia*; FP: Plantação de *P. elliottii*. Letras distintas entre os diferentes tipos de ambientes indicam diferença significativa (teste *posteriori* LSD, $p < 0,05$).

Tabela 1. Características ecológicas das espécies de aves registradas nos três ambientes (FN: Floresta Ombrófila Mista; FA: Plantio de *A. angustifolia*; FP: Plantio de *P. elliottii*) amostradas na Floresta Nacional de Irati, sul do Paraná, Brasil. Em relação à dependência ao habitat de interior de floresta as aves foram classificadas em florestais-dependentes (FD) e Florestais-generalistas (FG), que seguiu a proposta de Zurita et al. (2006) e foi complementada quando necessário por ^(a) Anjos et al. (1997), ^(b) Aleixo (1999) e ^(c) Sick (1997). A categoria trófica alimentar foi classificada em Carnívoros (C), Frugívoros (F), Frugívoro/Onívoros (F/O), Insetívoros (I), Insetívoro/Onívoros (I/O), Onívoros (O), Nectarívoros (N) e Granívoros (G) e os estratos preferenciais de forrageio em espécies de Copa (C) e espécies de Sub-bosque (S). As espécies ameaçadas ou quase-ameaçadas foram identificadas em Lista de Espécies Ameaçadas Globalmente (IUCN) e Lista da Fauna de Espécies Ameaçadas no estado do Paraná (PR): em ambas os casos: NT = Quase-ameaçada, Vu = Vulnerável: CR = Criticamente em perigo. (*) significativo teste G_{adj} , $p < 0,05$; (^{ns}) não significativo.

Espécies	Habitat	Hábito	Estrato	Abundância relativa (IPAx100)			Teste G_{adj}
				FN	FA	FP	
<i>Crypturellus obsoletus</i>	FD	G	S	1,4	10,4	18,8	17,4*
<i>Penelope obscura</i>	FG ^b	F/O	S	4,2			
<i>Odontophorus capueira</i>	FD	G	S	4,2	2,1	10,4	6,4*
<i>Rupornis magnirostris</i>	FG	O	C	2,8	4,2	33,3	41,4*
<i>Milvago chimachima</i>	FG	O	C	9,7	22,9	22,9	6,9*
<i>Micrastur ruficollis</i>	FD ^a	C	C	20,8	22,9	16,7	1,0 ^{ns}
<i>Micrastur semitorquatus</i>	FD	C	C	1,4	16,7	6,2	15,5*
<i>Patagioenas picazuro</i>	FG	G	S	2,8	12,5	27,1	22,8*
<i>Leptotila verreauxi</i>	FG	G	S		2,1		
<i>Leptotila rufaxilla</i>	FG	G	S	2,8			
<i>Pyrrhura frontalis</i>	FD	F	C	40,3	29,2	33,3	1,8 ^{ns}
<i>Pionus maximiliani</i>	FG	F	C	11,1	2,1	4,2	7,2*
<i>Tapera naevia</i>	FG ^a	O	S	1,4		2,1	0,1 ^{ns}
<i>Thalurania glaucopis</i>	FG	N	S			6,3	
<i>Leucocloris albicollis</i>	FG	N	S		2,1	2,1	
<i>Trogon surrucura</i>	FG	F/O	S	48,6	31,3	72,9	17,2*
<i>Trogon rufus</i>	FD	F/O	S	16,7	12,5	2,1	13,2*
<i>Baryphthengus ruficapillus</i>	FD	F/O	S	30,6	6,3	4,2	29,1*
<i>Ramphastos dicolorus</i>	FD	F	C	16,7			

Continuação Tabela 1.

Espécies	Habitat	Hábito	Estrato	Abundância relativa (IPAx100)			Teste G_{adj}
				FN	FA	FP	
<i>Selenidera maculirostris</i>	FD ^a	F	C		2,1		
<i>Pteroglossus bailloni</i>	FD ^{ab}	F	C	1,4			
<i>Picumnus temmincki</i>	FG ^a	I	S			2,1	
<i>Melanerpes flavifrons</i>	FG ^a	I	C	5,6	2,1	18,8	16,9*
<i>Veniliornis spilogaster</i>	FG	I	C	15,3	10,4	10,4	1,2 ^{ns}
<i>Piculus aurulentus</i> (NT-IUCN)	FD ^a	I	S	18,1	14,6	12,5	1,0 ^{ns}
<i>Colaptes melanochloros</i>	FG	I	S	2,8	2,1		0,1 ^{ns}
<i>Dryocopus galeatus</i> (VU-IUCN; CR-PR)	FD ^c	I	S	1,4	2,1		0,1 ^{ns}
<i>Dryocopus lineatus</i>	FG	I	S	13,9	14,6	16,7	0,3 ^{ns}
<i>Campephilus robustus</i>	FG ^b	I	S	4,2			
<i>Batara cinerea</i>	FD	I	S		4,2	2,1	0,7 ^{ns}
<i>Mackenziaena leachi</i>	FD	I/O	S			2,1	
<i>Thamnophilus caerulescens</i>	FG	I	S	13,9	31,3	27,1	7,3*
<i>Dysithamnus mentalis</i>	FD	I	S	40,3	50,0	41,7	1,2 ^{ns}
<i>Drymophila malura</i>	FD	I	S		4,2	2,1	0,7 ^{ns}
<i>Drymophila rubricollis</i>	FD	I	S		2,1	10,4	6,0*
<i>Conopophaga lineata</i>	FG	I/O	S	15,3	12,5	8,3	2,1 ^{ns}
<i>Scytalopus indigoticus</i> (NT-IUCN)	FD ^a	I/O	S	4,2	8,3	8,3	1,8 ^{ns}
<i>Chamaeza campanisona</i>	FD	I/O	S	79,2	33,3		19,2*
<i>Sclerurus scansor</i>	FD ^{ab}	I/O	S		2,1		
<i>Sittasomus griseicapillus</i>	FD ^b	I	S	87,5	79,2	37,5	23,2*
<i>Xyphocolaptes albicollis</i>	FD ^a	I	S	13,9	4,2	2,1	11,0*
<i>Dendrocolaptes platyrostris</i>	FG ^b	I	S	43,1	43,8	35,4	1,1 ^{ns}
<i>Xiphorhynchus fuscus</i>	FD ^a	I	S	50,0	22,9	33,3	10,4*
<i>Lepidocolaptes squamatus</i>	FD ^a	I	S	13,9	10,4	16,7	1,4 ^{ns}
<i>Campylorhamphus falcularius</i>	FD ^a	I	S	2,8			
<i>Leptasthenura setaria</i> (NT-IUCN)	FD	I	C	95,8	118,8		2,5 ^{ns}
<i>Synallaxis ruficapilla</i>	FD	I	S	18,1	25,0	41,7	10,1*
<i>Synallaxis cinerascens</i>	FD	I	S	12,5	31,3	18,8	8,5*
<i>Synallaxis spixii</i>	FG	I	S			8,3	
<i>Cranioleuca pallida</i>	FD ^a	I	C	4,2			
<i>Anabacerthia amaurotis</i> (NT-IUCN)	FD ^a	I	C	13,9	14,6	2,1	12,2*
<i>Philydor lichtensteini</i>	FD ^a	I	C	1,4	4,2		1,4 ^{ns}
<i>Philydor atricapillus</i>	FD	I	C	4,2	4,2	8,3	1,9 ^{ns}
<i>Philydor rufum</i>	FD	I	C	26,4	2,1		24,5*
<i>Heliobletus contaminatus</i>	FD ^a	I	C	1,4			
<i>Xenops rutilians</i>	FD ^a	I	C		2,1		
<i>Mionectes rufiventris</i>	FD	I/O	S	20,8	2,1		17,7*

Continuação Tabela 1.

Espécies	Habitat	Hábito	Estrato	Abundância relativa (IPAx100)			Teste G_{adj}
				FN	FA	FP	
<i>Leptopogon amaurocephalus</i>	FD	I/O	S	9,7	16,7	6,3	5,0 ^{ns}
<i>Phyllomyias fasciatus</i>	FG ^a	O	C	8,3		2,1	4,0*
<i>Myiopagis caniceps</i>	FG ^a	O	C	20,8	20,8	16,7	0,6 ^{ns}
<i>Elaenia mesoleuca</i>	FG ^a	O	S	4,2	2,1		0,7 ^{ns}
<i>Camptostoma obsoletum</i>	FG ^a	I	C	9,7	8,3	47,9	42,2*
<i>Phylloscartes ventralis</i>	FG ^a	I	S	13,9	6,3		3,0 ^{ns}
<i>Myiornis auricularis</i>	FD ^a	O	S	1,4	6,3	2,1	3,8 ^{ns}
<i>Tolmomyias sulphurescens</i>	FG ^a	I	S	5,6	22,9	6,3	15,2*
<i>Platyrinchus mystaceus</i>	FD	I	S	61,1	39,6	12,5	34,9*
<i>Lathrotriccus euleri</i>	FG	I/O	S	22,2	10,4	31,3	10,9*
<i>Cnemotriccus fuscatus</i>	FD ^a	I	C	1,4			
<i>Contopus cinereus</i>	FG	I/O	S		12,5		
<i>Colonia colonus</i>	FG ^{ab}	I/O	C	6,9	12,5	14,6	2,9 ^{ns}
<i>Pitangus sulphuratus</i>	FG	O	C	11,1	4,2	4,2	4,5 ^{ns}
<i>Myiodinastes maculatus</i>	FG	F/O	C	16,7	16,7	33,3	7,8*
<i>Megarhynchus pitangua</i>	FG	I/O	C	2,8	2,1	4,2	0,7 ^{ns}
<i>Tyrannus melancholicus</i>	FG	I/O	C	5,6		2,1	1,6 ^{ns}
<i>Myiarchus swainsoni</i>	FG	I/O	C	1,4	2,1	2,1	0,2 ^{ns}
<i>Procnias nudicollis</i> (VU-IUCN)	FD ^{ab}	F	C	47,2	18,7		12,7*
<i>Pyroderus scutatus</i> (NT-PR)	FD ^b	F	C	5,6	6,2		0,04 ^{ns}
<i>Chiroxiphia caudata</i>	FG	F/O	S	91,7	62,5	20,8	48,4*
<i>Schiffornis virescens</i>	FG	I/O	S	66,7	75,0	27,1	26,1*
<i>Tityra inquisitor</i>	FG	F/O	C	1,4		12,5	10,2*
<i>Tityra cayana</i>	FG ^{ab}	F/O	C	22,2	6,3	10,4	10,1*
<i>Pachyramphus viridis</i>	FG ^a	O	C		6,3		
<i>Pachyramphus castaneus</i>	FG	O	C	15,3	27,1	18,8	3,5 ^{ns}
<i>Pachyramphus polychopterus</i>	FG ^a	O	C	20,8	33,3	31,3	3,3 ^{ns}
<i>Pachyramphus validus</i>	FG ^{ab}	O	S			2,1	
<i>Cyclarhis gujanensis</i>	FG	F/O	C	18,1	56,3	85,4	47,7*
<i>Vireo olivaceus</i>	FG	I/O	C	13,9	18,8	43,8	18,9*
<i>Hylophilus poicilotis</i>	FD ^a	O	C	22,2			
<i>Cyanocorax caeruleus</i>	FD ^a	F/O	C	2,8	4,2		0,3 ^{ns}
<i>Cyanocorax chrysops</i>	FG	O	S	23,6	45,8	58,3	15,5*
<i>Troglodytes musculus</i>	FG	I	S			25,0	
<i>Turdus rufiventris</i>	FG	O	S	44,4	33,3	41,7	1,7 ^{ns}
<i>Turdus amaurochalinus</i>	FG	O	S	1,4			
<i>Turdus albicollis</i>	FD	O	S	36,1	31,3	22,9	3,0 ^{ns}
<i>Pyrrhocomma ruficeps</i>	FD	I	S	11,1	12,5	45,8	30,6*

Continuação Tabela 1.

Espécies	Habitat	Hábito	Estrato	Abundância relativa (IPAx100)			Teste G_{adj}
				FN	FA	FP	
<i>Trichothraupis melanops</i>	FD	F/O	S	6,9	16,7	12,5	4,1 ^{ns}
<i>Tachyphonus coronatus</i>	FG	O	S	4,2	6,3	16,7	9,2*
<i>Thraupis sayaca</i>	FG	F/O	C		14,6	16,7	0,1 ^{ns}
<i>Tangara peruviana</i>	FG ^a	F	C	4,12	6,2		0,4 ^{ns}
<i>Tersina viridis</i>	FG ^{ab}	O	C	2,8			
<i>Hemithraupis guira</i>	FG ^a	F/O	C	16,7	16,7	2,1	15,5*
<i>Conirostrum speciosum</i>	FG	I/O	C	1,4	8,3		5,5*
<i>Zonotrichia capensis</i>	FG	G	S	12,5	37,5	114,6	102,9*
<i>Poospiza lateralis</i>	FG	G	S			2,1	
<i>Sicalis flaveola</i>	FG ^a	G	S			22,9	
<i>Saltator similis</i>	FG	O	S	16,7	33,3	102,1	77,5*
<i>Cyanocompsa brissonii</i>	FG ^c	G	S			6,3	
<i>Parula pitiayumi</i>	FG	O	C	55,6	41,7	25,0	11,9*
<i>Basileuterus culicivorus</i>	FG	I	S	37,5	64,6	60,4	8,3*
<i>Basileuterus leucoblepharus</i>	FG	I/O	S	106,9	100,0	139,6	7,5*
<i>Cacicus chrysopterus</i>	FD ^a	O	C	4,2	37,5	8,3	37,2*
<i>Cacicus haemorrhous</i>	FG	F/O	C			2,1	
<i>Euphonia violacea</i>	FG	F/O	C	9,7			
<i>Euphonia cyanocephala</i>	FG ^a	F/O	C	29,2	6,3	10,4	18,3*

Considerações finais

Os resultados do presente estudo evidenciam que a especialização a um habitat e um recurso são fatores importantes para a presença ou não de espécies de aves em plantações comerciais de árvores. Aves florestais-generalistas apresentaram maior número de espécies e contatos no plantio de *P. elliotii*, enquanto que as espécies de aves florestais-dependentes estiveram mais relacionadas como a floresta natural. Em relação às categorias tróficas, aves com dieta onívora e que forrageiam no sub-bosque estiveram mais presentes nos plantios. Entretanto, os resultados indicam que em relação à manutenção e conservação de uma comunidade de aves, o plantio de *A. angustifolia* e *P. elliotii* não devem ser tratados de maneira similar, mesmo estando próximos à floresta natural e com desenvolvimento de sub-bosque, uma vez que comunidade de aves foi mais similar entre o plantio comercial com espécie nativa e a floresta natural.

Atualmente o Brasil está entre os primeiros países do mundo em produtividade florestal. As pesquisas voltadas para o melhoramento genético e manejo florestal têm contribuído significativamente para aumentar os níveis de produtividade, além de reduzir a área necessária para o estabelecimento de novas plantações comerciais, diminuindo conseqüentemente a pressão sobre as florestas nativas. Monoculturas de árvores podem se desenvolver no mínimo $15\text{m}^3/\text{ha}/\text{ano}$, enquanto que uma floresta natural recupera-se a base de $1\text{m}^3/\text{ha}/\text{ano}$, o que corresponde que cada hectare de plantio comercial de árvore garante a proteção de pelo menos 15 hectares de floresta. Entretanto, os principais objetivos de plantações comerciais de árvores é a produção em grande escala de madeira e fibras para a produção de papel. Diante disso, e considerando os resultados obtidos no presente estudo, podem ser apontadas algumas estratégias para conciliar políticas conservacionistas para a avifauna e as atividades econômicas em monoculturas de árvores: (1) rotatividade na limpeza e no corte raso dos plantios de árvores, não expondo assim uma avifauna associada a plantações há uma mudança brusca no habitat; (2) evitar a implantação de grandes áreas de plantação comerciais com uma única espécie; (3) instalação de plantações comerciais de árvores próximas a áreas de floresta natural, para que essas florestas naturais atuem como fonte de espécies que poderão ocupar e usar as

plantações e também para que atuem como refúgios para grande parte das espécies de aves quando for realizado o corte raso dos plantios.

A busca por conciliar a conservação da biodiversidade e a manutenção e melhoria da produtividade florestal tem sido uma preocupação constante de pequenas e grandes empresas madeireiras. Essa conciliação busca atingir o Selo Verde da suas plantações de árvores concedida pelo FSC (Forest Stewardship Council). O FSC é uma Organização Não Governamental (ONG) internacional independente e sem fins lucrativos, que certifica o manejo ambientalmente correto de plantações comerciais de árvores e florestas sustentáveis do mundo inteiro. Além de empresas, propriedades rurais particulares que possuem Áreas de Preservação Permanente (APPs) também podem buscar este Selo, uma vez que é permitido o manejo florestal destas APPs. A manutenção do sub-bosque em plantações de árvores se enquadra na política do FSC, que objetiva a manutenção da biodiversidade das áreas manejadas (plantação comerciais de árvores ou florestas manejadas) e das funções ecológicas das florestas, com a regeneração e a sucessão florestal. Em contrapartida, o retorno econômico da adoção de técnicas de manejo por empresas madeireiras, como a manutenção do sub-bosque, está na crescente conscientização do público sobre a destruição e degradação das florestas e a ameaça à conservação da biodiversidade (FSC 2009[†]).

[†] FSC, 2009. Manejo Florestal Responsável: a relação entre os aspectos ambientais, sócio-culturais e econômicos. (http://www.fsc.org.br/arquivos/cartilha_principios_manejo_responsavel.pdf).