

**UNIVERSIDADE DO VALE DO RIO DOS SINOS - UNISINOS
UNIDADE ACADÊMICA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOLOGIA:
DIVERSIDADE E MANEJO DA VIDA SILVESTRE
MESTRADO**

LIANA CHESINI ROSSI

**DIVERSIDADE E COMPOSIÇÃO DE AVES EM ÁREAS REMANESCENTES DE
FLORESTA OMBRÓFILA MISTA E EM PLANTAÇÕES DE *Araucaria angustifolia* E DE
Pinus sp. NO SUL DO BRASIL**

SÃO LEOPOLDO

2015

Liana Chesini Rossi

DIVERSIDADE E COMPOSIÇÃO DE AVES EM ÁREAS REMANESCENTES DE FLORESTA
OMBRÓFILA MISTA E EM PLANTAÇÕES DE *Araucaria angustifolia* E DE *Pinus* sp. NO SUL
DO BRASIL

Dissertação apresentada como requisito
parcial para obtenção do título de
Mestre, pelo Programa de Pós-graduação
em Biologia (Diversidade e Manejo da
Vida Silvestre) da Universidade do Vale
do Rio dos Sinos - UNISINOS

Orientadora: Prof^ª. Dr^ª. Maria Virginia Petry

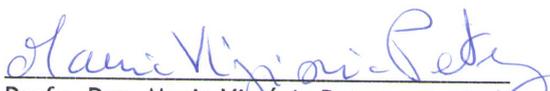
SÃO LEOPOLDO

2015

UNIVERSIDADE DO VALE DO RIO DOS SINOS - UNISINOS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOLOGIA
Área de Concentração: Diversidade e Manejo de Vida Silvestre

A dissertação intitulada 'Diversidade e composição de aves em áreas remanescentes de floresta ombrófila mista, plantação de *Araucaria angustifolia* e *Pinus* sp. no Sul do Brasil', elaborada por Liana Chesini Rossi, foi julgada adequada e aprovada por todos os membros da Banca Examinadora, para obtenção do título de MESTRE EM BIOLOGIA, com área de concentração: Diversidade e Manejo de Vida Silvestre.

Membros da Banca Examinadora da Dissertação:



Profa. Dra. Maria Virginia Petry, orientadora - Universidade do Vale do Rio dos Sinos.



Prof. Dr. Luiz dos Anjos - Universidade Estadual de Londrina.



Profa. Dra. Eliara Solange Muller - Universidade Comunitária da Região de Chapecó.

Dedico este trabalho com

amor às aves.

AGRADECIMENTOS

Quero muito agradecer a todos os amigos que estiveram junto de mim durante a realização desse trabalho que muito me completou.

À minha orientadora pelo tempo e dedicação que determinou em me orientar na realização deste trabalho, organização das ideias e identificações de vocalizações que me pregaram peças! Obrigada, Virginia! Agradeço também por ter confiado em mim e acreditado na minha competência em desenvolver esse trabalho.

Meu muito obrigada à minha querida família, aos meus pais e minha irmã em especial, que me apoiaram muito, sempre. Força e palavras de conforto são sempre bem vindas, principalmente quando a data final de entrega da dissertação vem chegando. Agradeço a Haroldo e Dorotéia, que me aqueceram e fizeram companhia durante o período de escrita deste trabalho.

Aos meus colegas e amigos de laboratório e da Unisinos pelo agradável e feliz convívio, além das produtivas discussões, troca de saberes e ajudas estatísticas. Agradeço em especial à amiga Fer pelas leituras cuidadosas e importantes questionamentos que acrescentaram muito em meu trabalho e à amiga Júlia por estar junto e ajudar com as traduções. Ao Gustavo e Júlia por localizar tão bem todo o trabalho que eu fiz em campo. Ao Matheus e a João, por me ajudarem na parte estatística. Agradeço também ao colega Luiz, que me ajudou nas atividades de campo e a amiga Angélica, por ter passado um tempo feliz junto comigo por estas florestas a fora. À amiga Ilana que estava juntos em todas as empreitadas de campo, me guiando pelas estradas.

Ao Rafa, pela cuidadosa leitura e pelas boas discussões, que mesmo não entendendo do assunto, se interessou e esteve junto comigo.

Aos funcionários das Unidades de Conservação onde foi realizado o estudo, pela disponibilização e ajuda nos trabalhos de campo.

Aos professores da Unisinos que participaram de minha banca de qualificação do projeto de mestrado, Professora Cristina Stenert e Juliano Morales de Oliveira.

Ao CNPq que possibilitou o desenvolvimento do Projeto de pesquisa Programa de Pesquisas Ecológicas de Longa Duração – PELD Sítio 9, a qual meu trabalho está vinculado.

Muito obrigada!

RESUMO

A Floresta Ombrófila Mista ou Floresta de Araucária faz parte do bioma Mata Atlântica e se distribui pela parte sul do Brasil. Originalmente ocupava uma área de 25.379.316 ha, onde hoje restam menos 12,6% de sua formação original distribuídos em pequenos e isolados fragmentos, onde a maior parte não passa de 50 ha. A perda da cobertura vegetal ocorreu inicialmente pela extração e comercialização da madeira, posteriormente, por atividades como a agricultura, pecuária e silvicultura. A atividade de silvicultura e o corte seletivo foram práticas intensamente exploradas no sul do Brasil, resultando na substituição, fragmentação e isolamento das áreas naturais, levando a redução e perda da diversidade de aves. Assim, esta dissertação teve como objetivo caracterizar a comunidade de aves de interior florestal em ambientes de Floresta Ombrófila Mista com corte seletivo e em áreas com atividade de silvicultura com espécie exótica (*Pinus* sp.) e com espécie nativa (*Araucaria angustifolia*). No primeiro capítulo foram realizados levantamentos sazonais da riqueza e da abundância de espécies por meio de pontos de escuta com raio ilimitado no interior de três Unidades de Conservação caracterizadas por Floresta Ombrófila Mista e que sofreram em diferentes graus com o corte seletivo: Floresta Nacional de Três Barras (corte seletivo anterior a 40 anos), Floresta Nacional de Irati (sem corte seletivo) e Reserva Florestal Pizzatto (corte seletivo recente). Para determinar a sensibilidade de cada espécie nas Unidades de Conservação, foi utilizada a técnica de “Rank Occupancy Abundance Profiles” (ROAP). Quanto a riqueza de espécies, não foi registrada diferença significativa entre as Unidades de Conservação ($F_{1,33} = 1,805$, $p = 0,180$), porém, a composição de espécies foi distinta ($F = 5,286$, $p > 0,0001$). Quanto ao grau de sensibilidade, FI apresentou um maior número de espécies sensível 65% ($n=61$), seguido da RFP com 60% ($n=58$) e FTB, com 53% ($n=45$) espécies sensíveis. Através da análise de Cluster, que levou em consideração a sensibilidade e o habitat das espécies, demonstrou uma maior semelhança entre a FI e a RFP, quando comparadas a FTB, que apresentou composição distinta. Assim, diferentes intensidades de corte seletivo resultaram em composições de espécies distintas entre as Unidades de Conservação. Isso pode ter ocorrido, em função da degradação florestal provocada pelo corte seletivo, transformando habitats naturais, contínuos em áreas abertas e aumentando o tamanho das bordas, propiciando a ocupação de espécies capazes de sobreviver neste ambiente, aumentando assim, a riqueza de espécies. As áreas estudadas, mesmo apresentando corte seletivo, são capazes de manter um elevado número de espécies sensíveis, além de espécies ameaçadas de extinção, sendo assim, são áreas importantes para a conservação devendo ser preservadas. Para responder ao segundo objetivo a mesma metodologia foi aplicada, porém as amostragens foram realizadas em três formações vegetais distintas: Floresta Ombrófila Mista com corte seletivo e

plantação da espécie nativa *Araucaria angustifolia* e de exótica *Pinus* sp., localizadas na Floresta Nacional de Três Barras, Santa Catarina. Não foram registradas diferenças significativas na riqueza entre as três formações florestais ($F_{2,33} = 3,05$, $p = 0,6$), no entanto, a composição de espécies foi distinta ($F = 4,814$, $p > 0,0001$). Insetívoros e espécies dependentes do interior florestal foram mais frequentes na floresta nativa com corte seletivo, e espécies granívoras e floresta generalistas apresentaram uma maior relação com a plantação de espécies exóticas. Esta diferença na composição das espécies é explicada pela maior heterogeneidade do habitat que áreas de floresta nativa apresentam, aumentando a disponibilidade de recurso para as aves, sendo que áreas de plantações tendem a ser mais homogêneas e escassas em recursos. Já a semelhança na riqueza de espécies observada entre a floresta nativa e as áreas de plantações possivelmente ocorreram devido aos danos causados pelo corte seletivo e a fragmentação sobre a floresta nativa, resultando em um reduzido número de espécies registradas. Além das diferentes técnicas de manejo e a idade avançada que as plantações apresentam, possibilitando o desenvolvimento de estratos em meio às plantações, aumentando a disponibilidade de recursos, resultando em um maior número de espécies. Assim, conclui-se que plantações, principalmente de espécies arbóreas nativas, são capazes de comportar uma avifauna associada a formações florestais nativas, porém, áreas de floresta naturais são insubstituíveis, pois comportam uma avifauna com hábitos mais especialistas devendo ser conservadas.

Palavras-chave: Comunidade de aves; Mata Atlântica; Espécies ameaçadas; Espécies sensíveis; Plantação de exótica; Plantação de nativa; “Rank Occupancy Abundance Profiles” (ROAP); Silvicultura.

ABSTRACT

Araucaria forests are part of the Atlantic forest's biome and are distributed over the southern regions of Brazil. Originally occupied an area of 25,379,316 hectares, which today remain least 12.6% of its original formation distributed in small and isolated fragments, where most no more than 50 ha. Initially, the loss of vegetal covering occurred due to extraction and wood logging and later due to agriculture, livestock and forestry. Selective logging and forestry were specially explored in the south of Brazil resulting in the substitution, fragmentation and isolation of natural areas, resulting in a reduction and loss of diversity of birds. Thus, this work aims to characterize the forest interior bird community of Araucaria forest with selective logging and areas of forestry activity with exotic species (*Pinus* sp.) and native species (*Araucaria angustifolia*). The aim of the first chapter was to test whether selective logging can cause changes in the richness and species composition in the bird community. Using the methodology of point-counts with fixed radius, they were sampled richness and abundance of species. To this, avifauna surveys were conducted within three protected areas characterized by Mixed Rain Forest: Três Barras National Forest (selective logging more than 40 years) Irati National Forest (primary forest, without selective logging) and Pizzatto Forest Reserve (recent selective logging). Using an exploratory technique called "Rank Occupancy–Abundance Profiles (ROAPs)," it was determined the sensitivity of each species. As species richness, did not differ significantly between protected areas ($F_{1,33} = 1.805$, $p = 0.180$), but the species composition was different ($F = 5, 286$, $p < 0.0001$). About the degree of sensitivity, FI presented a higher number of species classified as sensitive 65% ($n = 61$), followed by RFP in 60% ($n = 58$) and FTB, 53% ($n = 45$) sensitive species. Through cluster analysis, which considered the sensitivity and the habitat of the species, demonstrated a greater similarity between the FI and the RFP when compared to FTB, which presented different composition compared the two other areas. Thus, different selective logging intensities resulted in compositions of different species between protected areas. This may have occurred because of forest degradation caused by selective logging by modifying natural habitats, continuing in open areas and increasing the size of the edges, allowing the occupation of species able to survive in this environment, thus increasing species richness. The areas studied, even with selective logging are able to maintain a high number of sensitive species, and endangered species, therefore, are important areas for conservation should be preserved. To answer the second objective, the same methodology was applied at the interior of three vegetal formations: Atlantic forest with selective logging, plantation of a native species *Araucaria angustifolia* and plantation of an exotic species *Pinus* sp., all of them located at the Três Barras National Forest. No significant differences were recorded in wealth among the three forest

types ($F_{2,33} = 3,05$, $p = 0,6$), however, the composition of species was different ($F = 4,814$, $p < 0,0001$). Insectivores and forest dependent species were more frequent in the native forest with selective logging, and granivores and generalist species showed a closer relationship with the planting of exotic species. The difference of species composition between areas is explained by higher habitat heterogeneity in native forests, which increase resource availability, while plantation areas tend to be more homogeneous and resource-poor. The similarity of species richness between native forest and plantations may occur due to damages caused by selective logging at native forests, which results in a small number of recorded species. Furthermore, management techniques and the advanced age of plantations develop different strata in plantations increasing resource availability and therefore bird richness. Thus, it is concluded that plantations, mainly of native tree species, are able to include an birds associated with native forests, however, natural forest areas are irreplaceable because they contain a bird life with more specialists habits should be preserved.

Key-words: Birds Community; Atlantic Forest; Endangered species; Susceptible species; Exotic plantation; "Rank Occupancy abundance Profiles" (ROAP); forestry.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

- Figura 2.1. Região de estudo no sul do Brasil (I); Áreas de estudo nos estados de Santa Catarina e Paraná (II). (Fonte: Gustavo Aver e Júlia Finger) 39
- Figura 2.2. “Rank Occupancy Abundance Profiles” (ROAP) de três espécies de aves. (A) *Trogon surrucura* na Floresta Nacional de Três Barras (FTB) apresentando alta abundância e frequência de ocorrência (frequentes); (B) *Synallaxis cinerascens* com abundância e ocorrência regular na Floresta Nacional de Três Barras (FTB); (C) (*Aramides saracura*) espécie com ocorrência escassa e com baixa abundância na Floresta Nacional de Irati (FI) 40
- Figura 2.3. Curva de Rarefação da avifauna registrada na Floresta Nacional de Irati (FI), Floresta Nacional de Três Barras (FTB) e Reserva Florestal Pizzatto (RFP) ($\pm 95\%$ de intervalo de confiança) 41
- Figura 2.4. Frequência das espécies segundo “Rank Occupancy Abundance Profiles” (ROAP’s), classificadas pela ocorrência (escassa, frequente e abundante) (A); Quanto à abundância (baixa, regular e alta) (B); total de espécies sensíveis em cada Unidade de Conservação (sensíveis e não sensíveis) (C). Em três Unidades de Conservação: Floresta Nacional de Irati (FI), Floresta Nacional de Três Barras (FTB) e Reserva Florestal Pizzatto (RFP), localizadas no sul do Brasil 49
- Figura 2.5. Análise de Similaridade de Cluster utilizando a Distância Euclidiana com os padrões de sensibilidade e habitat das espécies entre as Unidades de Conservação, em três Unidades de Conservação: Floresta Nacional de Irati (FI), Floresta Nacional de Três Barras (FTB) e Reserva Florestal Pizzatto (RFP), localizadas no sul do Brasil 50
- Figura 3.1. Área de estudo no sul do Brasil (A). Área total que compreende a Floresta Nacional de Três Barras com localização das amostragens realizadas (B). Pontos de amostragens em cada formação florestal (C) 72
- Figura 3.2. Formações florestais do estudo: (A) Plantação de espécie nativa *Araucaria angustifolia* - PN; (B) Plantação de espécie exótica *Pinus* sp. – PE. (C) Floresta nativa com corte seletivo (FN), localizadas na Floresta Nacional de Três Barras, sul do Brasil 73
- Figura 3.3. Curva de rarefação ($\pm 95\%$ de intervalo de confiança) da avifauna registrada em floresta nativa (FN), plantação de nativa (PN) e em áreas de plantação de exótica (PE), na Floresta Nacional de Três Barras, sul do Brasil. A linha de corte mostra a maior riqueza de espécies na plantação de nativa 80

Figura 3.4. Análise de Similaridade de Cluster utilizando a Distância Euclidiana com os padrões de sensibilidade e habitat das espécies entre as formações florestais: Floresta nativa com corte seletivo, Plantação de Nativa (PN) e Plantação de Exótica (PE), localizadas na Floresta Nacional de Três Barras, sul do Brasil 83

Figura 3.5. da análise de Escalonamento Multidimensional Não-Métrico (NMDS) sobre a riqueza de espécies pertencentes às guilda alimentares e a área de ocupação na floresta registradas em três formações florestais na Floresta Nacional de Três Barras, sul do Brasil..... 84

LISTA DE TABELAS

Tabela 2.1. Composição das espécies em três Unidades de Conservação: Floresta Nacional de Irati (FI); Reserva Florestal Pizzatto (RFP); Floresta Nacional de Três Barras (FTB), localizadas no sul do Brasil. Abundância expressa em forma de Índice Pontual de Abundância (IPA). Ocorrência Residente (R); Migrante (M); Endêmico do Brasil (E). Sensibilidade: (B) baixa; (M) média; e (A) alta. Habitat: dependente da floresta (D); e generalistas(G). Ocorrência (O); Abundância (A) 42

Tabela 2.2. Média e erro padrão (EP) da riqueza de espécies classificadas em graus de sensibilidade: baixa, média e alta; e dependência da floresta: dependente, quando registrada no interior da floresta; generalistas, quando avistado em área abertas e de borda. Amostragens realizadas em três Reservas Florestais no sul do Brasil, Floresta Nacional de Irati (FI), Floresta Nacional de Três Barras (FTB) e Reserva Florestal Pizzatto (RFP) 48

Tabela 3.1. Composição das espécies em três formações vegetais: (FN) Floresta nativa com corte seletivo, Plantação de Nativa (PN) e Plantação de Exótica (PE), localizadas na Floresta Nacional de Três Barras, sul do Brasil. Abundância expressa em forma de Índice Pontual de Abundância (IPA). Estrato: (S) solo; (M) sub-bosque; e (C) copa. Guilda: (C) carnívoro; (F) frugívoro; (G) granívoro; (I) insetívoro; (N) nectarívoros; e (O) omnívoro. Sensibilidade: (B) baixa; (M) média; e (A) alta. Habitat: (D) dependente da floresta; e (G) generalistas. Resultado do Teste G (G) e (p) significância do teste 74

Tabela 3.2. Média e erro padrão (EP) da riqueza de espécies classificadas segundo estrato de ocupação no interior florestal e entre as guildas alimentares: carnívoros nas três formações vegetais, Floresta Nativa com corte seletivo (FN), Plantação de Nativa (PN) e Plantação de Exótica (PE) amostradas na Floresta Nacional de Três Barras, sul do Brasil. Letras representam as significâncias das diferenças entre as áreas: a (FN-PN); b (FN-PE); c (PN-PE). Por apresentarem valores baixos de riqueza, não foram testadas as significâncias das guildas nectarívoros e carnívoros. Significâncias foram testadas entre as formações vegetais (ANOVA de medidas repetidas, com LDS e a posteriori, $p < 0,05$) 81

Tabela 3.3. Média e erro padrão (EP) da riqueza de espécies classificadas em graus de sensibilidade: baixa, média e alta; e dependência da floresta: dependente, quando registrada no interior da floresta; generalistas, quando avistado em área abertas e de borda. Amostragens realizadas em três formações vegetais, Floresta Nativa com corte seletivo (FN), Plantação de Nativa (PN) e Plantação de Exótica (PE) amostradas na Floresta Nacional de Três Barras, sul do Brasil.

Letras representam as significâncias das diferenças entre as áreas: a (FN-PN); b (FN-PE); c (PN-PE). Significâncias foram testadas entre as formações vegetais (ANOVA de medidas repetidas, com LDS a posteriori, $p < 0,05$) 82

SUMÁRIO

APRESENTAÇÃO	15
1. INTRODUÇÃO GERAL	16
1.1 Referências Bibliográficas	19
2. CAPÍTULO 1	23
2.1 Resumo	24
2.2 Abstract	25
2.3 Introdução	26
2.4 Material e Métodos	27
2.4.1 Área de Estudo	27
2.4.2 Metodologia	28
2.4.3 Análise dos Dados.....	29
2.5 Resultados	31
2.6 Discussão	33
2.7 Referências Bibliográficas	35
3. CAPÍTULO 2	51
3.1 Resumo	52
3.2 Abstract	53
3.3 Introdução	54
3.4 Material e Métodos	56
3.4.1 Área de Estudo	56
3.4.2 Metodologia	56
3.4.3 Análise dos Dados	57
3.5 Resultados	59
3.6 Discussão.....	61
3.7 Referências Bibliográficas	66
4. CONSIDERAÇÕES FINAIS	85

/

APRESENTAÇÃO

Os dados obtidos para a realização desta dissertação serão apresentados em dois capítulos distintos, ambos em formato de artigo científico. Início o trabalho com uma introdução geral, e em seguida, apresento os capítulos:

Capítulo I - A influência do corte seletivo em comunidade de aves em áreas de Floresta Ombrófila Mista no sul do Brasil. Artigo formatado nas normas da Revista Brasileira de Ornitologia.

Capítulo II - Efeito do corte seletivo e de plantações sobre a comunidade de aves em áreas de Mata Atlântica no sul do Brasil. Artigo formatado nas normas da revista Forest Ecology and Management.

1. INTRODUÇÃO GERAL

Com 3.751 espécies de aves, a região Neotropical é considerada uma das mais diversas e abundantes do planeta (STOTZ et al., 1996). Esta grande diversidade distribui-se pelos mais variados habitats, uma vez que a região inclui campo, cerrado, caatinga, áreas úmidas, regiões estuarinas e pelágicas, deserto. Em particular, alterações em áreas florestais, decorrentes do desmatamento podem gerar consequências negativas, pois grande parte da biodiversidade da Terra encontra-se em florestas. Estes impactos são sentidos de forma intensa na região Neotropical, onde áreas florestais foram intensamente exploradas, resultando em perdas ou mudanças significativas na composição da diversidade de aves (BIERREGAARD & LOVEJOY, 1989; ALEIXO & VIELLIARD, 1995; ANJOS & BOÇON, 1999).

O Brasil é retentor de grande parte dessa diversidade com o registro de 1901 espécies de aves (CBRO - COMITÊ BRASILEIRO DE REGISTROS ORNITOLÓGICOS, 2014). Estas se distribuem por diferentes formações vegetais onde destacam-se as maiores e mais diversas florestas tropicais do mundo, a Amazônia e a Mata Atlântica. A Mata Atlântica é a segunda maior floresta pluvial tropical do continente americano (FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA/INPE, 2015; GALINDO-LEAL & CÂMARA, 2003; MARINI & GARCIA, 2005; SILVA et al., 2005). A Mata Atlântica destaca-se pela importância ao abrigar uma elevada diversidade e compreender originalmente grande parte do território brasileiro, compreendendo cerca de 1,5 milhões de km², que estendia-se desde a costa de Rio Grande do Norte até o Rio Grande do Sul, adentrando até o leste do Paraguai e norte da Argentina (FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA/INPE, 2015; GALINDO-LEAL & CÂMARA, 2003). Pela ampla distribuição geográfica, abrange uma grande variedade de zonas climáticas, gradientes altitudinais (do nível do mar até 2.900m) e elevada variação de pluviosidade de 1000 mm a 4000 mm. Muitas formações vegetais encontram-se associadas a este bioma, desde floresta tropical a floresta ombrófila mista, na parte sul, florestas decíduas e semi-decíduas, campos de altitude, mangues e restingas, também associados à Mata Atlântica (MORELLATO et al., 2000). Segundo Myers et al. (2000) a Mata Atlântica é o mais importante *hotspot* da América do Sul (áreas que abrigam grande diversidade de espécies), com 1.020 espécies de aves, dentre estas 688 espécies reproduzem nas áreas florestais (MARINI & GARCIA, 2005). A intensa exploração e a redução da floresta a poucos e isolados fragmentos, faz com que as aves se tornem um grupo extremamente ameaçado, pois 63% das espécies desse grupo ocorrem somente em áreas conservadas (GOERCK, 1997). Além de apresentar elevadas taxas de endemismo, com 18 % de espécies endêmicas e 68% com reduzido tamanho populacional (GOERCK, 1997; MARINI & GARCIA, 2005). Assim, a Mata Atlântica é uma área que demanda

conservação em nível mundial, sendo considerada a quinta eco região mais ameaçada do mundo, devido à intensa exploração da área, resultando na fragmentação e em mudanças nas características naturais dos ambientes (GOERCK, 1997; MYERS et al., 2000).

Dentro das diferentes formações florestais que compõem a Mata Atlântica destaca-se a Floresta Ombrófila Mista ou Floresta com Araucária. Apresenta distribuição no sul do Brasil, desde o sul de São Paulo até a região central do Rio Grande do Sul (TEIXEIRA et al., 1986). Inicialmente ocupava uma área de 25.379.316 ha, hoje sua área não passa de 3,202,134 ha, distribuídos em pequenos e isolados fragmentos (FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA/INPE, 2015; RIBEIRO et al., 2009). O Paraná é o detentor da maior extensão, possuindo atualmente menos de 0,8 % de floresta primária, distribuídas pelo estado (CASTELLA & BRITZ, 2004).

A fragmentação e as alterações em áreas naturais é a principal causa de perdas da biodiversidade (MURCIA, 1995; PRIMACK & RODRIGUES, 2001). Para as aves, essas consequências não são diferentes, grande parte destas é extinta ou tem suas comunidades modificadas pelas ações antrópicas (ALEIXO & VIELLIARD, 1995; PETIT & PETIT, 2003). Alterações ambientais causadas pelo homem são capazes de modificar a estruturação da vegetação, descaracterizando a estratificação e causando perda da diversidade florística, além de diversas outras consequências como o isolamento, problemas na dispersão, perda de microhabitat, diminuição de recursos e aumento da predação e da competição (DECONCHAT et al., 2009; FONSECA et al., 2009). Estas inúmeras consequências implicam em severos impactos às comunidades de aves. Além da invasão de espécies exóticas, facilita a entrada de patógenos, o que é evidenciado por diversos trabalhos uma vez que estas são dependentes das condições do ambiente para sobreviverem (ENGELMARK et al., 2001; BROCKERHOFF et al., 2008).

Assim com a perda de habitat, a criação de áreas diferentes das condições naturais como ambientes de borda, resultado da fragmentação floresta, também resultam em consequências à avifauna, principalmente às espécies de interior florestal. Esta consequência se agrava ainda mais, uma vez que a maior parte das áreas florestais apresentam-se intensamente fragmentadas resultando em extensas áreas de borda (DECONCHAT, et al., 2009). Segundo Murcia (1995), os efeitos de borda são modificações bióticas e abióticas que ocorrem nas regiões próximas à fronteira entre diferentes formações vegetacionais. Estudos vem verificando as ações que os efeitos de borda apresentam sobre a composição das comunidades, estes que podem ser diversos, como alterações na composição das comunidades, com um maior número de espécies generalistas, e extinções de espécies especialistas (LAURANCE, 2004; LAURANCE et al., 2007).

Da mesma forma que áreas de borda, a matriz onde os remanescentes estão inseridos é importante. Assim, inúmeros trabalhos vem tratando a problemática e verificando severas

influências desta sobre as comunidades de aves (ANJOS, 2001; DECONCHAT et al., 2009; VOLPATO et al., 2010; ANJOS et al., 2011). Tais consequências se mostram ainda mais intensas em áreas florestais, onde a penetração da luz no interior da floresta, devido a bordas abertas, comumente encontradas em áreas agrícolas, pode afetar fatores como a temperatura e umidade do ar, importantes fatores que determinam as condições de um ambiente florestal (DENYER, et al., 2006; DIAL et al., 2006).

As modificações em ambientes naturais oriundas de ações humanas são diversas, como atividades de criação de gado, agricultura e silvicultura. O plantio de monoculturas arbóreas, sendo elas nativas ou exóticas, são capazes de alterar a composição e a estrutura da comunidade de aves, como evidenciado por Volpato et al. (2010), Zurita et al. (2006) entre outros estudos que averiguaram as consequências de atividades de monoculturas sobre as comunidade de aves em relação às florestas nativas. Estes registraram uma elevada diversidade de espécies de aves, porém, a maior parte que compõem essas comunidades, são espécies de hábitos generalistas, capazes de sobreviver em ambientes alterados (BERNDT et al., 2008; BROCKERHOFF et al., 2008; HSU et al., 2010).

Além da substituição de áreas naturais por áreas antropizadas, a descaracterização das florestas pela prática do corte seletivo também pode gerar consequências à avifauna (ALEIXO, 1999). A prática do corte seletivo pode gerar mudanças na composição da vegetação e perda da estratificação da floresta, uma vez que espécies arbóreas são retiradas (PEH et al., 2005; THOMPSON, 2002). Esta mudança na estratificação pode levar a perdas em grupos específicos de aves, como espécies que habitam a copa da floresta e espécies que forrageiam em troncos (insetívoros de tronco), que, com a perda de espécies arbóreas, tem seu habitat reduzido, (PETIT et al., 1999). Dessa forma, todas as atividades antrópicas que envolvem perdas e modificações de florestas naturais são capazes de gerar importantes modificações na comunidade de aves, e estas consequências não são diferentes para a Mata Atlântica.

Como as aves são um dos grupos de vertebrados que sofrem diretamente com a perda de habitat sofrendo com a reduções das populacionais, mudanças na área de ocupação e até extinções locais, é importante que as mesmas sejam estudadas, dessa forma, é possível obter um diagnóstico das condições dos remanescentes naturais (WILLIS, 1979; ALEIXO & VIELLIARD, 1995; STOTZ et al., 1996; SICK, 1997; GOERCK, 1997; BENCKE, 2001; HARRIS & PIMM, 2004; MARINI & GARCIA, 2005). Assim, muitos trabalhos vêm pesquisando a resposta da avifauna frente as alterações ambientais, principalmente à fragmentação florestal (ALEIXO & VIELLIARD, 1995; ANJOS, 2001; BARLOW, et al. 2006). Não só bioindicadoras de ambientes, as aves também desempenham importante papel no equilíbrio de áreas naturais atuando como dispersores de

sementes, polinizadores, predadores, consumidores de material orgânico em decomposição, entre outras importantes ações (SICK 1997, BENCKE, 2001; PIRATELLI et al., 2008). Com isso, dada a intensa fragmentação e alteração de área de Mata Atlântica e a importância das aves nos ambientes naturais, o presente trabalho tem como objetivo caracterizar a comunidade de aves de interior florestal em ambientes de Floresta Ombrófila Mista com corte seletivo e atividade de silvicultura com espécie exótica (*Pinus* sp.) e com espécie nativa (*Araucaria angustifolia*).

1.1 Referências Bibliográficas

ALEIXO, A.; VIELLIARD, J. M. E. Composição e dinâmica da avifauna da mata de Santa Genebra, Campinas. **Revista Brasileira de Zoologia**. v. 12, n. 3, p. 493-511, 1995.

ALEIXO, A. Effects of selective logging on a the Brazilian Atlantic bird community in forest. **The Condor**, v. 101, p. 537-548, 1999.

ANJOS, L.; BOÇON, R. Bird communities in natural forest patches in southern Brazil. **Wilson Bulletin**. v. 111, n. 3, p. 397-414, 1999.

ANJOS, L. Bird communities in five Atlantic Forest fragments in southern Brazil. **Ornitologia Neotropical**. v. 12, p. 11–27, 2001.

ANJOS, L.; COLLINS, C.D.; HOLT, R.D.; VOLPATO, G.H.; MENDONÇA, L.B.; LOPES, E.V.; BOÇON; R.; BISHEIMER, M.V.; SERAFINI, P.P.; CARVALHO, J. 2011. Bird species abundance–occupancy patterns and sensitivity to forest fragmentation: Implications for conservation in the Brazilian Atlantic forest. **Biological Conservation**, v.144, p. 2213–2222.

BENCKE, G. A. Lista de Referências das Aves do Rio Grande do Sul. Porto Alegre: Fundação Zoobotânica do Rio Grande do Sul. p. 104, 2001. (Publicações avulsas FZB, n. 10).

BERNDT, L. A.; BROCKERHO, E. G.; JACTEL, H. Relevance of exotic pine plantations as a surrogate habitat for ground beetles (Carabidae) where native forest is rare. **Biodivers Conserv**, v. 17, p. 1171–1185, 2008.

BIERREGAARD, R. O.; LOVEJOY, T. E. Effects of forest fragmentation on Amazonian understory bird communities. **Acta Amazônica**. v. 19, p. 215-241, 1989.

BROCKERHOFF, E. G.; JACTEL, H.; PARROTTA, J. A.; QUINE, C. P.; SAYER, J. Plantation forests and biodiversity: oxymoron or opportunity? **Biodivers Conserv**. v. 17, p. 925–951, 2008.

CASTELLA, P. R.; BRITZ, R. M. de (Org.). A floresta com araucária no Paraná: conservação e diagnóstico dos remanescentes florestais. Brasília, DF: Ministério do Meio Ambiente, Projeto de Conservação e Utilização Sustentável da Diversidade Biológica Brasileira - PROBIO. p. 233, 2004.

BARLOW, J.; PERES, C. A.; HENRIQUES, L. M. P.; STOUFFER, P. C.; WUNDERLE, L. M.; The responses of understory birds to forest fragmentation, logging and wildfires: An Amazonian synthesis, **Biologica Conservation**, v. 128, p. 182-192, 2006.

CBRO (Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos). Lista das Aves do Brasil. Versão 2014. Disponível em: <<http://www.cbro.orb.br/>>.2014.

DECONCHAT, M., BROCKERHOFF, E. G., BARBARO, L. Effects of surrounding landscape composition on the conservation value of native and exotic habitats for native forest birds. **Forest Ecology and Management**. 258, 196–204, 2009.

DENYER, K., BURNS, B., OGDEN, J. Buffering of native forest edge microclimate by adjoining tree plantations. **Austral Ecol.** v. 31, p. 478–489, 2006.

DIAL, R.J., ELLWOOD, M.D.F., TURNER, E.C., FOSTER, W.A. Arthropod abundance, canopy structure and microclimate in a Bornean lowland tropical rain forest. **Biotropica**. v. 38, p. 643–652, 2006.

ENGELMARK, O.; SJÖBERG, K.; ANDERSSON, B.; ROSVALL, O.; AGREN, G.I.; BAKER, W.L.; BARKLUND, P.; BJÖRKMAN, C.; DESPAIN, D.G.; ELFVING, B.; ENNOS, R.A.; KARLMAN, M.; KNECHT, M. F.; KNIGHTD, H.; LEDGARD, N. J.; LINDELÖW, A.; NILSSON, C.; PETERKEN, G.F.; SÖRLIN, S.; SYKES, M. T. Ecological effects and management aspects of an exotic tree species: the case of lodgepole pine in Sweden. **Forest Ecology and Management**. v. 141, p. 3-13, 2001.

FONSECA, C. R.; GANADE, G.; BALDISSERA, R.; BECKER, C. G.; BOELTER, C. R.; BRESOVIT, A. D.; CAMPOS, L. M.; FLECK, T.; FONSECA, V. S.; HARTZ, S. M.; JONER, F.; KÄFFER, M. I.; LEAL-ZANCHET, A. M.; MARCELLI, M. P.; MESQUITA, A. S.; MONDIN, C. A.; PAZ, C. P.; PETRY, M. V.; PIOVENSAN, F. M.; PUTZKE, J.; STRANZ, A.; VERGARA, M.; VIEIRA, E. M. Towards an ecologically-sustainable forestry in the Atlantic Forest. **Biological Conservation**. v. 142, p. 1209–1219, 2009.

FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA/ INPE, Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, 2015. Atlas dos remanescentes Florestais da Mata Atlântica, Período 2013-2014. São Paulo 2015, 60p. Disponível online em:
http://www.sosma.org.br/link/atlas_2013-2014_Mata_Atlantica_relatorio_tecnico_2015.pdf

GALINDO-LEAL, C.; CÂMARA, I. G. Atlantic forest hotspots status: an overview. In C. GALINDO-LEAL, C.; CÂMARA I.G. (eds.). The Atlantic Forest of South America: biodiversity status, threats, and outlook. Center for Applied Biodiversity Science and Island Press, Washington, D.C. p. 3-11, 2003.

GOERCK J. M. Patterns of Rarity in the Birds of the Atlantic Forest of Brazil. **Conservation Biology**. v. 11, p. 1, p. 112-118, 1997.

HARRIS, G. M.; PINN, S. L. Bird species' tolerance of secondary forest habitats and its effects on extinction. **Conservation Biology**. v. 18, n. 6, p. 1607-1616, 2004.

HSU, T., FRENCH, K., MAJOR, R. Avian assemblages in eucalypt forests, plantations and pastures in northern NSW, Australia. **Forest Ecology and Management**, v. 260, p. 1036–1046, 2010.

LAURANCE, S. G. W. Responses of understory rain forest birds to road edges in Central Amazonia. **Ecological Applications**, v. 14, p. 1344-1357, 2004.

LAURANCE, W. F.; NASCIMENTO, H.; LAURANCE, S. G.; ANDRADE, A.; EWERS, R.; HARMS, K.; LUIZÃO, R.; RIBEIRO, J. Habitat fragmentation, variable edge effects, and the landscapedivergence hypothesis. **PLoS ONE**. v. 2, n. 10, p. 1017, 2007.

MARINI, M. Â.; GARCIA, F. I. Conservação de Aves no Brasil in: Megadiversidade: desafios e oportunidades para a conservação da biodiversidade no Brasil. **Conservação Internacional Brasil**. v. 1, n. 1, p. 95-102, 2005.

MORELLATO, L. P. C.; TALORA, D. C.; TAKAHASI, A.; BENCKE, C. C.; ROMERA, E. C.; ZIPPARRO, V. B. Phenology of Atlantic Rain Forest Trees: A Comparative Study. **Biotropica**. v. 32, n. 4b, p. 811-823, 2000.

MURCIA C. Edge effects in fragmented forests, implications for conservation. **Trends Ecology Evolution**. v. 10, p. 58–62, 1995.

MYERS, N.; MITTERMEIER, R. A.; MITTERMEIER, C. G.; FONSECA, G. A. B.; KENT, J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**. v. 403, p. 853-858, 2000.

PEH, K.S. H.; JONG, J.; SODHI, N. S.; LIM, S. L. H.; YAP, C. A. M. Lowland rainforest avifauna and human disturbance: persistence of primary forest birds in selectively logged forests and mixed-rural habitats of southern Peninsular Malaysia. **Biological Conservation**, v. 123, p. 489–505, 2005.

PETIT, L. J.; PETIT, D. R.; CHRISTIAN, D. G.; POWELL, H. D. W. Bird communities of natural and modified habitats in Panama. **Ecography**, v. 22, p. 292-304, 1999.

PETIT, L. J.; PETIT, D. R. Evaluating the Importance of Human-Modified Lands for Neotropical Bird Conservation. **Conservation Biology**. v. 17, n.3, p. 687–694, 2003.

PIRATELLI, A.; SOUSA, S. D.; CORRÊA, J. S.; ANDRADE, V. A.; RIBEIRO, R. Y.; AVELAR, L. H.; OLIVEIRA, E. F. Searching for bioindicators of forest fragmentation: passerine birds in the Atlantic forest of southeastern Brazil. **Brazilian Journal of Biology**. v. 68, n. 2, p. 259-268, 2008.

PRIMACK, R. B.; RODRIGUES, E. *Biologia da Conservação*. Londrina, p. 328, 2001.

RIBEIRO, M.C.; METZGER, J.P.; MARTENSEN, A.C.; PONZONI, F.J. & HIROTA, M.M. The Brazilian Atlantic forest: How much is left, and how much is remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation**, v. 142, p.1141– 1153, 2009.

SICK, H. *Ornitologia Brasileira*. Rio de Janeiro: Nova Fronteira 1997.

SILVA, J. M. C.; RYLANDS, R. B.; FONSECA, G. A. B. O destino das áreas de endemismo na Amazônia. **Megadiversidade**. v. 1, p. 124-131, 2005.

STOTZ, D.F.; FITZPATRICK, F. W.; PARKER, T. A.; MOSKOVITS, D. K. *Neotropical birds*. Univ. of Chicago Press, Chicago. 1996.

TEIXEIRA, M. B., A. B. COURA NETO, U. PASTORE & A. L. R. RANGEL FILHO. *Vegetação*. In: Levantamento de recursos naturais. IBGE, Rio de Janeiro, v. 33, p. 541-632, 1986.

THOMPSON, W. L. Towards reliable bird surveys: accounting for individuals present but not detected. **The Auk.**, v. 119, n. 1, p. 18–25, 2002.

VOLPATO, G. H.; PRADO, V.M.; ANJOS, L. What can tree plantations do for forest birds in fragmented forest landscapes? A case study in southern Brazil. **Forest Ecology and Management.** v. 260, p. 1156–1163, 2010.

WILLIS, E. O. The composition of avian communities in remanescent woodlots in southern Brazil. **Papéis Avulsos Zoologia.** v. 33, n. 1, p. 1-25, 1979.

ZURITA, G. A.; REY, N.; VARELA, D. M.; VILLAGRA, M.; BELLOCQ, M. I. Conversion of the Atlantic Forest into native and exotic tree plantations: Effects on bird communities from the local and regional perspectives. **Forest Ecology and Management.** v. 235, p. 164–173, 2006.

2. CAPÍTULO I

A influência do corte seletivo em comunidade de aves em Floresta Ombrófila Mista no sul do Brasil

Influence of selective logging on bird communities in Araucaria forest in southern Brazil

Liana Chesini Rossi

2.1 Resumo

O corte seletivo é capaz de causar intenso dano aos remanescentes florestais, influenciando na distribuição, abundância e composição das espécies de aves, uma vez que a maior parte das aves ameaçadas da região sul do Brasil habitam áreas de floresta. Assim, o objetivo do presente trabalho foi testar o impacto do corte seletivo sobre comunidades de aves em Unidades de Conservação que sofreram danos pela a ação do corte seletivo, no sul do Brasil. Para este fim, foram realizados levantamentos da avifauna no interior florestal de três Unidades de Conservação formadas por Floresta Ombrófila Mista: Floresta Nacional de Três Barras (corte seletivo a mais de 40 anos), Floresta Nacional de Irati (floresta primária, sem incidência de corte seletivo) e a Reserva Florestal Pizzato (corte seletivo contínuo e recente). A avifauna foi amostrada por meio da metodologia de pontos de escuta com raio ilimitado onde foram levantadas a riqueza e abundância de espécies. Para classificação da sensibilidade de cada espécie, foi utilizada a técnica de “Rank Occupancy Abundance Profiles” (ROAP), onde as espécies foram classificadas quanto ao grau de sensibilidade. Não houve diferença na riqueza de espécies entre as três Unidades de conservação ($F_{1,33} = 1,805$, $p = 0,180$), porém a composição de espécies diferiu ($F = 5,286$, $p > 0,0001$). Quanto à sensibilidade, FI apresentou um maior número de espécies sensíveis 65% ($n=61$), seguido da RFP com 60% ($n=58$) e FTB, com 53% ($n=45$). Através da análise de Cluster, que levou em consideração a sensibilidade e o habitat das espécies, demonstrou uma maior semelhança entre a FI e a RFP, já FTB apresentou uma composição distinta. As alterações no ambiente geradas pelo corte seletivo, como a abertura de clareiras e o aumento das bordas pode ter resultado em uma maior heterogeneidade e assim, uma maior riqueza de espécies em áreas de corte seletivo. Todas as espécies que apresentaram alta abundância e foram frequentes nas amostragens nas três Unidades de Conservação são espécies generalistas. Da mesma forma que, espécies com alta sensibilidade e dependentes do interior florestal foram registradas com baixa abundância e frequência. As áreas estudadas, mesmo apresentando corte seletivo, são capazes de manter um elevado número de espécies sensíveis, além de espécies ameaçadas de extinção, sendo assim, são áreas importantes para a conservação devendo ser preservadas.

Palavras-chave: Comunidade de aves; Espécies sensíveis; Mata Atlântica; ROAP; Unidades de Conservação.

2.2 Abstract

Selective logging causes intense harm to forest remnants, influencing the distribution and abundance of bird species, since most threatened birds of southern Brazil inhabit forest areas. The objective of this study was to test the impact of selective logging on bird communities in protected areas that were damaged by the action of selective logging in southern Brazil. To this, avifauna surveys were conducted within three protected areas characterized by Mixed Rain Forest: Três Barras National Forest (selective logging more than 40 years) Irati National Forest (primary forest, without selective logging) and Pizzatto Forest Reserve (recent selective logging). Using an exploratory technique called “Rank Occupancy–Abundance Profiles (ROAPs),” where species were classified according to the degree of sensitivity. As species richness, did not differ significantly between protected areas ($F_{1,33} = 1,805$, $p = 0,180$), but the species composition was different ($F = 5,286$, $p < 0.0001$). About the degree of sensitivity, FI presented a higher number of species classified as sensitive 65% ($n = 61$), followed by RFP in 60% ($n = 58$) and FTB, 53% ($n = 45$) sensitive species. Through cluster analysis, which considered the sensitivity and the habitat of the species, demonstrated a greater similarity between the FI and the RFP when compared to FTB, which presented different composition compared the two other areas. Changes in the environment generated by selective logging, such as opening clearings and increase the edges may have resulted in greater diversity and thus increased species richness in selective logging areas. All species that presented high abundance and high frequency in all samples among the three protected areas are generalist. In addition, the highly sensitivity and deep forest depending species were recorded with low abundance and frequency. The areas studied, even with selective logging are able to maintain a high number of sensitive species, and endangered species, therefore, are important areas for conservation should be preserved.

Keywords: Abundance; Birds community; Distribution; Atlantic Forest; Sensitive species; ROAP.

2.3 Introdução

Os estados do sul do Brasil compreendem uma grande diversidade de aves, com o registro de 744 espécies para o Paraná (Scherer-Neto, 2011), 682 espécies para Santa Catarina (Rosário coord. 2012), e 661 espécies para o Rio Grande do Sul (Bencke, 2001). Esta riqueza de espécies está associada a uma elevada diversidade de habitat, onde grande parte é composta de formações florestais pertencentes ao bioma Mata Atlântica, (Fundação SOS Mata Atlântica/INPE, 2015). Dentre as formações florestais presentes na região sul, destaca-se a Floresta com Araucária, também conhecida como Floresta Ombrófila Mista que inicialmente ocupava uma área de 25.379.316 ha (Fundação SOS Mata Atlântica/INPE, 2015; Ribeiro et al., 2009). Esta contínua redução resultou em significativas perdas da floresta, onde hoje, restam apenas 3.202.134 ha (12,6%) distribuídos em pequenos e isolados fragmentos que em sua maioria, não passam de 50 ha (Ribeiro et al., 2009).

Não só com a perda de áreas florestais que geram danos as comunidades de aves, mas também, com a alteração destes ambientes, como a atividade de corte seletivo (Barlow et al., 2006; Stouffer e Bierregaard, 1995). Esta prática, embora mantenha a floresta, pode gerar significativos danos a estruturação e composição da mesma (Laurance et al., 2002). Estes danos resultam em alterações na complexidade estrutural do habitat, este que é um importante fator que influencia diretamente na seleção das áreas pelas aves (Sekercioglu, 2002; Nájera e Simonetti, 2009). A complexidade estrutural proporciona a formação de ambientes distintos, com maior diversidade de recursos, área de descanso e reprodução, fatores importantes para a permanência das espécies em um ambiente (Nájera e Simonetti, 2009). Também, fatores como o tamanho e grau de antropização dos remanescentes florestais podem influenciar na distribuição e na abundância das espécies de aves (Anjos, 2001; Barlow et al., 2007; Martensen et al., 2008; Anjos et al., 2011).

Estudos são realizados com o intuito de testar os impactos do corte seletivo sobre a avifauna em diferentes biomas, como em áreas de Mata Atlântica (Aleixo, 1999), na Amazônia (Barlow et al., 2006) e em áreas florestais na Indonésia (Sodhi et al., 2005). Estes vem registrando significativas diferenças na composição de espécies quando comparadas a áreas de floresta primária, porém, ainda pouco é conhecido sobre as suas consequências. Dado que grande parte das espécies de aves são estritamente florestais, o avanço das alterações em ambientes florestais, em especial, do corte seletivo, colocam as aves como um dos grupos mais ameaçados do planeta (Brooks e Balmford, 1996). Em respostas as alterações ambientais, as espécies podem alterar sua área de distribuição, ocupação de fragmentos remanescentes e podem se extinguir de locais nos quais não há aporte suficiente para a sobrevivência das mesmas (Scherer et al., 2010).

Aves de áreas tropicais tendem a apresentar uma menor resiliência em áreas degradadas, porém, algumas espécies são capazes de sobreviver nestes ambientes, inclusive espécies pertencentes à floresta primária (Sodhi et al., 2005). O histórico de exploração das áreas (Lindenmayer et al., 2005), associação das espécies às formações florestais (Anjos et al., 2011), bem como a intensidade em que a prática do corte seletivo foi aplicada, podem influenciar significativamente na comunidade de aves. Sekercioglu (2002) verificou uma grande redução no número de espécies, com a perda de 31% de espécies floresta-dependentes em áreas com corte seletivo intenso, em contrapartida, houve um aumento na riqueza de espécies floresta-generalistas e não florestais. Este padrão de distribuição das espécies é um reflexo causado pelo efeito do corte seletivo, que resulta no aumento de clareiras e áreas de borda, gerando um ambiente heterogêneo, possibilitando assim, a ocupação de espécies de hábitos mais generalistas (Sekercioglu, 2002; Lindenmayer e Hobbs, 2004; Sherer-Neto e Toledo, 2012).

Considerando que as ações humanas causam alterações nos habitat, afetando significativamente as comunidades de aves, o presente trabalho teve como objetivo testar o impacto do corte seletivo sobre comunidades de aves em áreas de Floresta Ombrófila Mista, no sul do Brasil. Para isto, foram realizados levantamentos da avifauna em três Unidades de Conservação que sofreram danos pelo corte seletivo em diferentes intensidades: Floresta Nacional de Irati (sem a prática de corte seletivo), Floresta Nacional de Três Barras (corte seletivo anterior a 40 anos), e Reserva Florestal Pizzatto (corte seletivo recente). As comunidades de cada área foram caracterizadas segundo: (1) habitat de ocupação; (2) grau de sensibilidade e (3) padrão de ocorrência e abundância para cada espécie em cada Unidade de Conservação. Com estes padrões, caracterizou-se a sensibilidade das espécies de aves em diferentes intensidades de corte seletivo. Dado aos impactos que o corte seletivo é capaz de causar em florestas naturais, esperou-se encontrar diferenças na riqueza e no número de espécies sensíveis conforme a intensidade do corte seletivo.

2.4 Material e Métodos

2.4.1 Área de estudo

O estudo foi realizado em três Unidades de Conservação (UCs), duas no estado do Paraná e uma em Santa Catarina. As áreas são formadas por Floresta Ombrófila Mista que sofreram com corte seletivo de espécies arbóreas e com o entorno caracterizado pela presença de silvicultura de *Araucaria angustifolia* e *Pinus* sp. Dentre as áreas, duas são Florestas Nacionais (Flona): Floresta

Nacional de Irati e Floresta Nacional de Três Barras e uma Reserva Particular do Patrimônio Nacional, Reserva Florestal Pizzatto (Figura 2.1).

Floresta Nacional de Irati (FI): localizada no estado do Paraná (25° 24' 50,32" S 50° 35' 42,82" W). Abrange uma área total de 3.495 ha, dentre estas, 43% de floresta primária protegida com ausência de corte seletivo.

Floresta Nacional de Três Barras (FTB): localizada no estado de Santa Catarina (29° 13' 09,40" S 50° 18' 16,57" W). Apresenta uma área total de 4.458,50 ha, com cerca de 46% de área de floresta nativa, esta sofreu danos causados pelo corte seletivo até a metade do século 20 (mais de 40 anos). Hoje é caracterizada por mata em estágio avançado de regeneração.

Reserva Florestal Pizzatto (RFP): localizada no estado do Paraná (26° 23' 54,22" S 51° 24' 14,27" W). Possui um total de 4.211 ha, dentre estas, cerca de 65% são áreas de floresta nativa que apresentam contínuo corte seletivo de espécies arbóreas.

2.4.2 Metodologia

No período de um ano, foram realizados quatro amostragens nas três Unidades de Conservação através do método de pontos de escuta, conforme sugerido por Bibby et al. (1992), Vielliard (2000) e Anjos (2001). Em cada UCs, Floresta Nacional de Irati (FI), Floresta Nacional de Três Barras (FTB) e Reserva Florestal Pizzatto (RFP), foram selecionados 12 pontos, conforme acessibilidade no interior das florestas, mantendo uma distância mínima de 50m da borda e de 200m entre os pontos, para que as espécies não fossem reamostradas (Bibby et al., 1992). A seleção dos pontos em cada amostragem de campo, se deu por sorteio e os levantamentos levaram cerca de três manhãs para cada área. As amostragens foram realizadas durante o período da manhã, horário de maior atividade das aves (ao longo de quatro horas, entre 6:00 e 11:00). Em cada ponto as aves foram qualificadas (riqueza) e quantificadas (abundância) por um período de 20 min em raio ilimitado. Espécies com alta mobilidade, que se distribuem em bandos, ou casais, foram registradas como apenas um contato, para as demais espécies foi considerada a abundância real, sendo realizado o registro de cada indivíduo ouvido e/ou avistado. Os registros foram realizados através de visualizações com binóculos (10 x 42mm) com auxílio de guias para identificação de aves (Narosky e Zurieta, 2003) e por meio de vocalizações, posteriormente confirmadas através de banco de dados de vocalizações. Durante as amostragens, condições climáticas desfavoráveis, que dificultassem os registros das espécies foram evitadas, como chuva e ventos fortes. A taxonomia das aves segue a lista das aves brasileiras normatizada pelo Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos (CBRO, 2014).

2.4.3 Análise dos dados

A riqueza de espécies foi determinada pelo número total de espécies em cada área estudada e a riqueza estimada foi calculada por Chao 1. As diferenças na riqueza de espécies entre as áreas foi testada através da curva de rarefação, onde foi utilizado número de espécies e abundância acumulados ao longo das atividades de campo nas diferentes formações florestais (Gotelli e Colwell, 2001). Para este teste foi utilizado o programa estatístico Programa Past versão 2.8.

A abundância das espécies foi expressa por meio do Índice Pontual de Abundância (IPA), calculado a partir do número de contatos da espécie (contatos totais ao longo de todos os pontos de amostragens), dividido pelo número total de pontos amostrados dentro de uma Unidade de Conservação (12 pontos amostrados por quatro vezes, totalizando 48) (Bibby et al., 1992). A partir dos dados obtidos do IPA gerados para cada espécie, foi calculado o Índice de Shannon-Wiener. O índice de Equitabilidade caracterizou o padrão de distribuição das espécies nas comunidades estudadas, se as espécies de uma comunidade apresentam a mesma abundância, então os valores do índice são próximos a 1 (um), se o índice aproxima-se do 0 (zero), mostra um padrão heterogêneo da distribuição, onde espécies apresentam abundâncias distintas entre si. O Índice de similaridade de Jaccard caracteriza a similaridade entre as comunidades estudadas. Os valores do índice vão de 1 (um), para áreas muito semelhantes a 0 (zero), para áreas diferentes entre si (Bibby et al., 1992). Para todos esses cálculos utilizou-se o Programa Past 2.8.

O status de ocorrência de cada espécie seguiu a lista do Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos (CBRO, 2014) e Bencke (2001), que classifica as espécies em: Residente (R) - permanece na área ao longo de todo o ano e reproduz no estado; Migrante (M) - residente na primavera e no verão e reproduz no estado; (E) - endêmico do Brasil e # - status presumido mas não confirmado.

O grau de ameaça determinado para cada espécie teve como base as listas regionais das espécies ameaçadas do estado do Paraná (Mikich e Bérnils, 2004) e de Santa Catarina (Conselho Estadual de Meio Ambiente/CONSEMA, 2011). Em nível de Brasil foi utilizada a Lista Brasileira da Fauna Ameaçada (MMA, 2014) e em nível mundial a Lista Vermelha de Espécies Ameaçadas (IUCN, 2015.2).

Todas as espécies foram caracterizadas em atributos. Quanto a capacidade de cada espécie em utilizar as áreas, estas foram classificadas em: (1) floresta- dependentes (dependentes do interior da floresta); (2) floresta-generalistas (capazes de sobreviver em diferentes formações florestais) segundo (Stotz et al., 1996; Aleixo, 1999; Zurita et al., 2006; Volpato et al., 2010). Quanto ao grau de sensibilidade às alterações no habitat, determinado segundo trabalho desenvolvido por Volpato

et al. (2010) em Floresta Ombrófila Mista, quando uma espécie não contava neste trabalho, utilizou-se Stotz et al. (1996). As espécies foram caracterizadas em: (1) Alta sensibilidade; (2) Média sensibilidade; (3) Baixa sensibilidade. Essa classificação refere-se a, quanto maior o nível de sensibilidade da espécie maior a probabilidade do seu desaparecimento em áreas degradadas, sendo elas pela perda ou fragmentação do habitat.

As diferenças na riqueza e na composição de espécies, quanto ao habitat e a sensibilidade, foram testadas entre as diferentes intensidades de corte seletivo utilizando-se uma análise de variância de medidas repetidas (ANOVA medidas repetidas) com LDS a posterior, para verificar diferenças nas comparações par a par. Para testar as diferenças na composição de espécies entre as áreas foi utilizado uma análise de variância com permutações (PERMANOVA) com similaridade de Bray-Curtis, usando 9999 permutações. Para verificar a similaridade entre as áreas, foi realizado uma Análise de Cluster utilizando a distância Euclidiana, com a riqueza de espécies quanto a sensibilidade e o habitat ocupado. As análises foram realizadas no software Past 3.09.

Para entender a influência do corte seletivo sobre a comunidade de aves foi aplicada a técnica de “Rank Occupancy Abundance Profiles” (ROAP). Esta é uma importante ferramenta que leva em consideração o padrão de ocupação e a abundância para determinar a distribuição das espécies pelos fragmentos florestais e assim, auxiliar na determinação de espécies sensíveis, uma vez que cada espécie responde de forma independente as ações de fragmentação e alterações dos habitat (Collins et al., 2009). Para cada espécie registrada nas Unidades de Conservação foi analisado um padrão de distribuição de abundância e assim, obter dados de sensibilidade. Para aplicar a técnica foi utilizado o Índice Pontual de Abundância (IPA, segundo Bibby et al., 1992) que corresponde ao valor do cálculo da abundância da espécie ao longo das amostragens (12 pontos/ amostrados por quatro vezes). O valor do IPA foi plotado na ordenada e as amostragens foram plotados na abscissa em ordem correspondente ao ranking de abundâncias de cada espécie. Assim, obteve-se uma representação em forma de gráfico, da distribuição e da abundância (ROAP) de cada espécie ao longo das amostragens realizadas. Foram obtidos padrões de distribuição e de abundância para cada espécie em cada uma das áreas estudadas.

Para estabelecer os padrões da distribuição de abundância, dois critérios foram utilizados:

1. As espécies foram classificadas em uma categoria de ocupação: Frequentes - espécies que ocorreram em pelo menos 80% das amostragens (entre 9 e 12 pontos; Figura 2.2A); Regular - espécies presentes entre 50% a 79% dos pontos (entre 6 e 8 pontos; Figura 2.2B); Escassa - espécies com menos de 50% de ocorrência nos pontos (entre 1 e 5 pontos; Figura 2.2C).

2. Classificação das espécies quanto a abundância: Alta - quando a espécie esteve presente em nove ou mais pontos com o valor de Índice Pontual de Abundância maior que 0,5 ($IPA > 0,5$)

(Figura 2.2A); Média – espécies presentes entre seis, sete e oito pontos de amostragem com o valor de Índice Pontual de Abundância igual a 0,5 (IPA= 0,5) (Figura 2.2B); Baixa – espécies que estiveram em no máximo cinco pontos de amostragem e com o valor de Índice Pontual de Abundância menor que 0,5 (IPA < 0,5) (Figura 2.2C).

Com esta classificação, espécies de ocorrência escassa e com baixa abundância foram classificadas como sensíveis dentro da Unidade de Conservação.

2.5 Resultados

Considerando as três Unidades de Conservação estudadas, foi registrado um total de 120 espécies (Tabela 2.1). A Reserva Florestal Pizzatto foi a UC que apresentou o maior número de espécies, com 97 espécies registradas, seguido da Floresta Nacional de Irati, com 93 espécies e por último, a Floresta Nacional de Três Barras com 84 espécies, sendo que a riqueza estimada, segundo o estimador Chao 1 foi de 109 espécies na RFP, 98 espécies para FTB e 102 em FI. Ao testarmos essas diferenças, não foram registradas diferenças significativas na riqueza de espécies entre UCs ($F_{1,33} = 1,805$, $p = 0,180$). Resultado também evidenciado pela análise de rarefação, onde foi observada uma semelhança na riqueza de espécies entre as áreas estudadas (Figura 2.3). A sobreposição das curvas de RFP e FI demonstra uma maior semelhança na composição de espécies entre as áreas. Ao testarmos as diferenças na composição de espécies, foi verificado que as áreas diferem entre si ($F = 5,286$, $p > 0,0001$). Os valores do Índice de Shannon foram semelhantes entre as áreas, sendo que RFP apresentou o maior índice ($H' = 3,896$), seguido da FI ($H' = 3,786$) e FTB ($H' = 3,713$). Quando a equidistribuição, a RFP apresentou o maior índice (0,8517), seguido da FTB (0,8379) e FI (0,8354). Pelo Índice de similaridade de Jaccard, FI e RFP são as áreas mais similares (70%), já as semelhanças entre FTB e RFP e entre FTB e FI foram de 68%. Os valores do IPA variaram de 0,02 (um contato) e 2,94 (141 contatos) (Tabela 2.1). Todas as três áreas apresentaram um maior número de espécies com IPA baixo, porém, algumas espécies foram abundantes, como a espécie *Leptasthenura setaria*, espécie com maior IPA em todas as UCs (Tabela 2.1). A maior parte das espécies registradas são residentes 85% (N= 103) para 15% migrantes (N= 17) (Tabela 2.1).

Quanto às espécies ameaçadas, oito são classificadas como “quase ameaçadas” segundo a lista vermelha da IUCN, são elas: *Pteroglossus bailloni*, *Leptasthenura setaria*, *Piculus aurulentus*, *Eleoscytalopus indigoticus*, *Dysithamnus stictothorax*, *Clibanornis dendrocolaptoides* e *Cyanocorax caeruleus*. *Dryocopus galeatus* é considerada “vulnerável” em escala mundial (IUCN, 2015.2) e em escala regional, na lista de espécies ameaçadas do Paraná é considerado “criticamente

em perigo”. Já a espécie *Pyroderus scutatus* é considerada “quase ameaçada” na lista do estado do Paraná. *Amazona vinacea* é classificada como “ameaçada” regionalmente pelo estado de Santa Catarina (CONSEMA, 2011), no estado do Paraná é considerada “quase ameaçada” (Mikich e Bérnils, 2004), em nível de Brasil a espécie é classificada como “vulnerável” e em nível mundial, “ameaçada” (IUCN, 2015.2).

Em todas as três Unidades de Conservação, espécies floresta-generalistas foram mais frequentes (58 floresta-dependentes e 62 floresta-generalistas) (Tabela 2.2). Não foram observadas diferenças significativas na riqueza de espécies quanto à ocupação do habitat entre as três UCs ($F_{1,33}= 1,431$, $p= 0,254$; $F_{1,33}= 1,208$, $p= 0,312$, respectivamente), sendo que espécies floresta-dependentes e generalistas estiveram presentes de forma semelhante em todas as UCs (Tabela 2.2).

Conforme classificação quanto à sensibilidade, espécies com baixa sensibilidade foram mais numerosas em todas as três Unidades de Conservação, variando de 46,4% na RFP a 48,4% na FI e 48,8% FTB (Tabela 2.2). Quando comparamos as diferenças na riqueza de espécies nos diferentes graus de sensibilidade entre as três UCs, a riqueza de espécies diferiu ($F_{1,33}= 18,683$, $p < 0,0005$). As diferenças par a par estiveram entre a RFP e as outras UCs ($p < 0,0005$), sendo que a RFP apresentou uma maior riqueza de espécies em todos os graus de sensibilidade avaliados. Através da análise de similaridade, que levou em consideração a sensibilidade e o habitat das espécies, demonstrou uma maior semelhança entre a FI e a RFP (Figura 2.5). Já FTB apresentou composição distinta (Figura 2.5).

Baseado no ROAPs em relação à ocupação, FI apresentou 60 (64%) espécies classificadas como escassas, 19 espécies como frequentes e 15 espécies como abundantes (Tabela 2.1, Figura 2.4A). Quanto a abundância, 78 (83%) espécies apresentaram baixa abundância, 11 espécies foram abundantes e cinco espécies foram registradas com frequência regular (Tabela 2.1, Figura 2.4B). A FTB apresentou uma distribuição semelhante quanto à ocupação e a abundância. Na ocupação, espécies escassas totalizaram 45 (53%), para 24 espécies frequentes e 15 com ocorrência abundante (Tabela 2.1, Figura 2.4A). Quanto à abundância, 65 (77%) espécies apresentaram baixa abundância, 12 espécies alta abundância e sete abundância regular (Tabela 2.1, Figura 2.4B). Na RFP espécies com ocorrência escassa somaram 58 (60%), com ocorrência abundante 26 e frequentes totalizaram 13 espécies (Tabela 2.1, Figura 2.4A). Setenta e seis espécies apresentaram (78%) baixa abundância, 13 espécies abundância alta e oito com abundância regular (Tabela 2.1, Figura 2.4B). No total, FI apresentou um maior número de espécies classificada como sensível 65% (n=61), seguido da RFP com 60% (n=58) e FTB, com 53% (n=45) espécies sensíveis (Tabela 2.1, Figura 2.4C).

2.6 Discussão

As comunidades de aves estudadas nas três Unidades de Conservação com diferentes intensidade de corte seletivo apresentaram valores de diversidade e riqueza de espécies semelhantes entre si, mesmo a Reserva Florestal Pizzatto apresentando corte seletivo recente. Uma justificativa para a não diferença na riqueza de espécies entre as áreas é a maior heterogeneidade de ambientes como áreas abertas e extensas bordas, ambientes resultantes do corte seletivo, resultando assim, em uma maior diversidade de habitat, propiciando a ocupação de espécies capazes de sobreviver neste tipo de ambiente. Resultado também evidenciado por Sekercioglu (2002) que registrou um maior número de espécies em áreas com maior antropização quando comparadas às florestas primárias ou pouco impactadas. Além disso, a Reserva Florestal Pizzatto, que ainda sofre com o corte seletivo, tem grande parte de sua área formada por densos aglomerados de bambu. Assim, este elevado número de espécies pode estar associado à heterogeneidade de habitat, possibilitando uma maior riqueza de espécies (Roth, 1976; Lindenmayer e Hobbs, 2004; Sherer-Neto e Toledo, 2012). Também, por apresentar áreas mais abertas, há uma maior facilidade nos avistamentos das espécies, podendo resultar em uma maior riqueza.

Quanto ao grau de sensibilidade segundo Stotz et al. (1996) e Volpato et al. (2010), foi registrado um elevado número de espécies com baixa sensibilidade nas três Unidades de Conservação. Padrão verificado por Franz et al. (2014), também em áreas de Floresta Ombrófila Mista. Porém, ao verificarmos a sensibilidade por meio da técnica de ROAPs, verificamos um número maior de espécies sensíveis, com escassa ocorrência e baixa abundância. Este maior número de espécies sensíveis em cada Unidade de Conservação pode estar associado ao histórico de exploração nas Unidades de Conservação, como a prática do corte seletivo (Lindenmayer et al., 2005). A atividade de corte seletivo é capaz de reduzir a riqueza e ainda, causar modificações na composição de espécies, pois altera a estruturação florestal pela perda da diversidade vegetal (Aleixo, 1999; Peh et al., 2005; Barlow et al., 2006). Além do corte seletivo, a fragmentação das florestas é um importante fator de impacto sobre as comunidades de aves, uma vez que todas as Unidades de Conservação apresentam-se intensamente fragmentadas (Uezu et al., 2005). Anjos et al. (2011) evidenciou um aumento no número de espécies sensíveis em áreas de floresta fragmentada, semelhante aos padrões registrados nas Unidades de Conservação estudadas.

Ainda, o tipo de formação florestal ao qual as espécies estão associadas pode ser um fator de influência. Em trabalho de Anjos et al. (2011) foi registrado um elevado número de espécies consideradas “sensíveis”, que apresentaram baixa abundância e escassa ocorrência para áreas de Floresta Ombrófila Mista (cerca de 40%), valores aproximados dos registrados. Também, este

padrão observado pode ser natural, pois as espécies se distribuem naturalmente de forma escassa, além de não serem registradas em todas as amostragens, mesmo espécies residentes (Donatelli et al., 2004, Donatelli et al., 2007). Outro motivo pode ser devido a presença de microhabitat nas áreas estudadas, permitindo a ocupação de espécies especialistas como *Clibanornis dendrocolaptoides*, registrada na Reserva Florestal Pizzatto, Unidade de Conservação que apresenta grandes áreas com aglomerados de bambus (Stotz et al., 1996). Em sua maioria, espécies especialistas apresentam tamanho populacional reduzido e área de ocorrência restrita (Henle et al., 2004).

Espécies com alta sensibilidade e dependentes do interior florestal foram registradas com abundância baixa e com ocorrência escassa, além de ocorrerem apenas em uma única Unidade de Conservação, dessa forma, classificadas como sensíveis. Por outro lado, espécies que apresentaram abundância alta e foram frequentes nas três Unidades de Conservação foram espécies generalistas, estas que são registradas na maior parte dos trabalhos desenvolvidos em áreas de Mata Atlântica no sul do Brasil, inclusive em áreas com diferentes intensidades de antropização (Anjos, 2001; Anjos, 2006; Voltato et al., 2010; Scherer-Neto e Toledo, 2012). A espécie *L. setaria* foi a espécie mais abundante e frequente nas Unidades de Conservação, esta que é considerada uma espécie de baixa sensibilidade e dependente-florestal. Este padrão na distribuição está relacionado à presença da *Araucaria angustifolia*, espécie arbórea a qual ave é dependente (Pietrek e Branch, 2011).

Oito espécies que foram consideradas com alta sensibilidade por Anjos et al. (2011) também apresentaram a mesma classificação para o presente trabalho, são elas *Pteroglossus bailloni*, *Trogon rufus*, *Micrastur semitorquatus*, *Philydor atricapillus*, *Pyroderus scutatus*, *Sirystes sibilator*, *Mionectes rufiventris* e *Cacicus chrysopterus*. No entanto, algumas espécies consideradas com alta sensibilidade por Anjos et al. (2011) foram registradas com frequência neste estudo pelo menos em uma das Unidades de Conservação. Deve-se levar em consideração que a classificação de sensibilidade utilizada por Anjos et al. (2011) analisou um grande número de fragmentos florestais, e no presente trabalho, foi analisado a ocorrência e abundância das espécies em cada uma das Unidades de Conservação independentemente. Além das particularidades das espécies como espécies migrantes, que apresentaram ocorrência escassa nas áreas estudadas. Possivelmente, isso está mais associado a ausência das espécies durante parte do ano, do que a maior sensibilidade à elas atribuídas (Stotz et al., 1996; Bencke, 2001; Anjos, 2006). *Ictinia plumbea*, *Rupornis magnirostris*, *Troglodytes musculus* e *Zonotrichia capensis* foram registradas em baixa frequência e abundância e não estiveram presentes em todas as Unidades de Conservação. Estas espécies, por apresentarem hábitos generalistas e serem capazes de viver em áreas abertas, não são consideradas sensíveis, pois utilizam áreas florestais apenas de forma esporádica (Stotz et al., 1996).

Dentre as espécies ameaçadas, *P. bailloni*, *L. setaria*, *P. aurulentus*, *E. indigoticus*, *D. stictothorax*, *C. dendrocolaptoides* e *C. caeruleus* são espécies consideradas dependentes florestais e apresentam média a alta sensibilidade. A espécie *A. vinacea* é endêmica da Mata Atlântica e vem sofrendo declínio populacional influenciado principalmente pela perda de florestas e pelo tráfico ilegal (Sick, 1997; Cockle, Bodrati, 2011). *D. galeatus* e *D. stictothorax* foram registrados em apenas uma Unidade de Conservação, Reserva Florestal Pizzatto e Floresta Nacional de Três Barras, respectivamente e *E. indigoticus* foi registrada nas três Unidades de Conservação. Estas três espécies são dependentes da floresta e endêmicas do Brasil. Com exceção à espécie *L. setaria*, que foi a mais abundante no estudo, e à *E. indigoticus*, frequente na Floresta Nacional de Três Barras, todas as demais espécies foram escassas e apresentaram baixa abundância.

Foi observado que espécies especialistas se dispersam pelos fragmentos de forma escassa e pouco abundante, classificadas neste estudo como sensíveis, ao contrário de espécies generalistas, que foram abundantes e frequentes. Espécies sensíveis são mais propensas à extinção pois apresentam baixa resiliência as alterações no ambiente (Renjifo, 1999; Henle et al., 2004). Também, a ausência e a baixa abundância de espécie pode ser consequência das condições da área, como características inapropriadas, tamanho e recursos insuficientes para a sobrevivência de espécies. Estas consequências podem ser geradas pelo corte seletivo e pela fragmentação dos habitat. Assim, entender como as espécies se distribuem pelos remanescentes florestais e quais as implicações dessa distribuição na sensibilidade das mesmas é de extrema importância. As áreas estudadas, mesmo apresentando corte seletivo são capazes de manter um elevado número de espécies sensíveis, além de espécies ameaçadas de extinção, sendo assim, são áreas importantes para a conservação devendo ser preservadas.

2.7 Referências Bibliográficas

Aleixo, A. 1999. Effects of selective logging on a the Brazilian Atlantic bird community in forest. *The Condor*, 101: 537-548.

Anjos, L. 2001. Bird communities in five atlantic forest fragments in southern Brazil. *Ornitologia Neotropical*.M 12: 11–27.

Anjos, L. 2006. Bird species sensitivity in a fragmented landscape of the Atlantic forest in southern Brazil. *Biotropica*, 38(2): 229-234.

Anjos, L.; Collins, C.D.; Holt, R.D.; Volpato, G.H.; Mendonça, L.B.; Lopes, E.V.; Boçon; R.; Bisheimer, M.V.; Serafini, P.P. & Carvalho, J. 2011. Bird species abundance–occupancy patterns and sensitivity to forest fragmentation: Implications for conservation in the Brazilian Atlantic forest. *Biological Conservation*, 144: 2213–2222.

- Barlow, J.; Peres, C.A.; Henriques, L.M.P.; Stouffer, P.C. & Wunderle, L.M. 2006.** The responses of understory birds to forest fragmentation, logging and wildfires: An Amazonian synthesis, *Biological Conservation*, 128: 182-192.
- Barlow, J.; Mestre, L.A.M.; Gardner, T.A. & Peres, C.A. 2007.** The value of primary, secondary and plantation forests for Amazonian birds. *Biological Conservation*, 136: 212–231.
- Bencke, G.A. 2001.** Lista de referência das aves do Rio Grande do Sul. Porto Alegre: Fundação Zoobotânica do Rio Grande do Sul, Publicações Avulsas FZB, n.10. 104p.
- Bibby, C.J., Burgess, N.D., Hill, D.A. 1992.** Bird Census Techniques. Academic Press, London.
- Brooks, T. & Balmford, A. 1996.** Atlantic forest extinctions. *Nature*, 380: 115.
- CBRO - Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos. 2014.** Lista das Aves do Brasil. <<http://www.cbro.orb.br/> (acessado em 09 de julho, 2015)
- Cockle, K.L. & Bodrati, A. 2011.** Vinaceous Parrot (*Amazona vinacea*). En: SCHULENBERG TS (ed) *Neotropical birds*. The Cornell Lab of Ornithology, Ithaca. http://neotropical.birds.cornell.edu/portal/species/overview?p_p_spp=199736 (acesso em 16 julho, 2015).
- Collins, C.D.; Holt, R.D. & Foster, B.L. 2009.** Patch size effects on plant species decline in an experimentally fragmented landscape. *Ecology*, 90(9): 2577–2588.
- CONSEMA. Conselho Estadual de Meio Ambiente. 2011.** Resolução N° 002, de 06 de dezembro de 2011. Reconhece a Lista Oficial da Fauna ameaçada de extinção do Estado de Santana Catarina e dá outras providências. Florianópolis, SC.
- Donatelli, R.J.; Costa, T.V.V. & Ferreira, C.D. 2004.** Dinâmica da avifauna em fragmento de mata na Fazenda Rio Claro, Lenções Paulista, São Paulo, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 21(1): 94-114.
- Donatelli R.J.; Ferreira C.D.; Dalbeto A.C. & Posso S.R. 2007.** Análise comparativa da assembléia de aves em dois remanescentes florestais no interior de São Paulo, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 24(2): 362-375.
- Franz, I.; Barros, M.P.; Cappelatti, L.; Dala-Corte, R. & Ott, P.H. 2014.** Birds of two protected areas in the southern range of the Brazilian *Araucaria* forest. *Papéis Avulsos de Zoologia*, 54(10):111-127.
- Fundação SOS Mata Atlântica/IMPE, Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. 2015.** Atlas dos remanescentes Florestais da Mata Atlântica, Período 2013-2014. São Paulo 2015, 60p. Disponível Online em: http://www.sosma.org.br/link/atlas_2013-2014_Mata_Atlantica_relatorio_tecnico_2015.pdf.
- Gotelli, N.J.; Colwel, R.K., 2001.** Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. *Ecology Letters*. 4:379-391.
- Henle, K.; Davies, K.F.; Kleyer, M.K.; Margules, C. & Settele, J. 2004.** Predictors of species sensitivity to fragmentation. *Biodiversity and Conservation*, 13: 207–251.

IUCN. 2015.2. Red List of Threatened Species, www.iucnredlist.org. (acesso em 09 de julho, 2015).

Laurance, W.F., Lovejoy, T.E., Vasconcelos, H.L., Bruna, E.M., Didham, F.K., Stouffer, P.C., Gascon, C., Bierregaard, R.O., Laurance, S.G., Sampaio, E., 2002. Ecosystem Decay of Amazonian Forest Fragments: a 22-Year Investigation. *Conservation Biology*, 16(3): 605–618.

Lindenmayer, D.B., Hobbs, R.J., 2004. Fauna conservation in Australian plantation forests—a review. *Biological Conservation*, 119, 151–168.

Lindenmayer, D.B.; Fischer, J.F. & Cunningham, R.B. 2005. Native vegetation cover thresholds associated with species responses, *Biological Conservation*, 124: 311–316.

Martensen, A.C.; Pimentel, F.G. & Metzger, J.P. 2008. Relative effects of fragment size and connectivity on bird community in the Atlantic Rain Forest: Implications for conservation. *Biological Conservation*, 141: 2184 – 2192.

Mikich, S.B. & Bérnils, R.S. 2004. Livro Vermelho da Fauna Ameaçada no Estado do Paraná. Instituto Ambiental do Paraná/Mater Natura, Curitiba. <http://www.maternatura.org.br/livro/index.asp?idgrupo=9&index=ger>. (acesso em 29 de março, 2015).

MMA, Ministério do Meio Ambiente. 2014. Lista Nacional Oficial de Espécies da Fauna Ameaçadas e Extinção. Portaria No - 444, de 17 de dezembro de 2014. Diário Oficial da União de 18 de dezembro de 2014, nº 245, Seção 1. p. 121-216. http://www.icmbio.gov.br/portal/images/stories/biodiversidade/fauna-brasileira/avaliacao-do-risco/PORTARIA_N%C2%BA_444_DE_17_DE_DEZEMBRO_DE_2014.pdf (acesso em 16 de julho, 2015).

Nájera A.; Simonetti, J. A. 2009. Enhancing Avifauna in Commercial Plantations. *Conservation Biology*, 24(1): 319–324.

Narosky, T. & Zurieta, D. 2003. *Birds of Argentina & Uruguai A Field Guide*. Asociación Ornitológica del Plata: Vazquez Mazzini Editores. 346p.

Peh, K.S.H.; Jong, J.; Sodhi, N.S. Lim, S.L.H. & Yap, C.A.M. 2005. Lowland rainforest avifauna and human disturbance: persistence of primary forest birds in selectively logged forests and mixed-rural habitats of southern Peninsular Malaysia. *Biological Conservation*, 123: 489–505.

Ribeiro, M.C.; Metzger, J.P.; Martensen, A.C.; Ponzoni, F.J. & Hirota, M.M. 2009. The Brazilian Atlantic forest: How much is left, and how much is remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biological Conservation*, 142:1141– 1153.

Rosário, L.A. (Organizadora). 2012. Portal de Aves de Santa Catarina. Disponível online em <http://www.avesdesantacatariana.com.br>.

Roth, R.R. 1976. Spatial heterogeneity and bird species diversity. *Ecology*, 57: 773-782.

- Scherer, J.F.M.; Scherer, A.L. & Petry, M.V. 2010.** Estrutura trófica e ocupação de habitat da avifauna de um parque urbano em Porto Alegre, Rio Grande do Sul, Brasil. *Biotemas*, 23 (1): 169-180.
- Scherer-Neto, P. 2011.** *Lista das aves do Paraná: edição comemorativa do “Centenário da Ornitologia do Paraná*; por Pedro Scherer Neto; Fernando Costa Straube; Eduardo Carrano; Alberto Urben-Filho. – Curitiba, Pr: Hori Consultoria Ambiental, 130p. (Hori Cadernos Técnicos n. 2).
- Scherer-Neto, P. & Toledo, M.C.B. 2012.** Bird community in an Araucaria forest fragment in relation to changes in the surrounding landscape in Southern Brazil. *Iheringia, Série Zoologia*, 102(4): 412-422.
- Sekercioglu, C.H. 2002.** Effects of forestry practices on vegetation structure and Bird community of Kibale National Park, Uganda. *Biological Conservation*, 107: 229–240.
- Sick, H. 1997.** *Ornitologia Brasileira*. Rio de Janeiro: Nova Fronteira.
- Sodhi, N.S., Soh, M.C., Prawiradilaga, D. M., Darjono, D.M.; Brook, B.W. 2005.** Persistence of lowland rainforest birds in a recently logged area in central Java Bird. *Conservation International*, 15(2), 173-191.
- Stotz, D.F.; Fitzpatrick, F.W.; Parker, T.A. & Moskovits, D.K. 1996.** *Neotropical birds*. Univ. of Chicago Press, Chicago.
- Stouffer, P.C., Bierregaard, R.O.Jr., 1995.** Use of Amazonian Forest Fragments by Understory Insectivorous Birds. *Ecology*, 76(8): 2429-2445.
- Uezu, A.; Metzger, J.P. & Vielliard, J.M.E. 2005.** Effects of structural and functional connectivity and patch size on the abundance of seven Atlantic Forest bird species. *Biological Conservation*, 123: 507–519.
- Vielliard, J.M.E. 2000.** Bird community as an indicator of biodiversity: results from quantitative surveys in Brazil. *Anais Academia Brasileira de Ciências*, 72(3): 223-330.
- Volpato, G.H.; Prado, V.M. & Anjos, L. 2010.** What can tree plantations do for forest birds in fragmented forest landscapes? A case study in southern Brazil. *Forest Ecology and Management*. 260, 1156–1163.
- 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. *Forest Ecology and Management*, 235: 164–173.

Figura 2.1. Região de estudo no sul do Brasil (I); Áreas de estudo (Unidades de Conservação) nos estados de Santa Catarina e Paraná (II). (Fonte: Gustavo Aver e Júlia Finger).

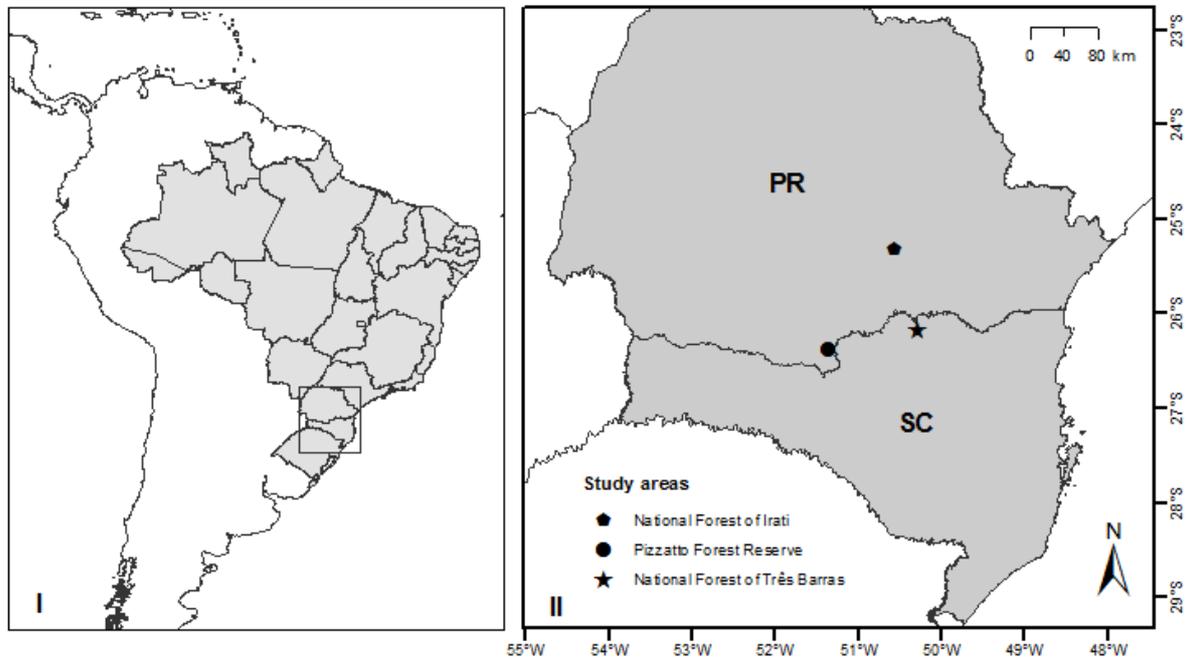
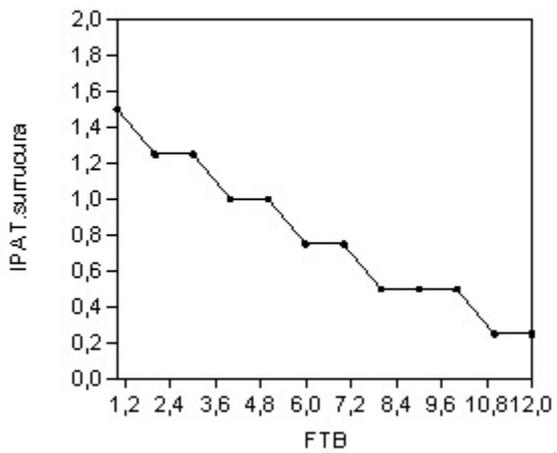
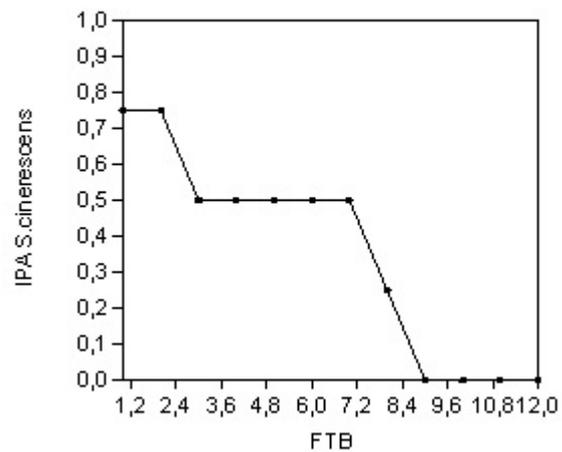


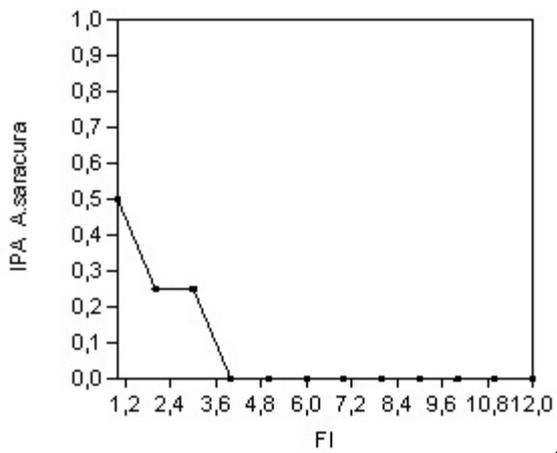
Figura 2.2. “Rank Occupancy Abundance Profiles” (ROAP) de três espécies de aves. (A) *Trogon surrucura* na Floresta Nacional de Três Barras (FTB) apresentando alta abundância e frequência de ocorrência (frequentes); (B) *Synallaxis cinerascens* com abundância e ocorrência regular na Floresta Nacional de Três Barras (FTB); (C) espécie com ocorrência escassa e com baixa abundância na Fona de Irati (FI) (*Aramides saracura*);



A



B



C

Figura 2.3. Curva de Rarefação da avifauna registrada na Floresta Nacional de Irati (FI), Floresta Nacional de Três Barras (FTB) e Reserva Florestal Pizzatto (RFP) ($\pm 95\%$ de intervalo de confiança).

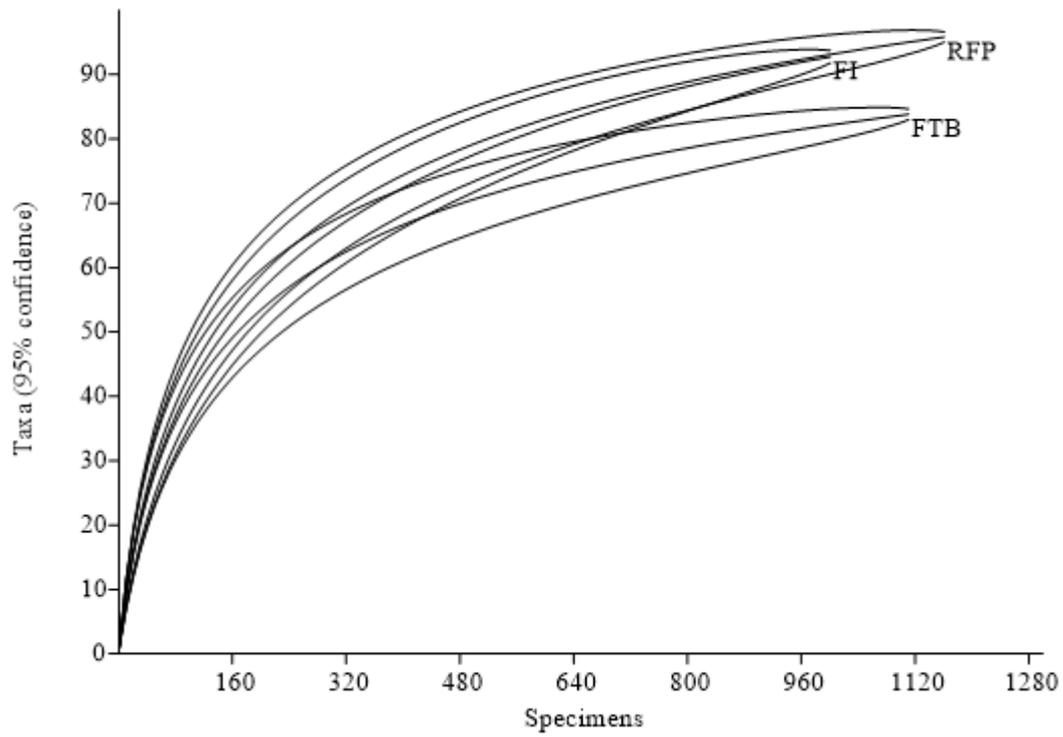


Tabela 2.1. Composição das espécies em três Unidades de Conservação: (FI) Floresta Nacional de Irati; (RFP) Reserva Florestal Pizzatto; (FTB) Floresta Nacional de Três Barras, localizadas no sul do Brasil. Abundância expressa em forma de Índice Pontual de Abundância (IPA). Ocorrência Residente (R); Migrante (M); Endêmico do Brasil (E). Sensibilidade: (B) baixa; (M) média; e (A) alta. Habitat: (D) dependente da floresta; e (G) generalistas. Ocorrência (O); Abundância (A).

Espécies	Ocorrência	Habitat	Sensibilidade	FI			FTB			RFP			
				IPA	O	A	IPA	O	A	IPA	O	A	
Tinamiformes Huxley, 1872													
Tinamidae Gray, 1840													
<i>Crypturellus obsoletus</i> (Temminck, 1815)	R	D	B	0,17	R	B	0,29	F	B	0,77	F	A	
Galliformes Linnaeus, 1758													
Cracidae Rafinesque, 1815													
<i>Penelope obscura</i> Temminck, 1815	R	G	M				0,02*	E	B				
Odontophoridae Gould, 1844													
<i>Odontophorus capueira</i> (Spix, 1825)	R	D	A							0,02*	E	B	
Accipitriformes Bonaparte, 1831													
Accipitridae Vigors, 1824													
<i>Ictinia plumbea</i> (Gmelin, 1788)	M	G	M	0,04*	E	B							
<i>Rupornis magnirostris</i> (Gmelin, 1788)	R	G	B	0,04*	E	B	0,06*	E	B	0,06*	E	B	
Gruiformes Bonaparte, 1854													
Rallidae Rafinesque, 1815													
<i>Aramides cajaneus</i> (Statius Muller, 1776)	R	D	A							0,02*	E	B	
<i>Aramides saracura</i> (Spix, 1825)	R	G	B	0,08*	E	B				0,04*	E	B	
Columbiformes Latham, 1790													
Columbidae Leach, 1820													
<i>Patagioenas picazuro</i> (Temminck, 1813)	R	G	B	0,29	F	B	0,15*	E	B	0,25	R	B	
<i>Leptotila verreauxi</i> Bonaparte, 1855	R	G	B	0,13	F	B	0,29	F	B	0,04*	E	B	
<i>Leptotila rufaxilla</i> (Richard & Bernard, 1792)	R	G	B	0,08*	E	B	0,06*	E	B	0,17	R	B	
Cuculiformes Wagler, 1830													
Cuculidae Leach, 1820													
<i>Piaya cayana</i> (Linnaeus, 1766)	R	G	B	0,02*	E	B	0,04*	E	B	0,02*	E	B	
<i>Guira guira</i> (Gmelin, 1788)	R	G	B	0,02*	E	B				0,02*	E	B	
<i>Dromococcyx phasianellus</i> (Spix, 1824)	R	D	M				0,02*	E	B				

<i>Dromococcyx pavoninus</i> Pelzeln, 1870	R	D	A	0,04*	E	B						
Apodiformes Peters, 1940												
Trochilidae Vigors, 1825												
<i>Stephanoxis lalandi</i> (Vieillot, 1818)	R	G	M							0,04*	E	B
<i>Leucochloris albicollis</i> (Vieillot, 1818)	R	G	B	0,02*	E	B	0,02*	E	B			
Trogoniformes A. O. U., 1886												
Trogonidae Lesson, 1828												
<i>Trogon surrucura</i> Vieillot, 1817	R	G	M	0,65	F	A	0,79	F	A	0,52	F	R
<i>Trogon rufus</i> Gmelin, 1788	R	D	A	0,17*	E	B	0,06*	E	B	0,10*	E	B
Coraciiformes Forbes, 1844												
Momotidae Gray, 1840												
<i>Baryphthengus ruficapillus</i> (Vieillot, 1818)	R#	D	M	0,04*	E	B						
Piciformes Meyer & Wolf, 1810												
Ramphastidae Vigors, 1825												
<i>Ramphastos dicolorus</i> Linnaeus, 1766	R	D	M	0,10*	E	B	0,04*	E	B	0,02*	E	B
<i>Pteroglossus bailloni</i> (Vieillot, 1819)	R	D	A	0,02*	E	B						
Picidae Leach, 1820												
<i>Picumnus temminckii</i> Lafresnaye, 1845	R	D	B	0,10*	E	B	0,08*	E	B	0,02*	E	B
<i>Melanerpes flavifrons</i> (Vieillot, 1818)	R	G	M	0,23	E	B	0,04*	E	B			
<i>Veniliornis spilogaster</i> (Wagler, 1827)	R	G	B	0,63	F	A	0,54	F	A	0,58	F	A
<i>Piculus aurulentus</i> (Temminck, 1821)	R	D	B	0,33	F	B	0,42	F	B	0,31	F	B
<i>Dryocopus galeatus</i> (Temminck, 1822)	R,E	D	A							0,04*	E	B
<i>Dryocopus lineatus</i> (Linnaeus, 1766)	R	G	M	0,19	R	B	0,08*	E	B			
<i>Campephilus robustus</i> (Lichtenstein, 1818)	R	G	M	0,04*	E	B						
Falconiformes Bonaparte, 1831												
Falconidae Leach, 1820												
<i>Milvago chimachima</i> (Vieillot, 1816)	R	G	B	0,06*	E	B	0,17*	E	B	0,06*	E	B
<i>Micrastur ruficollis</i> (Vieillot, 1817)	R	D	M	0,08*	E	B	0,08*	E	B	0,06*	E	B
<i>Micrastur semitorquatus</i> (Vieillot, 1817)	R	D	A	0,04*	E	B				0,02*	E	B
Psittaciformes Wagler, 1830												
Psittacidae Rafinesque, 1815												
<i>Pyrrhura frontalis</i> (Vieillot, 1817)	R	D	B	0,65	F	A	0,88	F	A	0,52	F	A
<i>Pionus maximiliani</i> (Kuhl, 1820)	R	G	M	0,17	R	B	0,08*	E	B	0,29	F	B
<i>Amazona vinacea</i> (Kuhl, 1820)	R	D	M	0,04*	E	B				0,52	F	A
Passeriformes Linnaeus, 1758												

Thamnophilidae Swainson, 1824

<i>Dysithamnus stictothorax</i> (Temminck, 1823)	R,E	D	A				0,02*	E	B			
<i>Dysithamnus mentalis</i> (Temminck, 1823)	R	D	B	0,71	F	R	0,35	R	B	0,10*	E	B
<i>Thamnophilus caeruleus</i> Vieillot, 1816	R	D	B	0,44	F	R	0,90	F	A	1,10	F	A
<i>Mackenziaena leachii</i> (Such, 1825)	R	G	M							0,02*	E	B
<i>Mackenziaena severa</i> (Lichtenstein, 1823)	R#	D	B							0,08*	E	B
<i>Hypoedaleus guttatus</i> (Vieillot, 1816)	R	D	B	0,02*	E	B						
<i>Pyriglena leucoptera</i> (Vieillot, 1818)	R	D	B				0,02*	E	B			
<i>Dryophila rubricollis</i> (Bertoni, 1901)	R	D	A	0,04*	E	B	0,10*	E	B	0,15	R	B
<i>Dryophila malura</i> (Temminck, 1825)	R	D	A	0,10*	E	B	0,19*	E	B	0,17*	E	B
Conopophagidae Sclater & Salvin, 1873												
<i>Conopophaga lineata</i> (Wied, 1831)	R	G	B	0,04*	E	B	0,04*	E	B	0,19	R	B
Grallariidae Sclater & Salvin, 1873												
<i>Hylopezus nattereri</i> (Pinto, 1937)		D	A	0,02*	E	B				0,38	F	R
Rhinocryptidae Wetmore, 1926 (1837)												
<i>Eleoscytalopus indigoticus</i> (Wied, 1831)	R,E	D	M	0,02*	E	B	0,44	F	R	0,06*	E	B
Formicariidae Gray, 1840												
<i>Chamaeza campanisona</i> (Lichtenstein, 1823)	R	D	M	1,17	F	A	0,02*	E	B	0,58	F	R
Scleruridae Swainson, 1827												
<i>Sclerurus scansor</i> (Ménétrières, 1835)	R	D	A	0,08*	E	B	0,02*	E	B	0,02*	E	B
Dendrocolaptidae Gray, 1840												
<i>Sittasomus griseicapillus</i> (Vieillot, 1818)	R	D	M	0,88	F	A	0,88	F	A	0,67	F	A
<i>Xiphorhynchus fuscus</i> (Vieillot, 1818)	R	D	M	0,27	R	B	0,19	R	B	0,06*	E	B
<i>Campylorhamphus falcularius</i> (Vieillot, 1822)	R	D	A							0,02*	E	B
<i>Lepidocolaptes falcinellus</i> (Cabanis & Heine, 1859)	R	D	A	0,25	R	B	0,33	R	B	0,60	F	A
<i>Dendrocolaptes platyrostris</i> Spix, 1825	R	G	B	0,25	R	B	0,46	F	R	0,25	R	B
<i>Xiphocolaptes albicollis</i> (Vieillot, 1818)	R	D	M	0,04*	E	B	0,04*	E	B	0,04*	E	B
Xenopidae Bonaparte, 1854												
<i>Xenops minutus</i> (Sparrman, 1788)	R	D	M	0,02*	E	B	0,02*	E	B			
<i>Xenops rutilans</i> Temminck, 1821	R#	D	B	0,08*	E	B	0,06*	E	B	0,02*	E	B
Furnariidae Gray, 1840												
<i>Clibanornis dendrocolaptoides</i> (Pelzeln, 1859)	R#	D	M							0,02*	E	B
<i>Philydor atricapillus</i> (Wied, 1821)	R#	D	A	0,02*	E	B	0,04*	E	B	0,02*	E	B
<i>Philydor rufum</i> (Vieillot, 1818)	R	D	M	0,19*	E	B	0,02*	E	B	0,08*	E	B
<i>Heliobletus contaminatus</i> Berlepsch, 1885	R	D	B	0,13*	E	B	0,10*	E	B	0,19	R	B

<i>Syndactyla rufosuperciliata</i> (Lafresnaye, 1832)	R	D	M	0,02*	E	B	0,08*	E	B	0,10*	E	B
<i>Leptasthenura setaria</i> (Temminck, 1824)	R	D	B	1,85	F	A	2,94	F	A	2,13	F	A
<i>Synallaxis ruficapilla</i> Vieillot, 1819	R	D	B	0,23	F	B	0,48	F	R	0,44	F	R
<i>Synallaxis cinerascens</i> Temminck, 1823	R	D	M	0,38	F	B	0,35	R	R	0,35	F	B
<i>Synallaxis spixi</i> Sclater, 1856	R	G	B							0,04*	E	B
<i>Cranioleuca obsoleta</i> (Reichenbach, 1853)	R	D	M	0,02*	E	B	0,06*	E	B			
Pipridae Rafinesque, 1815												
<i>Chiroxiphia caudata</i> (Shaw & Nodder, 1793)	R	G	M	1,00	F	A	0,71	F	A	0,10*	E	B
Tityridae Gray, 1840												
<i>Schiffornis virescens</i> (Lafresnaye, 1838)	R	G	M	1,27	F	A	0,48	F	R	0,44	F	R
<i>Tityra inquisitor</i> (Lichtenstein, 1823)	R	G	M	0,04*	E	B				0,02*	E	B
<i>Tityra cayana</i> (Linnaeus, 1766)	M#	G	M	0,08*	E	B	0,17	R	B	0,04*	E	B
<i>Pachyramphus viridis</i> (Vieillot, 1816)	M	G	B	0,02*	E	B						
<i>Pachyramphus castaneus</i> (Jardine & Selby, 1827)	R	G	B	0,15*	E	B	0,15	R	B	0,17*	E	B
<i>Pachyramphus polychopterus</i> (Vieillot, 1818)	R#	G	B	0,04*	E	B	0,23	F	B	0,13*	E	B
<i>Pachyramphus validus</i> (Lichtenstein, 1823)	M	G	M							0,02*	E	B
Cotingidae Bonaparte, 1849												
<i>Pyroderus scutatus</i> (Shaw, 1792)	M#	D	M							0,04*	E	B
Platyrinchidae Bonaparte, 1854												
<i>Platyrinchus mystaceus</i> Vieillot, 1818	R	D	M	0,48	F	R	0,40	F	R	0,15*	E	B
Rhynchocyclidae Berlepsch, 1907												
<i>Mionectes rufiventris</i> Cabanis, 1846	R#	D	M				0,02*	E	B	0,04*	E	B
<i>Leptopogon amaurocephalus</i> Tschudi, 1846	R	D	B	0,21	R	B	0,15	R	B	0,15	R	B
<i>Phylloscartes ventralis</i> (Temminck, 1824)	R	G	B	0,35	R	R	0,88	F	A	0,75	F	A
<i>Tolmomyias sulphurescens</i> (Spix, 1825)	R	G	M	0,10*	E	B	0,17	R	B	0,17*	E	B
<i>Poecilotriccus plumbeiceps</i> (Lafresnaye, 1846)	R	D	A	0,06*	E	B	0,50	F	R	0,46	F	R
Tyrannidae Vigors, 1825												
<i>Camptostoma obsoletum</i> (Temminck, 1824)	R	G	B				0,21	R	B	0,06*	E	B
<i>Elaenia mesoleuca</i> (Deppe, 1830)	M	G	B	0,15	R	B	0,08*	E	B	0,31	F	B
<i>Phyllomyias fasciatus</i> (Thunberg, 1822)	M	G	M	0,06*	E	B	0,15	R	B	0,35	R	R
<i>Attila phoenicurus</i> Pelzeln, 1868	M	D	A							0,06*	E	B
<i>Myiarchus swainsoni</i> Cabanis & Heine, 1859	M	G	B	0,08*	E	B	0,04*	E	B	0,19	R	B
<i>Sirystes sibilator</i> (Vieillot, 1818)	M#	D	M	0,02*	E	B	0,02*	E	B	0,02*	E	B
<i>Pitangus sulphuratus</i> (Linnaeus, 1766)	R	G	B	0,04*	E	B	0,13*	E	B	0,21	R	B
<i>Myiodynastes maculatus</i> (Statius Muller, 1776)	M	G	B	0,04*	E	B	0,21	R	B	0,25	R	B

<i>Megarynchus pitangua</i> (Linnaeus, 1766)	M	G	B				0,17	R	B	0,02*	E	B
<i>Colonia colonus</i> (Vieillot, 1818)	M#	G	B				0,02*	E	B			
<i>Myiophobus fasciatus</i> (Statius Muller, 1776)	M	G	B	0,02*	E	B						
<i>Lathrotriccus euleri</i> (Cabanis, 1868)	M	G	B	0,19	R	B	0,19	R	B	0,27	F	B
Vireonidae Swainson, 1837												
<i>Cyclarhis gujanensis</i> (Gmelin, 1789)	R	G	M	0,38	F	R	1,15	F	A	1,02	F	A
<i>Vireo olivaceus</i> (Linnaeus, 1766)	M	G	M	0,02*	E	B	0,02*	E	B	0,31	F	B
<i>Hylophilus poicilotis</i> Temminck, 1822	R	D	M							0,04*	E	B
Corvidae Leach, 1820												
<i>Cyanocorax caeruleus</i> (Vieillot, 1818)	R	D	M	0,06*	E	B	0,08*	E	B	0,08*	E	B
<i>Cyanocorax chrysops</i> (Vieillot, 1818)	R	G	M	0,23	R	B	0,71	F	A	0,44	F	R
Troglodytidae Swainson, 1831												
<i>Troglodytes musculus</i> Naumann, 1823	R	G	B							0,06*	E	B
Turdidae Rafinesque, 1815												
<i>Turdus rufiventris</i> Vieillot, 1818	R	G	B	0,17	R	B	0,19	R	B	0,19*	E	B
<i>Turdus amaurochalinus</i> Cabanis, 1850	R	G	B				0,06*	E	B	0,10*	E	B
<i>Turdus subalaris</i> (Seebohm, 1887)	M	D	B	0,04*	E	B	0,06*	E	B			
<i>Turdus albicollis</i> Vieillot, 1818	R	D	B	0,25	R	B	0,23	F	B	0,06*	E	B
Passerellidae Cabanis & Heine, 1850												
<i>Zonotrichia capensis</i> (Statius Muller, 1776)	R	G	B	0,04*	E	B				0,08*	E	B
Parulidae Wetmore, Friedmann, Lincoln, Miller, Peters, van Rossem, Van Tyne & Zimmer 1947												
<i>Setophaga pitiayumi</i> (Vieillot, 1817)	R	G	B	0,50	F	A	0,31	F	B	0,85	F	A
<i>Basileuterus culicivorus</i> (Deppe, 1830)	R	G	B	0,81	F	A	1,44	F	A	1,46	F	A
<i>Myiothlypis leucoblephara</i> (Vieillot, 1817)	R	G	B	1,73	F	A	1,42	F	A	1,58	F	A
Icteridae Vigors, 1825												
<i>Cacicus chrysopterus</i> (Vigors, 1825)	R	D	M	0,27	R	B	0,13	R	B	0,23	R	B
<i>Cacicus haemorrhous</i> (Linnaeus, 1766)	R#	G	M				0,06*	E	B	0,02*	E	B
Thraupidae Cabanis, 1847												
<i>Saltator similis</i> d'Orbigny & Lafresnaye, 1837	R	G	B	0,21	R	B	0,17*	E	B	0,10*	E	B
<i>Saltator maxillosus</i> Cabanis, 1851	R	G	M							0,04*	E	B
<i>Pyrrhocomma ruficeps</i> (Strickland, 1844)	R	D	M	0,02*	E	B	0,02*	E	B			
<i>Stephanophorus diadematus</i> (Temminck, 1823)	R	G	B							0,04*	E	B
<i>Pipraeidea melanonota</i> (Vieillot, 1819)	R	D	M	0,04*	E	B	0,02*	E	B	0,15	R	B
<i>Hemithraupis guira</i> (Linnaeus, 1766)	R	G	B	0,02*	E	B				0,04*	E	B

<i>Conirostrum speciosum</i> (Temminck, 1824)	R#	G	B	0,02*	E	B						
<i>Poospiza cabanisi</i> Bonaparte, 1850	R	G	M	0,06*	E	B			0,29*	E	B	
Cardinalidae Ridgway, 1901												
<i>Cyanoloxia brissonii</i> (Lichtenstein, 1823)	R	G	M				0,02*	E	B	0,08*	E	B
Fringillidae Leach, 1820												
<i>Euphonia chlorotica</i> (Linnaeus, 1766)	R	G	B	0,02*	E	B						
<i>Euphonia cyanocephala</i> (Vieillot, 1818)	R	G	B	0,06*	E	B						

*Espécies sensíveis em cada Unidade de Conservação.

Tabela 2.2. Média (\bar{X}) e erro padrão (EP) da riqueza de espécies classificadas em graus de sensibilidade: baixa, média e alta; e dependência da floresta: dependente, quando registrada no interior da floresta; generalistas, quando avistado em área abertas e de borda. Amostragens realizadas em três Reservas Florestais no sul do Brasil, Floresta Nacional de Irati (FI), Floresta Nacional de Três Barras (FTB) e Reserva Florestal Pizzatto (RFP).

	Unidades de Conservação					
	FI		FTB		RPP	
Sensibilidade	N	$\bar{X} \pm DP$	N	$\bar{X} \pm DP$	N	$\bar{X} \pm DP$
Baixa	45	8,15 ± 0,34	41	10,41 ± 0,41	45	10,83 ± 0,45
Média	36	7,41 ± 0,29	35	6,06 ± 0,29	38	5,33 ± 0,26
Alta	12	0,83 ± 0,14	8	1,14 ± 0,14	14	2,12 ± 0,17
Dependência Florestal						
Generalista	48	8,62 ± 0,33	42	9,33 ± 0,48	50	9,33 ± 0,41
Dependente	45	7,85 ± 0,37	42	8,04 ± 0,34	47	8,75 ± 0,44

Figura 2.4. Frequência das espécies segundo “Rank Occupancy Abundance Profiles” (ROAP’s), classificadas pela ocorrência (escassa, frequente e abundante) (A); Quanto à abundância (baixa, regular e alta) (B); total de espécies sensíveis em cada Unidade de Conservação (sensíveis e não sensíveis) (C). Em três Unidades de Conservação: Floresta Nacional de Irati (FI), Floresta Nacional de Três Barras (FTB) e Reserva Florestal Pizzatto (RFP), localizadas no sul do Brasil.

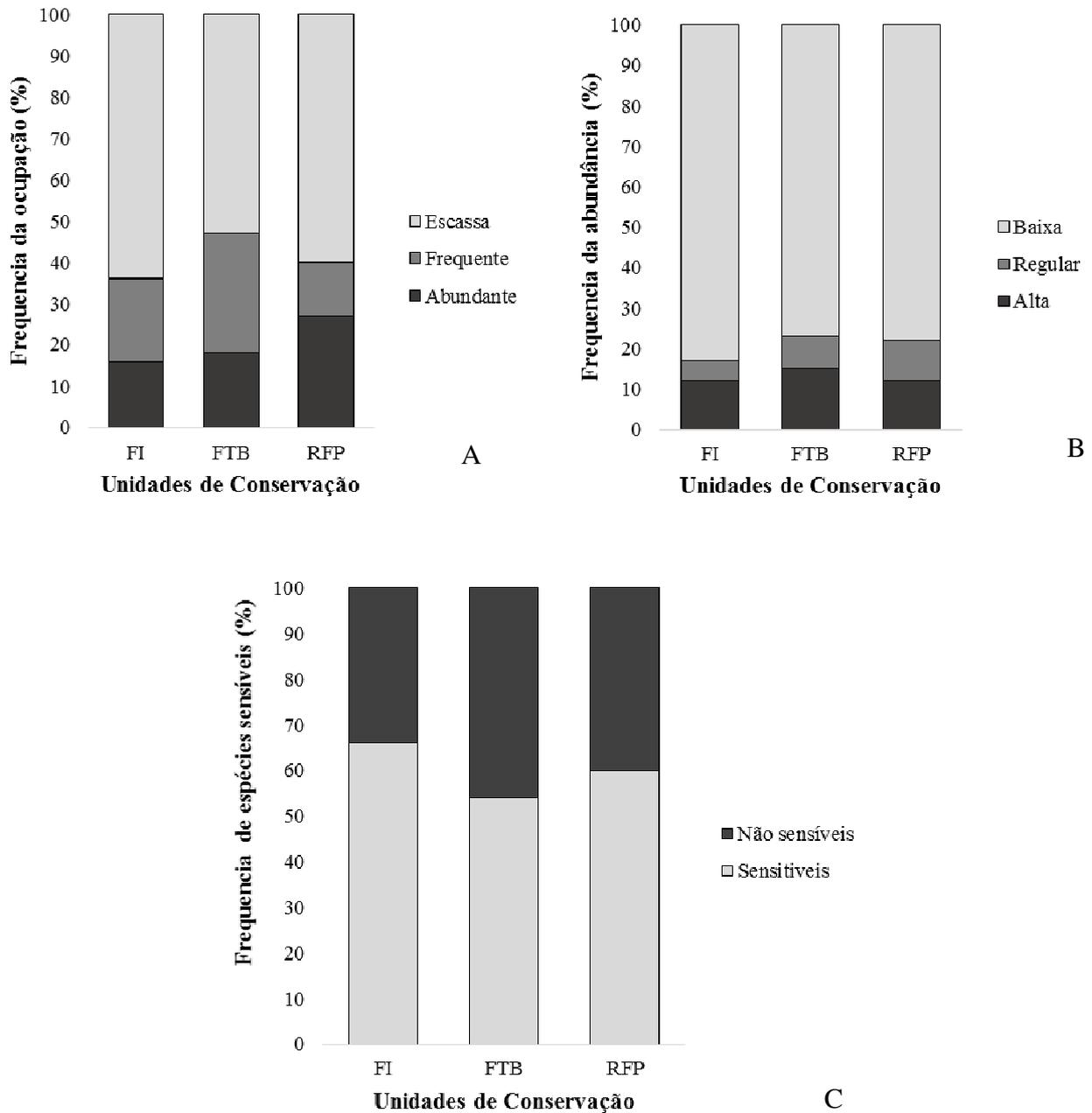
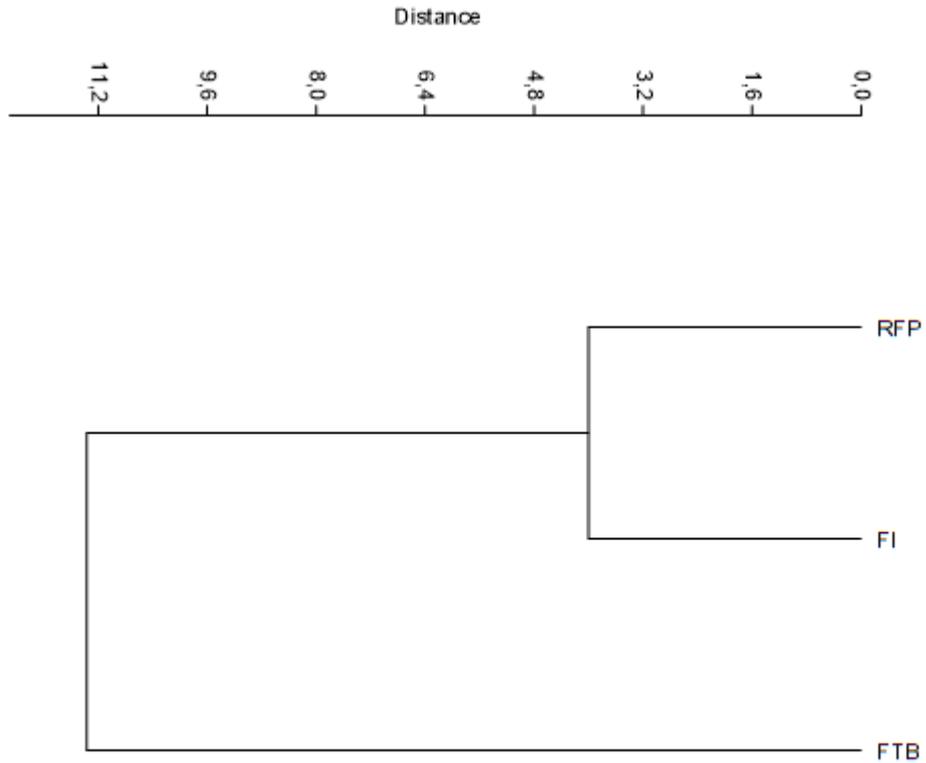


Figura 2.5. Análise de Similaridade de Cluster utilizando a Distância Euclidiana com os padrões de sensibilidade e habitat das espécies entre as Unidades de Conservação, em três Unidades de Conservação: Floresta Nacional de Irati (FI), Floresta Nacional de Três Barras (FTB) e Reserva Florestal Pizzatto (RFP), localizadas no sul do Brasil.



3. CAPITULO II

Efeito do corte seletivo e de plantações sobre a comunidade de aves em áreas de Mata Atlântica no sul do Brasil

Effect of selective logging and plantations on the bird community in Atlantic Forest in southern Brazil

Liana Chesini Rossi

3.1 Resumo

Com a intensificação de áreas de silvicultura e da prática do corte seletivo, muito é questionado sobre qual são os verdadeiros impactos destas práticas sobre a comunidade de aves nativas. O que sabemos é áreas de silvicultura são estruturalmente pobres, o que pode impossibilitar a sobrevivência de espécies dependentes de ambientes florestais, assim como o corte seletivo, que pode levar a um empobrecimento da diversidade vegetal. Assim, o objetivo deste estudo foi testar a capacidade de plantações de árvores nativas e exóticas e de áreas de floresta nativa com corte seletivo em comportar riqueza, abundância e composição de espécies de aves de áreas de Floresta Ombrófila Mista. Levantamentos sazonais da riqueza e da abundância de espécies por meio de pontos de escuta com raio ilimitado foram realizados no interior das três formações vegetais: Floresta Ombrófila Mista com corte seletivo, plantação da espécie nativa *Araucaria angustifolia* e plantação de exótica *Pinus* sp., localizadas na Floresta Nacional de Três Barras, sul do Brasil. Não foram registradas diferenças significativas na riqueza entre as três formações florestais ($F_{2,33} = 3,05$, $p = 0,6$), no entanto, a composição de espécies foi distinta ($F = 4,814$, $p > 0,0001$). Foi observada uma grande semelhança na riqueza de espécies entre as formações florestais estudadas, porém a composição foi distinta, sendo que a floresta nativa com corte seletivo apresentou uma maior riqueza de espécies dependentes florestais. A floresta nativa estudada é uma área intensamente impactada pelo corte seletivo, resultando em um reduzido número de espécies registradas, semelhantes às áreas de plantações. Além disso, diferentes técnicas de manejo e a idade avançada que as plantações apresentam, faz com que se desenvolvam estratos em meio as plantações, aumentando a disponibilidade de recursos, resultando em uma maior riqueza de aves. Concluímos que plantações, principalmente com espécies nativas são capazes de comportar uma diversa comunidade de aves, formada principalmente por espécies de hábitos generalistas. Por outro lado, mesmo sofreram danos com o corte seletivo, florestas nativas comportam uma maior diversidade de espécies de hábitos especialistas, semelhantes às floresta nativa primária, sendo assim, são insubstituíveis, devendo ser de conservadas.

Paravras-chave: *Araucaria angustifolia*; Silvicultura; Ameaça a avifauna; Mata Atlântica; plantação de exótica; plantação de nativa

3.2 Abstract

With the intensification of the areas of forestry and the selective logging practice, much is asked what are the real impacts of these practices on the community of native birds. What we know is forestry areas are structurally poor, which can make it impossible the survival of species dependent on forest environments, as well as selective logging, which can lead to an impoverishment of plant diversity. The objective of this study was to test the ability of native and exotic tree plantations and native forest areas with selective logging behave richness, abundance and species composition of birds from areas of Araucaria Forest. Seasonal surveys of species richness and abundance were conducted using fixed radius point-counts at the interior of three vegetal formations: Atlantic forest with selective logging, plantation of a native species *Araucaria angustifolia* and plantation of an exotic species *Pinus* sp., all of them located at the Três Barras National Forest. No significant differences were recorded in wealth among the three forest types ($F_{2,33} = 3,05$, $p = 0,6$), however, the composition of species was different ($F = 4,814$, $p < 0,0001$). A great similarity was observed in species richness between forest types studied, but the composition was different, where the native forest with selective logging had a greater richness of forest dependent species. The native forest concerned in this study presents intense fragmentation and is greatly impacted by selective logging, which results in a smaller number of recorded species, similarly to plantation areas. Furthermore, management techniques and the advanced age of plantations develop different strata in plantations increasing bird richness. We conclude that plantations, mainly those formed by native tree species are capable of comprising significant avifauna diversity, chiefly generalist species. On the other hand, even with the damage suffered selective logging, native forests contain a greater diversity of species experts habits, similar to primary native forest, therefore, they are irreplaceable and should be preserved.

Keywords: *Araucaria angustifolia*; forestry; avifauna threats; Atlantic forest; exotic species plantation; native species plantation

3.3 Introdução

Vegetação característica do bioma Mata Atlântica, a Floresta Ombrófila Mista inicialmente distribuiu-se pelos estados do sul do Brasil onde ocupava uma área de 25.379.316 ha, sendo reduzida a pequenos e isolados fragmentos (Fundação SOS Mata Atlântica/INPE, 2015; Ribeiro et al., 2009). Tal redução, levou a significativas perdas de áreas florestais, restando apenas cerca de 3.202.134 ha ou 12,6% de formações originais (Ribeiro et al., 2009). A perda da cobertura vegetal ocorreu inicialmente para a extração e a comercialização da madeira e posteriormente, por atividades como a agricultura, principalmente o cultivo da soja, bem como a pecuária e a silvicultura, substituindo e desconectando áreas naturais (Bierregaard e Lovejoy, 1989; Maldonado-Coelho e Marini, 2004). A atividade de silvicultura foi intensificada a partir de 1960, ocupando hoje uma área de 5.700.000 ha (0,67%) do território brasileiro, sendo que cerca de 1.820.000 ha são ocupados por plantações de *Pinus* sp. (Volpato et al., 2010; Sociedade Brasileira de Silvicultura, SBS, 2008). Esta atividade apresenta grande importância econômica, pois supre a demanda madeireira, gerando recursos e ganhos financeiros significativos, contribuindo para o crescimento econômico de muitas regiões (Sociedade Brasileira de Silvicultura, SBS, 2008). Além da silvicultura, atividades de corte seletivo em áreas de floresta natural também foram intensamente exploradas no período, onde espécies arbóreas foram retiradas da floresta. A prática do corte seletivo, embora menos impactante que a substituição de áreas naturais por outras práticas é capaz de gerar impactos à comunidade de aves (Sekercioglu, 2002; Brockerhoff et al., 2008).

Alterações em áreas florestais geradas pela prática da silvicultura resultam em grandes perdas da biodiversidade, uma vez que a maior parte da diversidade biológica encontra-se em ambientes florestais (Brockerhoff et al., 2008). Bem como o corte seletivo, que embora cause um menor impacto pode levar a significativas perdas (Sodhi et al., 2005). Estas consequências são evidenciadas pela intensa exploração da vegetação, resultando em mudanças na composição da biodiversidade de sapos (Parris e Lindenmayer, 2004), na vegetação (Brockerhoff et al., 2008; Fonseca et al., 2009) e besouros (Paritsis e Aizen, 2008). Mudanças na composição das comunidades de aves vêm sendo retratadas (Bierregaard e Lovejoy 1989; Christiansen e Pitter, 1997; Anjos e Boçon, 1999). Se por um lado, atividades de silvicultura geram impactos à biodiversidade, por outro, essas atividades podem levar a diminuição da exploração de áreas nativas, antes desmatadas para a produção de madeira (Lindenmayer e Hobbs, 2004; Hartmann et al., 2010). Além disso, áreas de plantações, quando comparadas à outros cultivos, são mais benéficas para o suporte de espécies florestais (Brockerhoff et al., 2008).

Sendo assim, entender as consequências ecológicas da substituição das florestas originais por florestas de espécies exóticas sobre a comunidade de aves é de fundamental importância, dada a amplitude que essas atividades tomaram (Stratford e Stouffer, 1999; Ribon et al., 2003; Petit e Petit, 2003; Donatelli et al., 2007; Volpato et al., 2010, Calviño-Cancela et al., 2012). Plantações de espécies exóticas são conhecidas por apresentarem sub-bosque pouco abundante, árvores de mesma espécie e com idades semelhantes (Lindenmayer et al., 2002; Lindenmayer e Hobbs, 2004). Mesmo assim quando comparadas a áreas abertas, apresentam uma maior semelhança às áreas de florestas naturais (Lindenmayer e Hobbs, 2004). Renjifo (2001) e Dial et al. (2006) descrevem que as plantações de espécies arbóreas são capazes de aumentar a conectividade entre fragmentos e manter um microclima semelhantes às florestas naturais. Porém, são espécies arbóreas que diferem das espécies nativas, podendo gerar importantes impactos à avifauna (Barlow et al., 2007; Volpato et al., 2010).

Consequências como a incapacidade de deslocar-se entre uma área a outra, e de sobreviver em ambientes diferentes das florestas naturais, podem delimitar drasticamente a distribuição da avifauna pelos ambientes (Murcia, 1995; Bélisle et al., 2001; Maldonado-Coelho e Marini, 2004). Além disso, áreas de silvicultura são mais homogêneas e pobres de recursos alimentares, quando comparadas a florestas nativas, que em teoria, apresentam maior diversidade vegetal, resultando em uma heterogeneidade de ambientes que comportam uma maior riqueza de aves com especificidades ecológicas (Bélisle et al., 2001; Lindenmayer et al., 2002; Laurance et al., 2002; Sekercioglu, 2002; Barlow et al., 2006). Assim, as alterações nas características naturais dos ambientes podem restringir a distribuição de aves que exigem condições específicas para a sobrevivência (Gimenes e Anjos, 2000; Lim e Sodhi, 2004; Gray et al., 2007). Por outro lado, espécies generalistas podem ser beneficiadas, podendo sobreviver em áreas antropizadas, como as áreas de silvicultura (Goerck, 1997; Willis, 2000; Anjos, 2001a; Laurance et al., 2002).

Dessa forma, o presente estudo teve como objetivo testar a capacidade de plantações de árvores nativas e exóticas e de áreas de floresta nativa com corte seletivo em comportar riqueza, abundância e composição de espécies de aves de áreas de Floresta Ombrófila Mista. Para esta avaliação, foram comparados diferentes parâmetros ecológicos: (1) composição de espécies presentes em cada uma das formações florestais, avaliando características como espécies floresta - generalistas e floresta - dependentes; (2) composição das guildas alimentares; (3) estrato de ocorrência no interior florestal; e (4) grau de sensibilidade às alterações no ambiente. Dado que as áreas antes, compostas por florestas nativas, hoje alteradas pelo corte seletivo ou substituídas por áreas de plantações, descaracterizando a floresta original, esperou-se encontrar diferenças entre as comunidades estudadas, com uma maior riqueza, abundância e uma composição de espécies mais

especialista em áreas de floresta nativa com corte seletivo, pois esta prática tem um menor impacto sobre a vegetação natural.

3.4 Material e Métodos

3.4.1 Área de Estudo

A Floresta Nacional de Três Barras (29° 13' 09.40" S 50° 18' 16.57" W) situa-se no município de Três Barras, no Estado de Santa Catarina (Figura 3.1). Possui uma área total de 4.458,50 hectares, com 45,69% de área de floresta nativa caracterizada por Floresta Ombrófila Mista e formações pioneiras, com Florestas de Galeria. Encontra-se no Planalto Norte Catarinense com altitude entre 700 e 800 m, isotermas de 20 a 22°C em janeiro e de 12 a 14°C em julho, umidade relativa do ar anual média de 85% e precipitações entre 1.200 e 1.400 mm por ano. Enquadra-se na classificação de Köppen como de clima Cfb, com clima temperado constantemente úmido, sem estação seca, com verão fresco e geadas frequentes (Pandolfo et al., 2002).

3.4.2 Metodologia

Os levantamentos foram realizados em três formações florestais:

Floresta nativa com corte seletivo (FN): Caracterizada pela presença de Floresta Ombrófila Mista, que a partir de 1900, apresentou atividades de exploração de madeira até metade do século. A *Araucaria angustifolia* é a espécie mais explorada. Hoje é caracteriza por floresta em estágio avançado de regeneração (Figura 3.2c);

Plantação da espécie nativa Araucaria angustifolia (PN): Plantação que teve início a partir de 1945, estendendo-se até o ano de 1957. Apresenta sub-bosque desenvolvido, com elevada diversidade de espécies arbóreas e arbustivas (Figura 3.2a);

Plantação de espécie exótica Pinus sp. (PE): com cerca de 40 anos, apresenta sub-bosque desenvolvido com espécies arbóreas e arbustivas pertencentes à formação florestal nativa (Figura 3.2b).

Foram realizadas quatro amostragens em um período de um ano, onde cada área/ponto foi visitado quatro vezes ao longo do estudo. As aves foram levantadas através do método de amostragem por pontos fixos conforme sugerido por Bibby et al. (1992), Vielliard (2000) e Anjos (2001b). Em cada formação vegetal foram selecionados 12 pontos conforme acessibilidade da área, estando estes pontos distantes da borda 50 m e uma distância mínima de 200 m entre cada ponto

(Bibby et al., 1992). Os pontos foram amostrados durante a manhã, período de maior atividade das aves (entre as 6:00 as 11:00). Nestes pontos foram qualificadas (riqueza) e quantificadas (abundância) as aves num período de 20 min em raio ilimitado, tendo o cuidado de distinguir a localização dos contatos obtidos com diferentes indivíduos da mesma espécie, assim como o de acompanhar os seus possíveis deslocamentos para que não ocorressem recontagens dos mesmos indivíduos nos diferentes pontos. Espécies com alta mobilidade que se distribuem em bandos, ou casais, foram registradas como contato em cada ponto amostrado, as demais espécies foram consideradas as abundâncias reais, onde cada indivíduo ouvido e/ou avistado foi considerado. Os registros foram realizados através de visualizações com o uso de binóculos (10x42mm) e com auxílio de guia de identificação de aves (Narosky e Zurieta, 2003) e vocalizações não identificadas em campo, foram posteriormente revisadas e identificadas com o auxílio de banco de vocalizações. Durante as amostragens, foram evitadas condições climáticas desfavoráveis como chuva e ventos fortes, condições que dificultam o registro das espécies. A taxonômica das aves segue a lista das aves brasileiras normatizada pelo Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos (CBRO, 2014).

3.4.3 Análise dos dados

A riqueza de espécies foi determinada pelo número total de espécies em cada área estudada. As diferenças na riqueza de espécies entre as áreas foram testadas através da curva de rarefação, onde foi utilizado número de espécies e abundância acumuladas ao longo das atividades de campo nas diferentes formações florestais (Gotelli e Colwel, 2001). Para este teste foi utilizado o programa estatístico Programa R versão 2.9.1. Cada ponto amostral foi considerado uma amostragem, onde 48 pontos amostrais para cada formação florestal foram obtidos. Para a randomização (1000) dos dados de riqueza de espécies por área, por unidade amostral e construção da curva do coletor, foi utilizado o programa estatístico EstimateS 9.1.0 (Colwell et al., 2013).

Para calcular a abundância de cada espécie foi utilizado o Índice Pontual de Abundância (IPA), a partir do número de registro da espécie (abundância total de todos os pontos em todas as amostragens), dividido pelo número total de pontos amostrados (12 pontos/área, amostrados por quatro vezes, totalizando 48 amostragens) (Bibby et al., 1992). Goodness-of-fit teste (teste G; $p < 0,05$) (PASW Statistics 18) foi utilizado para testar as diferenças entre as abundâncias de cada espécie registrada em mais de um tipo de formação florestal, com fator de correção (abundância \times 100, segundo Aleixo, 1999).

Para o cálculo de diversidade, utilizamos o Índice de Diversidade de Shannon-Wiener que leva em consideração a presença de espécies raras. Este índice foi calculado a partir dos valores de

IPA, obtidos para cada espécie. Por meio do Índice de Equitabilidade foi possível caracterizar a homogeneidade na distribuição das espécies nas comunidades estudadas. O Índice de Similaridade de Jaccard foi utilizado para avaliar o quanto que a abundância das espécies é similar entre as comunidades estudadas, índice que vai de 1 (um), para áreas muito semelhantes a 0 (zero), para áreas diferentes (Bibby et al., 1992). Para todos esses cálculos utilizou-se o Programa Past 2.8.

O grau de ameaça para cada espécie, baseou-se na lista regional das espécies ameaçadas de Santa Catarina (Conselho Estadual de Meio Ambiente – CONSEMA, 2011), em nível de Brasil (Ministério do Meio Ambiente – MMA, 2014) e em nível mundial (Lista Vermelha de Espécies Ameaçadas - IUCN, 2015.2).

Para a determinação das guildas alimentares, as espécies foram classificadas quanto aos hábitos alimentares, sendo que para uma espécie ser considerada dentro de um grupo alimentar ela deve ter a dieta baseada em 60% de um determinado item (Willis, 1979; Sick, 1997; Aleixo, 1999; Anjos, 2001a; Belton, 2003; Anjos et al., 2004; Volpato et al., 2010; Scherer-Neto e Toledo, 2012). Categorias estabelecidas: (1) Insetívoros – alimentação baseada principalmente em insetos; (2) Carnívoros – alimentação baseada em grandes invertebrados, pequenos e grandes vertebrados vivos; (3) Frugívoros – alimentação baseada principalmente em frutos; (4) Nectarívoros – alimentação baseada principalmente em néctar; (5) Onívoros – alimentação baseada em frutos, artrópodes e pequenos vertebrados; (6) Granívoros – alimentação baseada na predação de sementes; (7) Frugívoros/Omnívoros – dieta diversificada, baseada em um maior consumo de frutos, porém com elevada frequência de artrópodes e pequenos vertebrados, variando conforme a disponibilidade do ambiente; e (8) Insetívoro/Omnívoro - dieta diversificada, baseada em um maior consumo de invertebrados, porém com elevada frequência de artrópodes e pequenos vertebrados, variando conforme a disponibilidade do ambiente. Levamos em consideração para as análises as guildas: insetívoros, frugívoros, granívoros e as guildas generalistas (omnívoros, frugívoros/omnívoros e insetívoro/omnívoro), estas que foram agrupadas. Nectarívoros e carnívoros não entraram nas análises devido ao baixo número de espécies.

Para caracterização dos estrato de ocupação, as espécies foram classificadas segundo Stotz et al. (1996) e Volpato et al. (2010), cada espécie foi caracterizada quanto à estratificação em que se encontra na floresta: (1) copa - para espécies que utilizam a parte superior das árvores; (2) sub-bosque – para espécies que utilizam a faixa média entre a copa e o solo; (3) solo – espécies presentes no solo florestal em meio à serapilheira; e (4) copa/sub-bosque/solo - espécies que são capazes de ocupar mais de um estrato.

A capacidade de cada espécie em utilizar diferentes áreas, ou de ser restrita a apenas uma formação vegetal, classificamos em: (1) espécies especialistas (dependentes do interior da floresta);

(2) espécies generalistas (capazes de sobreviver em áreas de borda e diferentes formações florestais) (Sick, 1997; Aleixo, 1999; Zurita et al., 2006; Volpato et al., 2010).

Quanto ao grau de sensibilidade às alterações no habitat, determinado segundo trabalho desenvolvido por Volpato et al. (2010) em Floresta Ombrófila Mista, quando uma espécie não contava neste trabalho, utilizou-se Stotz et al. (1996). As espécies foram caracterizadas em: (1) Alta sensibilidade; (2) Média sensibilidade; (3) Baixa sensibilidade. Essa classificação refere-se a, quanto maior o nível de sensibilidade da espécie maior a probabilidade do seu desaparecimento em áreas degradadas, sendo elas pela perda ou fragmentação do habitat.

Para testar as diferenças na riqueza de espécies e na abundância e as diferenças entre as guildas alimentares e habitat florestal entre as formações florestais foi utilizado uma Análise de variância de medidas repetidas (ANOVA de medidas repetidas) com LDS a posterior, para verificar diferenças nas comparações par a par. As análises foram realizadas no software PASW Statistics 18. Para testar as diferenças na composição de espécies entre as áreas foi utilizado uma análise de variância com permutações (PERMANOVA) com similaridade de Bray-Curtis, usando 9999 permutações. As análises foram realizadas no software Past 3.09. A riqueza de aves pertencentes às guildas alimentares e o habitat ocupado na floresta entre três formações florestais foram representadas em um escalonamento multi-dimensional não-métrico (NMDS). Para este teste, foi utilizado o software R versão 2.9.1. Para verificar a similaridade entre as áreas, foi realizado uma Análise de Cluster, utilizando a riqueza de espécies classificadas quanto a sensibilidade e o habitat ocupado, por meio do programa estatístico Past 2.8.

3.5 Resultados

Em todo o estudo foram registradas 104 espécies, dentre estas, 84 espécies na floresta nativa com corte seletivo (FN), 86 espécies na plantação de araucária (PN) e 75 espécies nas áreas de plantação de *Pinus* sp. (PE), sendo que não houve diferença significativa na riqueza de espécies entre as três áreas ($F_{2,33} = 3,05$, $p = 0,6$) (Tabela 3.1). Resultado também evidenciado pela curva de rarefação, que mostrou uma riqueza de espécies semelhantes entre as formações florestais e uma sobreposição das curvas de FN e PN, demonstrando uma semelhança maior na riqueza de espécies entre as duas áreas (Figura 3.3). Porém, a abundância dos indivíduos variou ($F_{2,33} = 6,36$, $p < 0,005$), com FN apresentando maior número de indivíduos (1124 indivíduos), em relação a PN e PE (970 e 923, respectivamente). A composição de espécies também foi distinta entre as áreas ($F = 4,814$, $p > 0,0001$). Na diversidade de espécies, obtida através do Índice de Diversidade de Shannon-Wiener, foi observado o mesmo valor nas três formações vegetais avaliadas ($H' = 3,7$). Os valores de

Equitabilidade mostraram-se elevados, caracterizando comunidades com a maior parte das espécies apresentando distribuição homogênea em cada área. Onde FN e PN, apresentaram os mesmos valores ($J' = 0,83$) e PE ($J' = 0,87$). O Índice de Similaridade de Jaccard mostrou uma maior similaridade entre as comunidades de FN e PN e PN e PE, ambas apresentando 68% de semelhança, no entanto, as áreas que mais compartilharam espécies foram FN e PN, com 11 espécies em comum. Característica também evidenciada nas comunidades que mais diferiram foram FN e PE, compartilhando 64% das espécies.

Os valores de IPA variaram entre 2,1 (um contato) e 281 (135 contatos) (Tabela 3.1). Quando consideramos cada área em particular, em FN, 19% (16 espécies) das espécies apresentaram apenas um contato (2,1), sendo a espécie *Leptasthenura setaria* mais abundante, com IPA de 281,3 (135 registros). Em PN a espécie *L. setaria* também foi a mais abundante, com 239,6 (115 registros) para 22% (19 espécies) das espécies apresentando apenas um contato. *Basileuterus culicivorus* foi a espécie mais abundante em PE, com 177,1 (85 registros), para 13,3% (10 espécies) das espécies com um registro. Dentre as espécies registradas, 60 (57,7%) estiveram presentes em todas as formações florestais (Tabela 3.1). Entre as espécies compartilhadas em mais de uma formação vegetal, 18 espécies apresentaram abundância significativamente maior em uma das três áreas (Teste G, Tabela 3.1). Destas, cinco apresentaram maior abundância em FN, são elas: *Piculus aurulentus*, *Thamnophilus caerulescens*, *Dryophila malura*, e *Schiffornis virescens*. *Patagioenas picazuro*, *Sittasomus griseicapillus* e *Phylloscartes ventralis* apresentaram maior abundância em PN e em PE, nove espécies foram mais abundantes, dentre elas destacam-se *Milvago chimachima*, *Synallaxis spixi*, *Pitangus sulphuratus*, *Zonotrichia capensis* e *Poospiza cabanisi*.

As espécies *L. setaria*, *Piculus aurulentus*, *Dysithamnus stictothorax*, *Eleoscytalopus indigoticus* e *Cyanocorax caeruleus* são consideradas como “quase ameaçada” segundo a lista vermelha da IUCN. A espécie *L. setaria* foi registrada em áreas com a presença de *Araucaria angustifolia* (FN e PA), *P. aurulentus*, *E. indigoticus* e *C. caeruleus* foram registrados nas três formações florestais, porém em menor número em PE. Nenhuma espécie é ameaçada segundo a lista nacional (MMA, 2014) e regional de Santa Catarina (CONSEMA, 2011).

Com relação ao estrato de ocupação, não foram registradas diferenças significativas da distribuição das espécies pelos estratos entre as três formações vegetais avaliadas ($F_{2,33} = 3,1$, $p = 0,056$). No entanto, na comparação par a par, FN apresentou uma maior riqueza média de espécies ocupantes de copa quando comparada à PE (Tabela 3.2). Em todas as áreas, espécies de sub-bosque foram as mais frequentes, apresentando maior riqueza média por ponto (Tabela 3.1 e 3.2).

Quanto as guildas alimentares, das 104 espécies registradas, 41 foram classificadas como insetívoros, 18 omnívoros, 15 insetívoros/omnívoros, 11 como frugívoros/omnívoros, sete como

granívoros, cinco frugívoros, e três espécies de carnívoros e nectarívoros. Foram registradas diferenças significativas na distribuição entre as áreas nas guildas granívoros ($F_{2,33}= 9,5, p < 0,0010$) e insetívoros ($F_{2,33}= 6,3, p < 0,0010$) (Tabela 3.2). Insetívoros apresentaram maior riqueza média de espécies nas três formações florestais, quando comparadas com as demais guildas, sendo que, FN apresentou valores significativamente maiores do que em PE ($p=0,001$) (Tabela 3.2). Granívoros foram mais frequentes em PE, diferindo significativamente de FN ($p=0,0001$) e PN ($p=0,031$) (Tabela 3.2). No geral, frugívoros não diferiram significativamente entre as áreas ($F_{2,33}= 2,9, p= 0,064$) porém, foram mais abundantes em FN (Tabela 3.2). As guildas generalistas (Omnívoros, Frugívoros/Insetívoros, Frugívoros/Omnívoros e Insetívoros/Omnívoros), apresentaram juntas uma riqueza média maior em PE ($2,7 \pm 0,4$), seguindo de FN e PN, que apresentaram valores iguais ($2,3 \pm 0,4$).

Quanto a sensibilidade, 55 (53%) espécies foram classificadas com baixo grau, 35 (34%) em médio e 13 (13%) em alta sensibilidade. Apenas no grupo de média sensibilidade foram observadas diferenças significativas entre as três formações florestais ($F_{2,33}= 10,9, p < 0,0001$). FN e PN apresentaram um maior número de espécies pertencentes ao grupo (Tabela 3.3). Enquanto, PE apresentou uma maior riqueza de espécies pertencentes ao grupo de baixa sensibilidade (Tabela 3.3). Espécies com alto grau de sensibilidade foram mais frequentes em FN quando comparada as áreas de plantações (Tabela 3.3). No total, 57 espécies habitam o interior florestal, para 47 espécies que são capazes de habitar além de áreas florestais, áreas de borda e locais abertos, estas consideradas aqui como generalistas. Quando comparadas entre as três áreas estudadas, não foram registradas diferenças significativas de espécies dependentes do interior florestal ($F_{2,33}= 2,7, p= 0,07$) (Tabela 3.3). Porém, FN apresentou uma maior riqueza de espécies dependentes (41), diferindo de PN e PE (30 e 28, respectivamente). Características evidenciadas também pela análise de similaridade, onde FN e PN foram mais similares entre si do que com PE (Figura 3.4).

A análise de NMDS para a riqueza de aves nas três formações vegetais amostradas apresentou um Stress de 0,13. Foi possível perceber que houve separação na riqueza de espécies de aves entre as três formações vegetais. FN apresentou uma maior riqueza de insetívoros e floresta-dependentes, enquanto que PE apresentou uma maior associação com o eixo 2, apresentando um maior número de granívoros (Figura 3.5).

3.6 Discussão

Foi registrada uma grande semelhança na riqueza de espécies entre as três formações vegetais, onde esperávamos encontrar uma maior riqueza de espécies na área de floresta nativa com corte

seletivo. Em trabalho realizado na mesma formação florestal, Volpato et al. (2010) registraram uma maior riqueza de espécies em áreas de floresta nativa, quando comparada a áreas de plantações, diferindo dos resultados obtidos neste trabalho, resultado também evidenciado em outras formações florestais, por Lindenmayer et al. (2002), Zurita et al. (2006), Hsu et al. (2010); Calviño-Cancela et al. (2012) e Hera et al. (2013). Esta similaridade na riqueza de espécies registrada no presente trabalho pode estar associada ao impacto do corte seletivo sobre a floresta nativa e da fragmentação das áreas que resulta em um número reduzido de espécies (Sodhi et al., 2005). O corte seletivo foi uma importante atividade econômica em ambientes florestais e pode resultar em consequências à avifauna, como no estudo de Peh et al. (2005) que registrou uma perda de cerca de 25% de espécies em áreas de corte seletivo, quando comparadas à áreas naturais. Barlow et al. (2006) também observou diferenças, porém foram menores, com as áreas de corte seletivo apresentando uma grande capacidade de comportar uma elevada diversidade de espécies, sendo áreas importantes para a conservação. No entanto, Aleixo (1999), registrou uma grande semelhança na riqueza de espécies entre áreas de floresta primária e de corte seletivos, porém as diferenças estiveram na composição das espécies. Estas diferentes respostas das comunidades de aves em reflexo ao corte seletivo depende da intensidade em que esta atividade foi empregada e o tempo e a capacidade de resiliência das formações florestais (Thompson, 2002; Sekercioglu, 2002; Peh et al., 2005; Styring et al., 2011).

A diminuição da diversidade por consequência da fragmentação seguida do isolamento dos fragmentos florestais também pode ser um fator de impacto sobre a avifauna, uma vez que as áreas naturais encontram-se intensamente fragmentadas apresentando áreas abertas, ou com extensas bordas (Anjos, 2001a; Petit e Petit, 2003; Deconchat et al., 2009). Dessa forma, a presença de áreas de silvicultura, sendo elas de árvores nativas ou exóticas, próximas a áreas de floresta nativa são capazes de diminuir os impactos do efeito de borda e aumentar a conectividade entre fragmentos florestais, mantendo o microclima e as taxas de luminosidade semelhantes às naturais (Dial et al., 2006; Denyer et al., 2006; Hus et al., 2010). Por outro lado, a proximidade das plantações às áreas de florestas nativas também é um importante fator de aumento da riqueza observada nas áreas de silvicultura (Estades e Temple, 1999; Lindenmayer et al., 2002; Petit e Petit, 2003; Luck e Korodaj, 2008). Áreas de floresta nativa mantêm uma elevada funcionalidade ecossistêmica, possibilitando a sobrevivência de um maior número de espécies capazes de se deslocar de uma área para outra, assim, viabilizam às espécies, uma maior área de ocupação (Dial et al., 2006; Hus et al., 2010).

A presença do sub-bosque gera um aumento na complexidade estrutural, provendo mais recurso alimentar, áreas para descanso, entre outros fatores importantes na manutenção das espécies, resultando assim, em uma maior riqueza (revisão bibliográfica Nájera e Simonetti, 2009;

Styring et al., 2011; Millan et al., 2015). Ao contrário, áreas com vegetação homogênea e pouco estratificadas por consequência das plantações (Paritsis e Aizen, 2008) que resultam em uma menor riqueza de espécies, segundo Zurita et al. (2006) em trabalho desenvolvido em plantações de espécies arbóreas. Assim, verificou-se a presença de sub-bosque em todas as formações florestais, por esse motivo, não foram registradas diferenças no número de espécies quando ao estrato de ocupação da floresta. Espécies de sub-bosque foram as mais frequentes nas três formações vegetais destacam-se os insetívoros de tronco, grupo com hábitos mais especialistas, registrados com maior frequência em áreas de floresta nativa com corte seletivo e plantação de araucária, principalmente espécies sensíveis como *Xenops minutus* e *Anabacerthia lichtensteini*, registradas apenas em áreas nativas (Stotz et al., 1996). Por outro lado, espécies de copa apresentaram baixa riqueza de espécies com distribuição semelhantes entre as formações florestais. Uma justificativa para os resultados obtidos é de que áreas de plantações geralmente são dominadas por uma única espécie de árvore na copa, tornando restrita a distribuição de espécies associadas a este estrato, que necessitam de condições e recursos específicos (Styring et al., 2011). Também, o corte seletivo é capaz de causar significativas perdas a estruturação do dossel, restringindo a ocupação de espécies especialistas do estrato (Barlow et al., 2007). Como evidenciado na distribuição dos carnívoros de copa como as espécies *Micrastur ruficollis* e *M. semitorquatus*, estes são Falconiformes dependentes do interior florestal e foram registrados apenas em áreas nativas (floresta com corte seletivo e plantações). Volpato et al. (2010) explica a ausência destas espécies em áreas de plantações ao fato destas áreas apresentarem pouca estratificação, também evidenciado na distribuição dos frugívoros de copa. Espécies de solo também apresentaram baixa riqueza. Dentre as espécies registradas destacam-se *Dromococcyx phasianellus* e *Hyllopezus nattereri*, insetívoros de solo sensíveis e dependentes de ambientes florestais, registrados apenas em áreas nativas, floresta com corte seletivo e plantação (Stotz et al., 1996; Renjifo, 1999).

Dada a grande riqueza de espécies insetívoras registradas em áreas tropicais, a guilda insetívoros foi a mais representativa nas três formações florestais estudadas, característica também evidenciada por outros trabalhos na Mata Atlântica (Anjos e Boçon, 1999; Anjos et al., 2004). Em contraste com o número de espécies registrada, insetívoros é um dos grupos que mais sofrem com as alterações ambientais (Stouffer e Bierregaard, 1995; Canaday, 1997; Renjifo, 1999, Sekercioglu et al., 2002; Gray et al., 2007), sofrendo declínios associados a perda de áreas (Anjos, 2001a). Fatores como a especialização em estratos específicos e particularidades no forrageio, com espécies que forrageiam no solo (*Sclerurus scansor*) até espécies que habitam estritamente a copa das árvores (*Syndactyla rufosuperciliata*), restringe parte das espécies pertencentes ao grupo a ocorrência apenas em áreas nativas, como evidenciado no presente trabalho (floresta com corte

seletivo e plantação) (Sekercioglu et al., 2002). Em áreas de plantações de exóticas insetívoros com alta sensíveis e especialistas também foram registradas, porém, insetívoros generalistas foram mais comuns, como *Troglodytes musculus* (Stotz et al., 1996; Goerck, 1997). Pelos insetívoros apresentarem pouca mobilidade e um grande número de espécies restritas ao interior florestal, são incapazes de se deslocar por áreas abertas (Stouffer e Biorregaard, 1995) e a dependência da disponibilidade de invertebrados pode ser um fator limitante em áreas de plantações (Cunningham et al., 2005; Paritsis e Aizen, 2008).

Outro grupo igualmente vulnerável são os frugívoros, este é um grupo intensamente impactado pelas modificações no habitat, apresentando baixa riqueza de espécies no presente trabalho ficando mais restritos às áreas de floresta nativa e plantação de nativa (Pizo, 2001; Barlow et al., 2007; Sodhi et al., 2005). Os frugívoros registrados com mais frequência, são espécies com características generalistas ou pouco sensíveis, *Pyrrhura frontalis* e *Pionus maximiliani*, já registradas em áreas de plantações (Zurita et al., 2006; Volpato et al., 2010). Gray et al. (2007) em revisão sobre a distribuição das guildas alimentares em áreas florestais com alterações antrópicas evidenciou o decréscimo do grupo. Entender as causas da baixa frequência e da diminuição do grupo em áreas florestais é complexo, sabe-se que o fato de necessitar de frutos o ano todo, faz com que o grupo se torne vulnerável, dada a perda de espécies que produzem frutos tanto pelo corte seletivo, quanto pela substituição de áreas naturais por plantações (Costa e Magnusson, 2003). A presença de frugívoros de menor sensibilidade em áreas de silvicultura, uma vez que são áreas com reduzida disponibilidade de frutos, pode ser explicada pela mobilidade que as espécies frugívoras apresentam, além da proximidade entre as áreas de plantação e a floresta nativa com corte seletivo, permitindo deslocamentos de uma área a outra (Pizo, 2001).

Gray et al. (2007) registrou um aumento no número de granívoros com a fragmentação dos habitat, grupo que foi significativamente mais frequente na plantação de espécie exótica. Este resultado também foi observado por Volpato et al. (2010), que explicam esse padrão de distribuição pela disponibilidade de recurso, disponíveis em áreas de plantações de exótica. Além do mais, a maioria das espécies de granívoros registradas são generalistas, como *Patagioenas picazuro*, *Cyanoloxia brissonii*, *Poospiza cabanisi* e *Zonotrichia capensis*, sendo que esta última foi registrada apenas em área de plantações, com maior ocorrência em área de plantações de exótica. Este grande número de espécies com dieta generalista registrado neste trabalho, também foi evidenciado por diversos trabalhos que avaliam comunidade de aves em áreas de plantações de espécies arbóreas (Hsu et al., 2010; Volpato et al., 2010), também em áreas com diferentes graus da antropização como corte seletivo e florestas secundárias (Sodhi et al., 2005). A grande

disponibilidade de recurso que espécies generalistas podem utilizar explica a agrande riqueza observada (Goerck, 1997; Renjifo, 1999; Styring et al. 2011).

Quanto ao grau de sensibilidade, espécies com alta e média e alta sensibilidade foram mais frequentes na floresta nativa com corte seletivo. Este padrão de distribuição foi evidenciado por outros trabalhos, que comparam floresta nativa com áreas de plantações (Zurita et al., 2006; Barlow et al., 2007; Farwig et al., 2008; Volpato et al., 2010). Em áreas de plantações de exótica, foi observado um elevado número de espécies capazes de sobreviver em áreas de plantações e bordas (generalistas), entre elas destacam-se *Pitangus sulphuratus*, *Troglodytes musculus* e *Zonotrichia capensis*, espécies que apresentam grande plasticidade, podendo sobreviver em ambientes diversos (Goerck, 1997). Entre as espécies floresta-dependentes, destacam-se *Leptasthenura setaria*, *Piculus aurulentus*, *Eleoscytalopus indigoticus*, e *Cyanocorax caeruleus* consideradas como “quase ameaçada” segundo a lista vermelha da IUCN. A espécie *L. setaria* foi registrada apenas em áreas com a presença de araucária, floresta nativa com corte seletivo e plantação e araucária. Isso ocorre devido à dependência da ave à *A. angustifolia*, sendo abundante na presença da mesma (Sick, 1997; Pietrek e Branch, 2011). *P. aurulentus* e *E. indigoticus* foram registrados nas três formações florestais, porém em menor número na plantação de exótica, estes são endêmicos da Mata Atlântica e dependentes florestais. *C. caeruleus* também apresenta grande associação com florestas de araucária, tendo o pinhão como um importante recurso, porém, vem sendo registradas em plantações (Boesing e Anjos, 2012; Bodrati e Cocke, 2006).

Áreas de plantações de espécies exóticas cultivadas por meio do método de produção extensivo, onde há apenas corte raso das árvores, sem técnicas de manejo, não são capazes de suprir todas as demandas ecológicas que as aves requerem para sobreviver em um determinado ambiente (Brockhoff et al. 2008; Luck e Korodaj, 2008). Porém, áreas de silvicultura, como as avaliadas neste estudo, que apresentaram diferentes técnicas de manejo como, desbaste e corte seletivo das árvores, além da idade avançada permitem o desenvolvimento de sub-bosque e aumento da complexidade estrutural da vegetação (Hartley, 2002; Brockhoff et al. 2008; Luck e Korodaj, 2008; Calviño-Cancela et al., 2012; Millan et al., 2015). Com a estratificação provida pela presença do sub-bosque, diversas funções ecológicas são acrescidas à plantação, como área de forrageio e locais para reprodução, aumentando assim, a importância para a manutenção da avifauna (Petit e Petit, 2003; Lindenmayer e Hobbs, 2004; Luck e Korodaj, 2008). Porém, áreas de floresta nativa primária são insubstituíveis, dada à complexidade estrutural e a grande funcionalidade ecossistêmica que apresentam, possibilitando a sobrevivência de grande riqueza de aves dependentes deste ambiente (Barlow et al., 2007; revisão bibliográfica Nájera e Simonetti, 2009).

O presente trabalho aponta uma forte semelhança na riqueza de espécies entre as formações florestais estudadas. Porém, a composição de espécies foi distinta, com espécies de hábitos generalistas mais frequentes em área de plantações, principalmente de espécie exótica. Deve-se levar em consideração que as comparações que fizemos são com florestas já antropizadas, uma vez que a floresta nativa que avaliamos já sofreu corte seletivo. Mesmo assim, áreas de corte seletivo e plantações de árvores (principalmente nativa), que apresentem sub-bosque desenvolvido, associada a áreas de floresta nativa próximas, são importantes áreas para a sobrevivência das comunidades de aves.

3.7 Referências Bibliográficas

- Aleixo, A., 1999. Effects of selective logging on a the Brazilian Atlantic bird community in forest. *The Condor*, 101, 537-548.
- Anjos, L., Boçon, R., 1999. Bird communities in natural forest patches in southern Brazil. *Wilson Bull.* 111(3), 397-414.
- Anjos, L., 2001a. Bird communities in five atlantic forest fragments in southern Brazil. *Ornitologia Neotropical*. 12, 11–27.
- Anjos L., 2001b. Comunidades de aves florestais: implicações na conservação. In *Ornitologia e conservação: da ciência às estratégias* (J.L.B. Albuquerque, J.F. Candido Junior, F.C. Straube & A.L. Roos, eds) Sociedade Brasileira de Ornitologia, Curitiba, 17-37.
- Anjos, L., Zanette, L.Z., Lopes, E.V., 2004. Effects of fragmentation on the bird guilds of the Atlantic Forest in North Paraná, southern Brazil. *Ornitologia Neotropical*. 15, 137–144.
- Barlow, J., Peres, C.A., Henriques, L.M.P., Stouffer, P.C., Wunderle, L.M., 2006. The responses of understorey birds to forest fragmentation, logging and wildfires: An Amazonian synthesis, *Biologica Conservation*. 128, 182-192.
- Barlow, J., Mestre, L.A.M., Gardner, T.A., Peres, C.A., 2007. The value of primary, secondary and plantation forests for Amazonian birds. *Biologica Conservation*. 136, 212–231.
- Bélisle, M., Desrochers, A., Fortin, M.J., 2001. Influence of Forest cover on the movements of Forest birds: a homing experiment. *Ecology*. 82(7), 1893-1904.
- Belton, W., 2003. *Aves do Rio Grande do Sul: distribuição e biologia*. São Leopoldo, Editora Unisinos, 584 p.
- Bibby, C.J., Burgess, N.D., Hill, D.A., 1992. *Bird Census Techniques*. Academic Press, London.
- Bierregaard, R.O., Lovejoy, T.E. 1989. Effects of forest fragmentation on Amazonian understory bird communities. *Acta Amazônica*. 19, 215-241.

- Bodrati, A., Cockle, C., 2006. Habitat, distribution, and conservation of Atlantic Forest birds in Argentina: notes on nine rare or threatened species. *Ornitologia Neotropical*. 17, 243–258.
- Boesing, A.L., Anjos, L., 2012. The Azure Jay may reproduce in plantations of *Araucaria angustifolia* in southern Brazil. *Bird Conservation International*. 22, 205–212.
- Brockhoff, E.G., Jactel, H., Parrotta, J.A., Quine, C.P., Sayer, J., 2008. Plantation forests and biodiversity: oxymoron or opportunity? *Biodivers. Conserv.* 17, 925–951.
- Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos -CBRO. 2014. Lista das Aves do Brasil. Versão 2014. Disponível em: <<http://www.cbro.orb.br/>>.
- Calviño-Cancela, M., Rubido-Bará, M., Etten. E.J.B., 2012. Do eucalypt plantations provide habitat for native forest biodiversity? *Forest Ecology and Management*. 270, 153–162.
- Canaday, C. 1997. Loss of insectivorous birds along a gradient of human impact in amazonia. *Biological Conservation*. 7, 63-77.
- Colwell, R.K., 2013. EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples, version 9.0. Disponível online em: <http://purl.oclc.org/estimates>.
- CONSEMA. Conselho Estadual de Meio Ambiente. 2011. Resolução N° 002, de 06 de dezembro de 2011. Reconhece a Lista Oficial da Fauna ameaçada de extinção do Estado de Santana Catarina e dá outras providências. Florianópolis, SC.
- Costa, F.R.C., Magnusson, W.E., 2003. Effects of selective logging on the diversity and abundance of flowering and fruiting understory plants in a central Amazonian forest. *Biotropica*. 35, 103–114.
- Christiansen, M.B., Pitter, E., 1997. Species loss in a forest bird community near Lagoa Santa in Southeastern Brazil. *Biological Conservation*. 80, 23-32.
- Cunningham, S.A., Floyd, R.B., Weir, T.A., 2005. Do Eucalyptus plantations host an insect community similar to remnant Eucalyptus forest? *Austral Ecology*, 30, 103–117.
- Deconchat, M., Brockhoff, E.G., Barbaro, L., 2009. Effects of surrounding landscape composition on the conservation value of native and exotic habitats for native forest birds. *Forest Ecology and Management*. 258, 196–204.
- Denyer, K., Burns, B., Ogden, J., 2006. Buffering of native forest edge microclimate by adjoining tree plantations. *Austral Ecol.* 31, 478–489.
- 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.
- Donatelli R.J., Ferreira C.D., Dalbeto A.C., Posso S.R. 2007. Análise comparativa da assembléia de aves em dois remanescentes florestais no interior de São Paulo, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*. 24(2), 362-375.

- Estades, F., Temple, S.A., 1999. Deciduous-forest bird communities in a fragmented landscape dominated by exotic pine plantations. *Ecological Applications*. 9(2), 573–585.
- Farwig, N., Sajita, N., Bohning-Gaese, K., 2008. Conservation value of forest plantations for bird communities in western Kenya. *Forest Ecology and Management*. 55, 3885–3892.
- Fonseca, C.R., Ganade, G., Baldissera, R., Becker, C.G., Boelter, C.R., Brescovit, A.D., Campos, L.M., Fleck, T., Fonseca, V.S., Hartz, S.M., Joner, F., Käffer, M.I., Leal-Zanchet, A.M., Marcelli, M.P., Mesquita, A.S., Mondin, C.A., Paz, C.P., Petry, M.V., Piovensan, F.M., Putzke, J., Stranz, A., Vergara, M., Vieira, E.M., 2009. Towards an ecologically-sustainable forestry in the Atlantic Forest. *Biological Conservation*. 142, 1209–1219.
- Fundação SOS Mata Atlântica/IMPE, Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, 2015. Atlas dos remanescentes Florestais da Mata Atlântica, Período 2013-2014. São Paulo 2015, 60p. Disponível Online em: http://www.sosma.org.br/link/atlas_2013-2014_Mata_Atlantica_relatorio_tecnico_2015.pdf
- Gimenes, M.R., Anjos, L., 2000. Distribuição espacial de aves em um fragmento florestal do campus da Universidade Estadual de Londrina, norte Paraná, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*. 17(1), 263-271.
- Goerck, M.J., 1997. Patterns of Rarity in the Birds of the Atlantic Forest of Brazil. *Conservation Biology*. 11(1), 112–118.
- Gotelli, N.J.; Colwel, R.K., 2001. Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. *Ecology Letters*. 4, 379-391.
- Gray, M.A., Baldauf, S.L., Mayhew, P.J., Hill, J.K. 2007. The Response of Avian Feeding Guilds to Tropical Forest Disturbance. *Conservation Biology* 21(1), 133–141.
- Hartley, M.J. 2002. Rationale and methods for conserving biodiversity in plantation forests. *Forest Ecology and Management*. 155, 81–95.
- Hartmann, H., Daoust, G., Bigué, B., Messier, C., 2010. Negative or positive effects of plantation and intensive forestry on biodiversity: A matter of scale and perspective. *The Forestry Chronicle* 86(3), 234-264.
- Hera, I., Arizaga, J., Galarza, A., 2013. Exotic tree plantations and avian conservation in northern Iberia: a view from a nest–box monitoring study. *Animal Biodiversity and Conservation* 36(2), 153-163.
- Hsu, T., French, K., Major, R. 2010. Avian assemblages in eucalypt forests, plantations and pastures in northern NSW, Australia. *Forest Ecology and Management* 260, 1036–1046.
- IUCN, 2015.2. Red List of Threatened Species. Disponível online em: www.iucnredlist.org.

- Laurance, W.F., Lovejoy, T.E., Vasconcelos, H.L., Bruna, E.M., Didham, F.K., Stouffer, P.C., Gascon, C., Bierregaard, R.O., Laurance, S.G., Sampaio, E., 2002. Ecosystem Decay of Amazonian Forest Fragments: a 22-Year Investigation. *Conservation Biology* 16(3), 605–618.
- Lim, H.C., Sodhi, N.S., 2004. Responses of avian guilds to urbanisation in a tropical city. *Landscape and Urban Planning* 66, 199–215.
- Lindenmayer, D.B., Cunningham, R.B., Donnelly, C.F., Nix, H., Lindenmayer, B.D., 2002. Effects of Forest Fragmentation on Bird Assemblages in a Novel Landscape Context. *Ecological Monographs* 72(1), 1-18.
- Lindenmayer, D.B., Hobbs, R.J., 2004. Fauna conservation in Australian plantation forests—a review. *Biological Conservation* 119, 151–168.
- Luck, G.W., Korodaj, T.N., 2008. Stand and landscape-level factors related to bird assemblages in exotic pine plantations: Implications for forest management. *Forest Ecology and Management* 255, 2688–2697.
- Maldonado-Coelho M., Marini M.A., 2004. Mixed-species bird flocks from Brazilian Atlantic Forest: the effects of forest fragmentation on their size, richness, and stability. *Biological Conservation* 116(1), 19-26.
- Millan, C.H., Develey, P.F., Verdade, L.M., 2015. Stand-level management practices increase occupancy by birds in exotic Eucalyptus plantations. *Forest Ecology and Management*. 336, 174-182.
- Ministério do Meio Ambiente (MMA). 2014. Lista Nacional Oficial de Espécies da Fauna Ameaçadas ee Extinção. Portaria No - 444, de 17 de dezembro de 2014. Diário Oficial da União de 18 de dezembro de 2014, nº 245, Seção 1. p. 121-216. Disponível on line em: http://www.icmbio.gov.br/portal/images/stories/biodiversidade/fauna-brasileira/avaliacao-do-risco/PORTARIA_N%C2%BA_444_DE_17_DE_DEZEMBRO_DE_2014.pdf.
- Murcia C., 1995. Edge effects in fragmented forests, implications for conservation. *Trends. Ecol. Evol.* 10, 58–62.
- Nájera A., Simonetti, J. A., 2009. Enhancing Avifauna in Commercial Plantations. *Conservation Biology*, 24(1), 319–324.
- Narosky T., Zurieta D., 2003. *Birds of Argentina & Uruguai A Field Guide*. Asociación Ornitológica del Plata: Vazquez Mazzini Editores. 346p.
- Pandolfo, C.; Braga, H. J.; Silva Jr, V. P. Da; Massignam, A. M., Pereira, E. S.; Thomé, V. M. R.; Valci, F.V., 2002. Atlas climatológico do Estado de Santa Catarina. Florianópolis: Epagri.

- Paritsis, J., Aizen, M.A., 2008. Effects of exotic conifer plantations on the biodiversity of understory plants, epigeal beetles and birds in *Nothofagus dombeyi* forests. *Forest Ecology and Management*. 255, 1575–1583.
- Parris, K.M., Lindenmayer, D.B., 2004. Evidence that creation of a *Pinus radiata* plantation in south-eastern Australia has reduced habitat for frogs. *Acta Oecologica*. 25, 93–101.
- Peh, K.S.H., Jong, J., Sodhi, N.S., Lim, S.L.H., Yap, C.A.M., 2005. Lowland rainforest avifauna and human disturbance: persistence of primary forest birds in selectively logged forests and mixed-rural habitats of southern Peninsular Malaysia. *Biological Conservation*. 123, 489–505.
- Petit, L.J., Petit, D.R. 2003. Evaluating the Importance of Human-Modified Lands for Neotropical Bird Conservation. *Conservation Biology*. 17(3), 687–694.
- Pietrek, A.G., Branch, L.C. 2011. Native plantations as an important element for biodiversity in vanishing forested landscapes: A study of the near threatened araucaria tit spinetail (*Leptasthenura setaria*, Furnariidae). *Austral Ecology*. 36, 109–116.
- Pizo, M.A., 2001. A conservação das aves frugívoras. In: Albuquerque, J.L.B. et al. (Eds.). *Ornitologia e conservação: da ciência às estratégias*. Tubarão: Unisul. 49-59.
- Renjifo, L.M., 1999. Composition Changes in a Subandean Avifauna after Long-Term Forest Fragmentation. *Conservation Biology*. 13(5), 1124-1139.
- Renjifo, L.M. 2001. Effect of natural and anthropogenic landscape matrices on the abundance of subandean Bird species. *Ecologica Applications* 11(11), 14-31.
- Ribeiro, M.C., Metzger, J.P., Martensen, A.C., Ponzoni, F.J., Hirota M.M., 2009. The Brazilian Atlantic forest: How much is left, and how much is remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biological Conservation* 142, 1141– 1153.
- Ribon, R., Simon, J.E., Mattos, G.T., 2003. Bird extinctions in Atlantic Forest fragments of the Viçosa region, southeastern Brazil. *Conservation Biology* 17, 1827-1839.
- Sociedade Brasileira de Silvicultura (SBS), 2008. Fatos e Números do Brasil Florestal. Disponível online em <http://www.sbs.org.br/FatoseNumerosdoBrasilFlorestal.pdf>.
- Sodhi, N.S., Soh, M.C., Prawiradilaga, D. M., Darjono, D.M.; Brook, B.W. 2005. Persistence of lowland rainforest birds in a recently logged area in central Java Bird. *Conservation International*, 15(2), 173-191.
- Scherer-Neto, P., Toledo, M.C.B., 2012. Bird community in an Araucaria forest fragment in relation to changes in the surrounding landscape in southern Brazil. *Iheringia* 102(4), 412-422.
- Sekercioglu, C.H., 2002. Effects of forestry practices on vegetation structure and Bird community of Kibale National Park, Uganda. *Biological Conservation*, 107,229–240.

- Sekercioglu, C.A., Ehrlich, P.R., Daily, G.C., Aygen, D., Goehring, D., Sand, F.R., 2002. Disappearance of insectivorous birds from tropical forest fragments. *PNAS* 99(1), 263–267.
- Sick, H., 1997. *Ornitologia Brasileira*. Rio de Janeiro: Nova Fronteira.
- Stratford, J.A., Stouffer, P.C., 1999. Local Extinctions of Terrestrial Insectivorous Birds in a Fragmented Landscape near Manaus, Brazil. *Conservation Biology*. 13(6), 1416–1423.
- Stotz D.F., Fitzpatrick F.W., Parker T.A. Moskovits D.K., 1996. *Neotropical birds*. Univ. of Chicago Press, Chicago.
- Stouffer, P.C., Bierregaard, R.O.Jr., 1995. Use of Amazonian Forest Fragments by Understory Insectivorous Birds. *Ecology*. 76(8), 2429-2445.
- Styring, A.R., Ragai, R., Unggang, J., Stuebing, R., Hosner, P.A., Sheldon, F.H., 2011. Bird community assembly in Bornean industrial tree plantations: Effects of forest age and structure. *Forest Ecology and Management*. 261, 531–544.
- Thompson, W.L., 2002. Towards reliable bird surveys: accounting for individuals present but not detected. *The Auk*. 119(1), 18–25.
- Vielliard, J.M.E., 2000. Bird community as an indicator of biodiversity: results from quantitative surveys in Brazil. *Anais Academia Brasileira de Ciências*, 72(3), 223-330.
- Volpato, G.H., Prado, V.M., Anjos, L., 2010. What can tree plantations do for forest birds in fragmented forest landscapes? A case study in southern Brazil. *Forest Ecology and Management*. 260, 1156–1163.
- 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. *Forest Ecology and Management*. 235, 164–173.
- Willis E.O., 1979. The composition of avian communities in remanescent woodlots in southern Brazil. *Pap. Avulsos Zool*. 33(1), 1-25.
- Willis E.O., 2000. Ranking urban avifaunas (Aves) by number of localities per species in São Paulo, Brazil. *Iheringia*. 88, 139-146.

Figura 3.1. Área de estudo no sul do Brasil (I). (II) Área total que compreende a Floresta Nacional de Três Barras com localização das amostragens realizadas; cinza escuro – plantação de exótica (PE), cinza médio – plantação de nativa (PN) e cinza claro – floresta nativa com corte seletivo (FN) F. (III) Pontos de amostragens em cada formação florestal. (Fonte: Gustavo Aver, Júlia Finger e Diogo Tobolski).

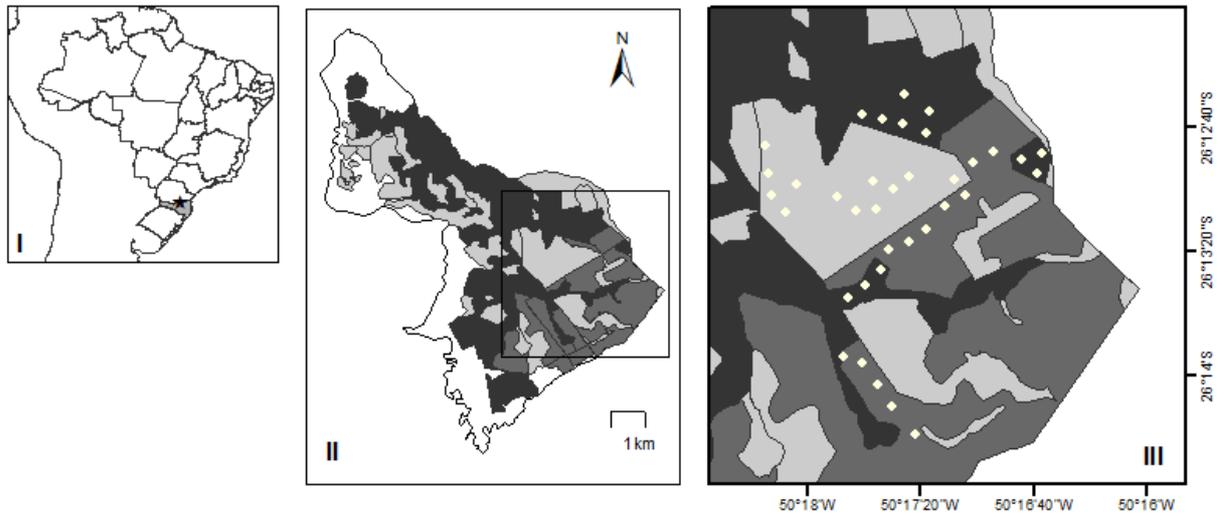


Figura 3.2. Formações florestais do estudo: (A) Plantação de espécies nativa *Araucaria angustifolia* - PN; (B) Plantação de espécie exótica *Pinus* sp. – PE. (C) Floresta nativa com corte seletivo (FN), localizadas na Floresta Nacional de Três Barras, sul do Brasil.



Tabela 3.1. Composição das espécies em três formações florestais: (FN) Floresta nativa com corte seletivo, (PN) Plantação de nativa e (PE) Plantação de exótica, localizadas na Floresta Nacional de Três Barras, sul do Brasil. Abundância expressa em forma de Índice Pontual de Abundância (IPA). Ocupação: (S) solo; (M) sub-bosque; e (C) copa. Guilda: (C) carnívoro; (F) frugívoro; (G) granívoro; (I) insetívoro; (N) nectarívoros; e (O) omnívoro. Sensibilidade: (B) baixa; (M) média; e (A) alta. Habitat: (D) dependente da floresta; e (G) generalistas. Resultado do Teste G (G) e (*p*) significância do teste.

Espécies	Caracterização da comunidade				FN	PN	PE	Teste G	
	Estrato	Guilda	Sensibilidade	Habito	IPA	IPA	IPA	G	<i>p</i>
Tinamiformes Huxley, 1872									
Tinamidae Gray, 1840									
<i>Crypturellus obsoletus</i> (Temminck, 1815)	S	G	B	D	0,29	0,33	0,19	2,0	0,3
Galliformes Linnaeus, 1758									
Cracidae Rafinesque, 1815									
<i>Penelope obscura</i> Temminck, 1815	S	F/O	M	G	0,02	0,04		0,3	0,5
Accipitriformes Bonaparte, 1831									
Accipitridae Vigors, 1824									
<i>Urubitinga urubitinga</i> (Gmelin, 1788)	S/C	C	M	G		0,02	0,04	0,3	0,5
<i>Rupornis magnirostris</i> (Gmelin, 1788)	C	O	B	G	0,06	0,04		0,2	0,6
Gruiformes Bonaparte, 1854									
Rallidae Rafinesque, 1815									
<i>Aramides saracura</i> (Spix, 1825)	S	I	B	G		0,02	0,04	0,3	0,5
Columbiformes Latham, 1790									
Columbidae Leach, 1820									
<i>Patagioenas picazuro</i> (Temminck, 1813)	S	G	B	G	0,15	0,54	0,38	10,7	5*
<i>Patagioenas cayennensis</i> (Bonnaterre, 1792)	S/M/C	F	B	G			0,06		
<i>Leptotila verreauxi</i> Bonaparte, 1855	M	G	B	G	0,29	0,31	0,33	0,1	0,9
<i>Leptotila rufaxilla</i> (Richard & Bernard, 1792)	M	G	B	G	0,06	0,06	0,08	0,2	0,9

Cuculiformes Wagler, 1830									
Cuculidae Leach, 1820									
<i>Piaya cayana</i> (Linnaeus, 1766)	M/C	I	B	G	0,04	0,02		0,3	0,5
<i>Guira guira</i> (Gmelin, 1788)	S	O	B	G			0,02		
<i>Tapera naevia</i> (Linnaeus, 1766)	S/M/C	O	B	G		0,04	0,04	0	1,0
<i>Dromococcyx phasianellus</i> (Spix, 1824)	S	I	M	D	0,02				
Apodiformes Peters, 1940									
Trochilidae Vigors, 1825									
<i>Chlorostilbon lucidus</i> (Shaw, 1812)	M/C	N	B	G			0,02		
<i>Leucochloris albicollis</i> (Vieillot, 1818)	M	N	B	G	0,02	0,02	0,04	0,5	0,7
Trogoniformes A. O. U., 1886									
Trogonidae Lesson, 1828									
<i>Trogon surrucura</i> Vieillot, 1817	M/C	F/O	M	G	0,79	0,60	0,44	4,9	0,08
<i>Trogon rufus</i> Gmelin, 1788	M/C	F/O	A	D	0,06	0,06	0,02	1,1	0,5
Piciformes Meyer & Wolf, 1810									
Ramphastidae Vigors, 1825									
<i>Ramphastos dicolorus</i> Linnaeus, 1766	C	F	M	D	0,04	0,04		0	1,0
Picidae Leach, 1820									
<i>Picumnus temminckii</i> Lafresnaye, 1845	M/C	I	B	D	0,08		0,06	0,1	0,1
<i>Melanerpes flavifrons</i> (Vieillot, 1818)	C	I	M	G	0,04				
<i>Veniliornis spilogaster</i> (Wagler, 1827)	C	I	B	G	0,54	0,67	0,65	0,6	0,7
<i>Piculus aurulentus</i> (Temminck, 1821)	M/C	I	B	D	0,42	0,19	0,08	12,1	2*
<i>Dryocopus lineatus</i> (Linnaeus, 1766)	M	I	M	G	0,08	0,02			
Falconiformes Bonaparte, 1831									
Falconidae Leach, 1820									
<i>Milvago chimachima</i> (Vieillot, 1816)	C	O	B	G	0,15	0,10	0,52	19,6	<01*
<i>Micrastur ruficollis</i> (Vieillot, 1817)	C	C	M	D	0,08	0,06		0,1	0,7

<i>Micrastur semitorquatus</i> (Vieillot, 1817)	C	C	A	D	0,02				
Psittaciformes Wagler, 1830									
Psittacidae Rafinesque, 1815									
<i>Pyrrhura frontalis</i> (Vieillot, 1817)	C	F	B	D	0,88	0,65	0,63	2,5	0,275
<i>Pionus maximiliani</i> (Kuhl, 1820)	C	F	M	G	0,08	0,06	0,10	0,5	0,7
Passeriformes Linnaeus, 1758									
Thamnophilidae Swainson, 1824									
<i>Dysithamnus stictothorax</i> (Temminck, 1823)	M	I	A	D	0,02				
<i>Dysithamnus mentalis</i> (Temminck, 1823)	M	I	B	D	0,35	0,40	0,21	2,9	0,2
<i>Thamnophilus caerulescens</i> Vieillot, 1816	M	I	B	D	0,90	0,40	0,69	9,1	0,01*
<i>Mackenziaena severa</i> (Lichtenstein, 1823)	M	I/O	B	D		0,02			
<i>Pyriglena leucoptera</i> (Vieillot, 1818)	M	I	B	D	0,02				
<i>Dryophila rubricollis</i> (Bertoni, 1901)	M	I	A	D	0,10	0,04	0,15	2,7	0,2
<i>Dryophila malura</i> (Temminck, 1825)	M	I	A	D	0,19	0,13	0,02	6,1	0,04*
Conopophagidae Sclater & Salvin, 1873									
<i>Conopophaga lineata</i> (Wied, 1831)	M	I/O	B	G	0,04	0,08	0,08	1,0	0,6
Grallariidae Sclater & Salvin, 1873									
<i>Hylopezus nattereri</i> (Pinto, 1937)	S	I	A	D		0,10			
Rhinocryptidae Wetmore, 1926 (1837)									
<i>Eleoscytalopus indigoticus</i> (Wied, 1831)	M	I/O	M	D	0,44	0,48	0,25	3,6	0,1
Formicariidae Gray, 1840									
<i>Chamaeza campanisona</i> (Lichtenstein, 1823)	S/M	I/O	M	D	0,02	0,02	0,02	0	1,0
Scleruridae Swainson, 1827									
<i>Sclerurus scansor</i> (Ménétrières, 1835)	S/M	I/O	A	D	0,02				
Dendrocolaptidae Gray, 1840									
<i>Sittasomus griseicapillus</i> (Vieillot, 1818)	M	I	M	D	0,88	0,98	0,48	8,5	0,01*
<i>Xiphorhynchus fuscus</i> (Vieillot, 1818)	M	I	M	D	0,19	0,19	0,06	3,4	0,1

<i>Lepidocolaptes falcinellus</i> (Cabanis & Heine, 1859)	M/C	I	A	D	0,33	0,13	0,42	7,4	0,02*
<i>Dendrocolaptes platyrostris</i> Spix, 1825	M	I	B	G	0,46	0,48	0,40	0,4	0,8
<i>Xiphocolaptes albicollis</i> (Vieillot, 1818)	M	I	M	D	0,04	0,08	0,02	2,0	0,3
Xenopidae Bonaparte, 1854									
<i>Xenops minutus</i> (Sparrman, 1788)	M/C	I	M	D	0,02				
<i>Xenops rutilans</i> Temminck, 1821	C	I	B	D	0,06	0,02	0,06	1,1	0,5
Furnariidae Gray, 1840									
<i>Anabacerthia lichtensteini</i> (Cabanis & Heine, 1859)	M	I	M	D		0,02			
<i>Philydor atricapillus</i> (Wied, 1821)	M	I	A	D	0,04	0,02	0,02	0,5	0,7
<i>Philydor rufum</i> (Vieillot, 1818)	C	I	M	D	0,02	0,04	0,02	0,5	0,7
<i>Heliobletus contaminatus</i> Berlepsch, 1885	C	I	B	D	0,10	0,04	0,02	3,2	0,1
<i>Syndactyla rufosuperciliata</i> (Lafresnaye, 1832)	C	I	M	D	0,08	0,06		0,1	0,7
<i>Leptasthenura setaria</i> (Temminck, 1824)	C	I	B	D	2,81	2,40		1,6	0,2
<i>Synallaxis ruficapilla</i> Vieillot, 1819	M	I	B	D	0,48	0,38	0,56	1,7	0,4
<i>Synallaxis cinerascens</i> Temminck, 1823	M	I	M	D	0,35	0,52	0,44	1,5	0,4
<i>Synallaxis spixi</i> Sclater, 1856	M	I	B	G		0,04	0,27	8,0	0,05*
<i>Cranioleuca obsoleta</i> (Reichenbach, 1853)	M/C	I	M	D	0,06	0,02		1,0	0,3
Pipridae Rafinesque, 1815									
<i>Chiroxiphia caudata</i> (Shaw & Nodder, 1793)	M	F/O	M	G	0,73	0,29	0,10	26,3	<01*
Tityridae Gray, 1840									
<i>Schiffornis virescens</i> (Lafresnaye, 1838)	M	F/O	M	G	0,48	0,19		6,1	0,01*
<i>Tityra inquisitor</i> (Lichtenstein, 1823)	C	F/O	M	G		0,02			
<i>Tityra cayana</i> (Linnaeus, 1766)	C	F/O	M	G	0,17	0,06	0,06	3,5	0,1
<i>Pachyramphus castaneus</i> (Jardine & Selby, 1827)	C	O	B	G	0,15	0,17	0,13	0,2	0,8
<i>Pachyramphus polychopterus</i> (Vieillot, 1818)	C	O	B	G	0,23	0,17	0,08	3,2	0,2
Platyrinchidae Bonaparte, 1854									
<i>Platyrinchus mystaceus</i> Vieillot, 1818	M	I	M	D	0,40	0,23	0,23	3,1	0,2

Rhynchocyclidae Berlepsch, 1907									
<i>Mionectes rufiventris</i> Cabanis, 1846	M	I/O	M	D	0,02				
<i>Leptopogon amaurocephalus</i> Tschudi, 1846	M	I/O	B	D	0,15	0,17	0,10	0,7	0,7
<i>Phylloscartes ventralis</i> (Temminck, 1824)	M	I	B	G	0,88	0,73	0,25	16,6	<01*
<i>Tolmomyias sulphurescens</i> (Spix, 1825)	C	I	M	G	0,17	0,08	0,08	2,0	0,3
<i>Poecilatriccus plumbeiceps</i> (Lafresnaye, 1846)	M	I	A	D	0,50	0,23	0,25	6,6	0,03*
Tyrannidae Vigors, 1825									
<i>Camptostoma obsoletum</i> (Temminck, 1824)	C	I	B	G	0,21	0,25	0,25	0,2	0,8
<i>Elaenia mesoleuca</i> (Deppe, 1830)	M	O	B	G	0,08	0,15	0,13	0,8	0,6
<i>Phyllomyias fasciatus</i> (Thunberg, 1822)	C	O	M	G	0,15	0,15	0,21	0,7	0,6
<i>Attila phoenicurus</i> Pelzeln, 1868	M/C	I	A	D		0,02			
<i>Myiarchus swainsoni</i> Cabanis & Heine, 1859	M/C	I/O	B	G	0,04	0,02	0,10	3,2	0,1
<i>Sirystes sibilator</i> (Vieillot, 1818)	C	I/O	M	D	0,02				
<i>Pitangus sulphuratus</i> (Linnaeus, 1766)	C	O/I	B	G	0,13	0,08	0,33	9,5	8*
<i>Myiodynastes maculatus</i> (Statius Muller, 1776)	C	F/O	B	G	0,21	0,10	0,31	5,0	0,08
<i>Megarynchus pitangua</i> (Linnaeus, 1766)	C	I/O	B	G	0,17	0,06	0,08	2,8	0,2
<i>Colonia colonus</i> (Vieillot, 1818)	C	I/O	B	G	0,02				
<i>Lathrotriccus euleri</i> (Cabanis, 1868)	M	I/O	B	G	0,19	0,15	0,13	0,6	0,7
Vireonidae Swainson, 1837									
<i>Cyclarhis gujanensis</i> (Gmelin, 1789)	M/C	F/O	B	G	1,15	0,85	1,35	5,4	0,06
<i>Vireo olivaceus</i> (Linnaeus, 1766)	C	I/O	A	G	0,02	0,04	0,21	11,2	4*
Corvidae Leach, 1820									
<i>Cyanocorax caeruleus</i> (Vieillot, 1818)	C	F/O	M	D	0,08	0,06	0,06	0,2	0,9
<i>Cyanocorax chrysops</i> (Vieillot, 1818)	M/C	F/O	M	G	0,71	0,60	0,50	0,6	0,7
Troglodytidae Swainson, 1831									
<i>Troglodytes musculus</i> Naumann, 1823	M	I	B	G			0,38		
Turdidae Rafinesque, 1815									

<i>Turdus rufiventris</i> Vieillot, 1818	M	O	B	G	0,19	0,35	0,33	2,7	0,2
<i>Turdus amaurochalinus</i> Cabanis, 1850	M	O	B	G	0,06		0,15	1,6	0,2
<i>Turdus subalaris</i> (Seebohm, 1887)	M	O	B	D	0,06		0,06	0	1,0
<i>Turdus albicollis</i> Vieillot, 1818	M	O	B	D	0,23	0,29	0,08	5,4	0,06
Passerellidae Cabanis & Heine, 1850									
<i>Zonotrichia capensis</i> (Statius Muller, 1776)	M	G	B	G		0,04	0,71	28,4	<01*
Parulidae Wetmore, Friedmann, Lincoln, Miller, Peters, van Rossem, Van Tyne & Zimmer 1947									
<i>Setophaga pitaiayumi</i> (Vieillot, 1817)	C	O	B	G	0,31	0,25	0,60	8,8	0,01*
<i>Basileuterus culicivorus</i> (Deppe, 1830)	M	I	B	G	1,46	1,27	1,77	4,0	0,1
<i>Myiothlypis leucoblephara</i> (Vieillot, 1817)	M	I/O	B	G	1,42	1,40	1,27	0,4	0,8
Icteridae Vigors, 1825									
<i>Cacicus chrysopterus</i> (Vigors, 1825)	C	O	M	D	0,13	0,15	0,08	0,8	0,6
<i>Cacicus haemorrhous</i> (Linnaeus, 1766)	M/C	F/O	M	G	0,06				
Thraupidae Cabanis, 1847									
<i>Saltator similis</i> d'Orbigny & Lafresnaye, 1837	M/C	O	B	G	0,17	0,31	0,48	7,3	0,02*
<i>Saltator maxillosus</i> Cabanis, 1851	M/C	O	M	G			0,04		
<i>Pyrrhocomma ruficeps</i> (Strickland, 1844)	M	I	M	D	0,02	0,02	0,06		
<i>Tachyphonus coronatus</i> (Vieillot, 1822)	M/C	O	B	G		0,02	0,06	1,6	0,4
<i>Pipraeidea melanonota</i> (Vieillot, 1819)	M/C	O	M	D	0,02	0,08		1,8	0,1
<i>Conirostrum speciosum</i> (Temminck, 1824)	C	F/O	B	G		0,02			
<i>Poospiza cabanisi</i> Bonaparte, 1850	M	G	M	G		0,06	0,23	4,5	0,03*
Cardinalidae Ridgway, 1901									
<i>Cyanoloxia brissonii</i> (Lichtenstein, 1823)	M	G	M	G	0,02	0,02	0,02	0	1,0
Fringillidae Leach, 1820									
<i>Euphonia chlorotica</i> (Linnaeus, 1766)	C	F	B	G		0,02			

*Diferenças significativas registradas.

Figura 3.3. Curva de rarefação ($\pm 95\%$ de intervalo de confiança) da avifauna registrada em floresta nativa (FN), plantação de nativa (PN) e em áreas de plantação de exótica (PE), na Floresta Nacional de Três Barras, sul do Brasil. A linha de corte mostra a maior riqueza de espécies na plantação de nativa.

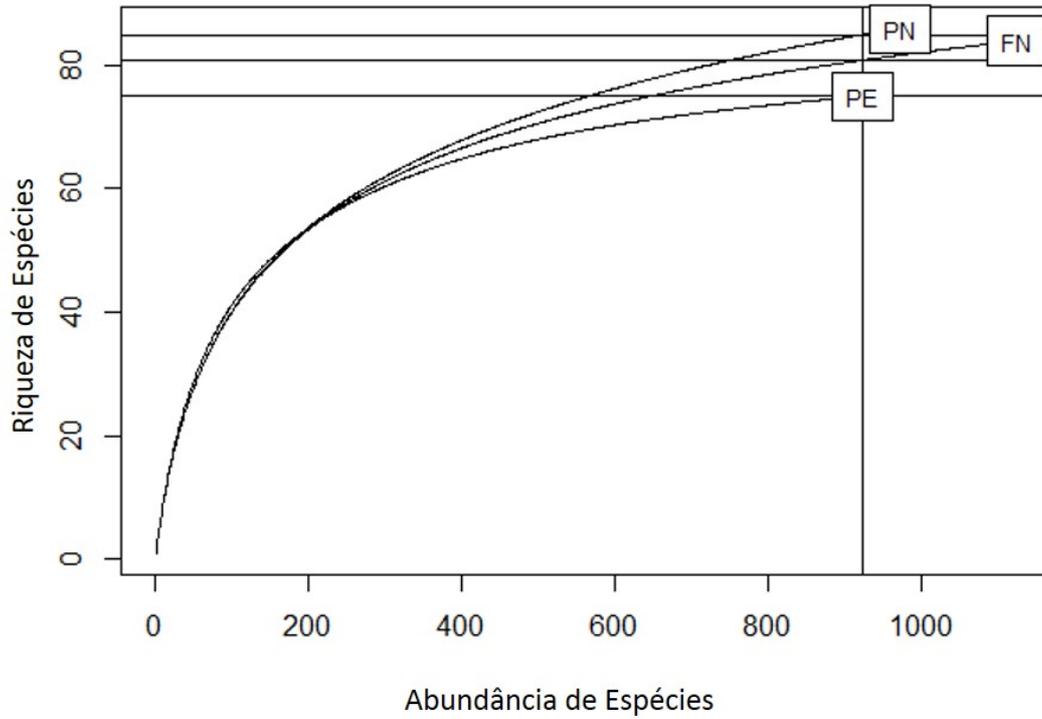


Tabela 3.2. Média e erro padrão da riqueza de espécies classificadas segundo estrato de ocupação no interior florestal e entre as guildas alimentares nas três formações vegetais, Floresta Nativa com corte seletivo (FN), Plantação de Nativa (PN) e Plantação de Exótica (PE), amostradas na Floresta Nacional de Três Barras, sul do Brasil. Letras representam as significâncias das diferenças entre as áreas: a (FN-PN); b (FN-PE); c (PN-PE). Por apresentarem valores baixos de riqueza, não foram testadas as significâncias das guildas nectarívoros e carnívoros. Significâncias foram testadas entre as formações vegetais (ANOVA de medidas repetidas, com LDS e a posteriori, $p < 0,05$).

	Formações Florestais			F (2,33)	p
	FN	PN	PE		
Estratos					
Solo	0,2 ± 0,06	0,3 ± 0,08	0,1 ± 0,05	1,8	0,1
Sub-bosque	9,1 ± 0,3	8,3 ± 0,4	8,1 ± 0,4	1,4	0,2
Copa	4,8 ± 0,3	4,0 ± 0,2	4,0 ± 0,3	3,1	0
Solo/bub-bosque/copa	3,0 ± 0,1	2,5 ± 0,2	3,2 ± 0,2	2,3	0,1
Guildas					
Carnívoros	0,08 ± 0,04	0,04 ± 0,02	0,04 ± 0,02		
Frugívoros	1 ± 0,06	0,79 ± 0,07	0,79 ± 0,1	2,9	0,064
Granívoros	0,6 ± 0,11 ^{a,b}	1,06 ± 0,14 ^{a,c}	1,45 ± 0,13 ^{b,c}	9,5	<0,001*
Insetívoros	8,52 ± 0,36 ^b	7,45 ± 0,34	6,2 ± 0,31 ^b	6,3	<0,005*
Nectarívoros	0,02 ± 0,02	0,02 ± 0,02	0,06 ± 0,03		
Omnívoros	1,75 ± 0,21	1,89 ± 0,25	2,5 ± 0,24	1,6	0,215
Frufívoros/Insetívoros	0,91 ± 0,06	0,79 ± 0,07	0,89 ± 0,05		
Frugívoros/Omnívoros	2,47 ± 0,16	1,54 ± 0,14	1,27 ± 0,13		
Insetívoros/Omnívoros	1,95 ± 0,16	1,89 ± 0,17	1,95 ± 0,19		

*Diferenças significativas registradas. Omnívoros, Frugívoros/Insetívoros, Frugívoros/Omnívoros e Insetívoros/Omnívoros, foram incluídos juntos por apresentarem hábitos generalistas.

Tabela 3.3. Média e erro padrão (EP) da riqueza de espécies classificadas em graus de sensibilidade: baixa, média e alta; e dependência da floresta: dependente, quando registrada no interior da floresta; generalistas, quando avistado em área abertas e de borda. Amostragens realizadas em três formações vegetais, Floresta Nativa com corte seletivo (FN), Plantação de Nativa (PN) e Plantação de Exótica (PE), amostradas na Floresta Nacional de Três Barras, sul do Brasil. Letras representam as significâncias das diferenças entre as áreas: a (FN-PN); b (FN-PE); c (PN-PE). Significâncias foram testadas entre as formações vegetais (ANOVA de medidas repetidas, com LDS a posteriori, $p < 0,05$).

	Formações Florestais			F (2,33)	p
	FN	PN	PE		
Sensibilidade	Média ± DP	Média ± DP	Média ± DP		
Baixa	10,41 ± 0,41	9,68 ± 0,48	10,52 ± 0,56	1,1	0,328
Média	6,06 ± 0,29 ^{a,b}	4,95 ± 0,33 ^{a,c}	3,77 ± 0,24 ^{b,c}	10,9	<0,0001*
Alta	1,14 ± 0,14	0,77 ± 0,14	0,97 ± 0,12	1,2	0,299
Dependência Florestal					
Generalista	9,33 ± 0,41	8,7 ± 0,44	8,68 ± 0,44	0,9	0,3
Dependente	8,04 ± 0,34	6,66 ± 0,38	6,62 ± 0,38	2,7	0,07

*Diferenças significativas registradas.

Figura 3.4. Análise de Similaridade de Cluster utilizando a Distância Euclidiana com os padrões de sensibilidade e habitat das espécies entre as formações florestais: Floresta nativa com corte seletivo, Plantação de Nativa (PN) e Plantação de Exótica (PE), localizadas na Floresta Nacional de Três Barras, sul do Brasil.

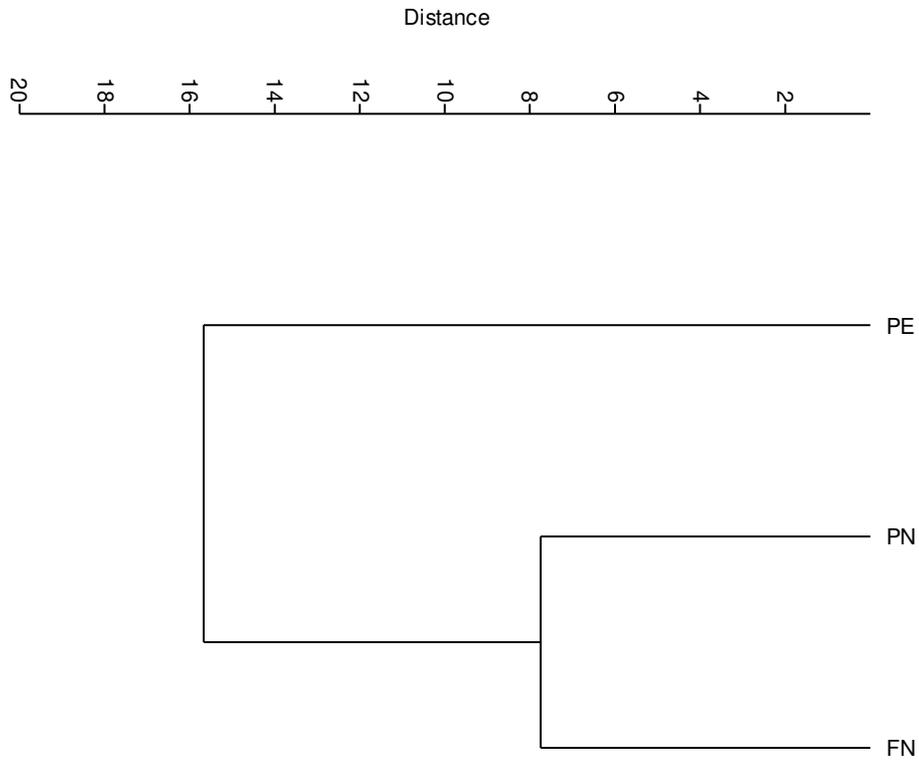
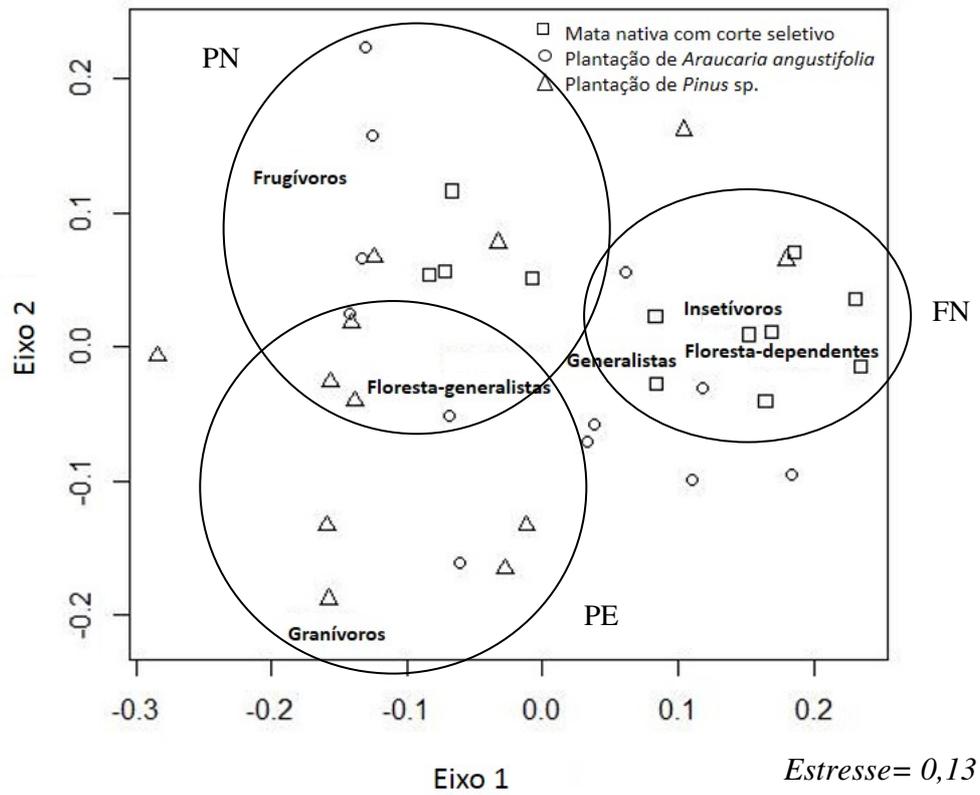


Figura 3.5. Ordenação resultante da análise de Escalonamento Muitidimensional Não-Métrico (NMDS) sobre a riqueza de espécies pertencentes às guilda alimentares e a área de ocupação na floresta registradas em três formações florestais na Floresta Nacional de Três Barras, sul do Brasil.



4. CONSIDERAÇÕES FINAIS

As três Unidades de Conservação estudadas, Floresta Nacional de Irati, Floresta Nacional de Três Barras e a Reserva Florestal Pizzatto apresentaram uma grande semelhança em número e diversidade de espécies. Dessa forma, o corte seletivo pode estar propiciando uma maior heterogeneidade de habitats, com o aumento de áreas abertas e de borda, proporcionando a ocupação de espécies características desses ambientes. Além do corte seletivo, a fragmentação das florestas é um possível fator de impacto sobre as comunidades de aves, uma vez que as áreas apresentam-se intensamente fragmentadas. Em todas as três Unidades de Conservação, espécies floresta-generalistas foram mais frequentes e abundantes nas amostragens, com exceção a *Leptasthenura setaria*, espécie floresta-dependente, esta que foi a espécie mais abundante nas três áreas. Quanto à sensibilidade, espécies com menor sensibilidade estiveram presentes em maior número, sendo que a reserva Florestal Pizzatto apresentou um maior número de espécies de alta sensibilidade quando comparada as duas Florestas Nacionais.

Foram registradas oito espécies ameaçadas em nível mundial, são elas: *Pteroglossus bailloni*, *Leptasthenura setaria*, *Piculus aurulentus*, *Eleoscytalopus indigoticus*, *Dysithamnus stictothorax*, *Clibanornis dendrocolaptoides* e *Cyanocorax caeruleus* classificadas como “quase ameaçadas” em nível mundial. *Dryocopus galeatus* é considerada “vulnerável” em escala mundial e em escala regional é classificada como “criticamente em perigo”. Em nível regional a espécie *Pyroderus scutatus* está classificada como “quase ameaçada” e *Amazona vinacea* como “ameaçada” em nível mundial e regional.

Através do ROAPs foi possível determinar um padrão de distribuição e abundância para cada espécie, dentro de cada Unidade de Conservação. Como resultado, espécies que apresentaram elevada ocorrência e abundância são espécies com hábitos generalistas, pouco sensíveis. O oposto foi observado para espécies floresta-dependente com maior sensibilidade, que em sua maioria, apresentaram baixa ocorrência e abundância. Este padrão de maior abundância e frequência registradas para espécies generalistas ocorre devido a grande disponibilidade de recurso disponível e a maior plasticidade que estas espécies apresentam. Como as espécies especialistas são mais restritivas quando a dieta e área de ocupação, ficam limitadas apenas as áreas com recurso disponível e, se tratando de florestas que sofreram danos pelo corte seletivo, estas áreas se tornam ainda menores.

Na comparação da riqueza de espécies entre áreas de mata nativa com corte seletivo, plantação de nativa e plantação de exótica, foi registrada uma riqueza e diversidade de espécies

semelhantes entre as áreas. Estes resultados apontam que o corte seletivo pode ter impactado intensamente a mata nativa, resultando em um menor número de espécies registrados na área.

Porém, quando comparamos a composição de espécies entre as três formações florestais, observamos que as mesmas foram distintas. A mata nativa com corte seletivo apresentou um maior número de espécies floresta-dependentes, enquanto que as áreas de plantações, principalmente de exótica, apresentaram uma maior riqueza de espécies floresta-generalistas. As guildas apresentaram o mesmo padrão de distribuição, com um maior número de espécies especialistas, como insetívoros e frugívoros em áreas de mata nativa de corte seletivo e plantação de nativa. E na área de plantação de exótica, espécies da guilda granívoros apresentaram uma maior riqueza. As diferenças na composição de espécies observada pode ser resultado de uma maior heterogeneidade no habitat como maior diversidade vegetacional, que resulta em uma maior estratificação vertical da florestal. Estas características são capazes de prover mais recursos alimentares, bem como áreas de descanso e nidificação, aumentando assim a possibilidades de ocupação, principalmente por espécies com nichos específicos.

Com os resultados obtidos neste estudo, é possível afirmar que as áreas de plantações são capazes de comportar uma diversa comunidade de aves, porém, grande parte destas espécies apresentam hábitos generalistas. Assim, as áreas de mata nativa com corte seletivo são fundamentais na manutenção de espécies de hábitos especialistas para a comunidade de aves da área.