



UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL
INSTITUTO DE BIOCÊNCIAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA

Dissertação de Mestrado

Variação na diversidade funcional e taxonômica de aves em plantios de *Eucalyptus* sp.

LUCILENE INÊS JACOBOSKI

Porto Alegre, fevereiro de 2014

Variação na diversidade funcional e taxonômica de aves em plantios de *Eucalyptus* sp.

Lucilene Inês Jacoboski

Dissertação de Mestrado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia, do Instituto de Biociências da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Ecologia.

Orientadora: Prof^ª. Dra. Sandra Maria Hartz
Co-orientador: Dr. André de Mendonça-Lima

Comissão examinadora
Prof. Dr. Luiz dos Anjos (UEL)
Prof. Dr. Rafael Antunes Dias (UFPel)
Dr. Jan Karel Felix Mähler Junior (UFRGS)

Porto Alegre, fevereiro de 2014

*Ave com suas asas macias
Plana em seus voos rasantes
De forma plena e esguia*

*Em diversos tamanhos
Em diferentes sintonias
Pássaro é querido com seu timbre
Pássaro é querido com sua melodia*

*Se cria nos ares
Se perde em brisas
Se impõe no tempo
Das nuvens maciças*

*Com aspecto perfeito
Em seus pousos flutuantes
Maravilha criada pela natureza
Colorida nos mais diversos instantes...
Lewis*

AGRADECIMENTOS

Bom, para começar gostaria de dizer que a realização deste trabalho só foi possível pela ajuda e participação de muitas pessoas, não só “pela mão na massa”, mas principalmente pela amizade, confiança e apoio recebido.

Em primeiro lugar gostaria de agradecer a Deus pela vida, saúde e força que me proporcionou até agora, e também por iluminar o meu caminho durante estes dois anos.

E quanto à família... nossa quanta saudades eu senti, especialmente durante os finais de semana (domingos eram intermináveis), pois domingo é dia de reunir a família inteira! Mas ao invés disso, havia mais de 400 quilômetros nos separando. Por isso, gostaria de deixar aqui um agradecimento especial para os meus pais, Mário e Maria, pelo amor incondicional, carinho e força sempre. Além disso, vocês foram incansáveis na nossa educação (minha e de meus irmãos). Gratidão eterna a vocês. Bom, a família é grande... e não posso deixar de agradecer as minhas irmãs Estela e Leila e também ao meu irmão Ângelo por todo apoio, amizade e amor, pois mesmo a distância estavam sempre emitindo boas energias. Obrigada por tudo e por acreditarem em mim! Ah, e os meus pequenos sobrinhos, Paola e Gustavo, mesmo sem entender muito bem a minha ausência, vocês me deram mais alegria para continuar e terminar esta jornada. Amo todos vocês.

Gostaria de deixar um agradecimento super especial a minha orientadora Sandra Hartz, pela amizade, confiança e por compartilhar comigo um pouco de todo seu conhecimento. Fazendo-me entender o que muitas vezes estava nas entrelinhas. Sou grata por todo aprendizado! Também gostaria de agradecer ao meu co-orientador André de Mendonça-Lima, que mesmo a distância e com muitos e-mails trocados foi sempre muito atencioso e encorajador.

Agradeço aos colegas do laboratório de ecologia de comunidades, pela amizade, troca de ideias e sugestões. E também aos meus colegas da turma de mestrado/2012 pelo companheirismo e pelos *happy hours*, vocês tornaram a convivência aqui mais agradável. Deixo um agradecimento especial para duas grandes amigas: Eliane Regina da Silva, não apenas pela amizade e convivência nestes dois anos, mas também pela disponibilidade em me ajudar nas análises estatísticas, esclarecendo várias dúvidas aleatórias e à Laísa Wociechoski Cavalheiro, amiga de longa data que sempre me escutava pacientemente... então meninas, obrigada pela força, pelas conversas e desabafos nos momentos críticos! A amizade de vocês foi essencial durante estes dois anos

Não posso deixar de agradecer aqui àqueles que colocaram a “mão na massa” junto comigo, ou seja, que me auxiliaram no trabalho de campo: minha amiga Camila Saturno, que também me auxiliou na identificação de algumas espécies de aves; ao Rodrigo dos Santos por conhecer muito bem a área de estudo, facilmente encontrando os talhões a serem amostrados; e à Camila Bauchpiess pela ajuda nas anotações e por sua companhia em campo.

Para finalizar gostaria de agradecer a CMPC Celulose Rio-Grandense pelo auxílio financeiro, ao CNPq pela bolsa e ao PPG-Ecologia pelo apoio financeiro e logístico. Agradeço também a todos os professores do PPG-Ecologia e demais funcionários, especialmente a Silvana e ao Marcelo. Enfim, agradeço a todos que de alguma forma ajudaram no desenvolvimento deste trabalho.

RESUMO

As alterações no uso do solo decorrentes das atividades humanas modificam as condições ambientais, o que pode levar a mudanças na estrutura de comunidades locais. A expansão da silvicultura ao redor do mundo tem causado uma crescente preocupação em termos de conservação da biodiversidade. Isto por que ela resulta em uma simplificação e homogeneização do habitat originalmente nativo. Este estudo avaliou a estrutura da assembleia de aves em áreas de silvicultura e em floresta nativa, sendo que os principais objetivos foram: 1) avaliar o possível impacto da silvicultura sobre a riqueza, abundância e composição de espécies de aves, considerando diferentes idades de plantio; 2) avaliar se as espécies de aves registradas em áreas de silvicultura representam um subconjunto daquela registrada na floresta nativa; 3) analisar as respostas da diversidade funcional e dos atributos funcionais morfológicos e comportamentais das espécies de aves. Foram amostrados plantios de eucalipto de quatro idades de cultivo assim como áreas de floresta nativa num total de 150 pontos de escuta. A riqueza, a abundância de espécies de aves e a diversidade funcional foram significativamente maiores na floresta nativa. A composição de espécies também apresentou diferença significativa entre a floresta e os plantios de diferentes idades. Entretanto apesar da diferença na composição, as espécies que ocorrem nos plantios de eucalipto representam subconjuntos daquelas encontradas na floresta nativa, com um elevado índice de aninhamento para os plantios de idade mais avançada. Os resultados deste estudo indicam a ação de um filtro ambiental imposto pela silvicultura, selecionando espécies com requerimentos de habitat e atributos similares, assim como um maior número de espécies generalistas de habitat. Pode-se inferir então que áreas de silvicultura oferecem um habitat pouco complexo para a avifauna com um nível limitado de recursos e com isso, uma perda de funções ecológicas essenciais ao ambiente, como a dispersão de sementes.

Palavras-chave: silvicultura, subconjuntos, avifauna, diversidade funcional, filtro ambiental.

ABSTRACT

Changes in land use resulting from human activities modify the environmental conditions, which can lead to changes in the structure of local communities. The expansion of silviculture around the world has caused a growing concern for biodiversity conservation. This is because it results in a simplification and homogenization of originally native habitat. This study evaluated the structure of the assembly of birds in areas of native forest and silviculture, and the main objectives were : 1) to evaluate the possible impact of silviculture on the richness, abundance and composition of bird species, with different ages of planting and 2) assess whether the bird species recorded in areas of silviculture represent a subset that recorded in native forest, 3) analyze the responses of functional diversity and functional morphological and behavioral traits of birds species. Eucalyptus plantations four ages of cultivation as well as areas of native forest in a total of 150 point counts were sampled. The richness, abundance of bird species and functional diversity were significantly higher in the native forest. The species composition also showed a significant difference between the forest and plantations of different ages. However despite the difference in composition, species that occur in eucalyptus plantations represent subsets of those found in the native forest, with a high level of nestedness for plantations older age. The results of this study indicate the action of an environmental filter arising for silviculture, selecting species with similar habitat requirements and traits, as well as a greater number of generalist species habitat. It can be inferred then that silviculture areas offer a bit complex habitat for birdlife with a limited amount of resources and thus, a loss of ecological functions essential to the environment, such as seed dispersal.

Key-words: silviculture, subsets, avifauna, functional diversity, environmental filter

SUMÁRIO

Lista de Figuras	10
Lista de Tabelas	13
Introdução Geral	14
Artigo I. Plantios de eucalipto determinando a estrutura de comunidades de aves: aninhamento como padrão de distribuição de espécies	
Resumo.....	17
Abstract	18
Introdução	19
Material e métodos	21
Área de estudo	21
Desenho amostral	22
Análises estatísticas	26
Resultados	28
Discussão	32
Referências.....	36
Apêndice 1	43
Artigo II. Respostas de atributos funcionais de espécies de aves em monocultura de eucalipto em diferentes idades de cultivo	
Resumo.....	45
Introdução	46
Material e métodos	49
Área de estudo	49
Desenho amostral	50
Atributos funcionais das espécies de aves	51
Análises estatísticas	52

Resultados	54
Discussão	60
Referências	64
Apêndice 1	71
Considerações Finais	73
Referências	76

LISTA DE FIGURAS

Artigo I:

Figura 1: Localização do HFBN no município de Barra do Ribeiro, Rio Grande do Sul (Sydow 2010)	22
Figura 2: Plantios de eucalipto de até 3 anos de idade	23
Figura 3: Plantios de eucalipto de 3 a 7 anos de idade	23
Figura 4: Plantios de eucalipto de 7 a 12 anos de idade	24
Figura 5: Plantios de eucalipto de 14 a 25 anos de idade	24
Figura 6: Floresta nativa.....	25
Figura 7: “Box plots” para os valores de riqueza rarefeita (A) e abundância de espécies de aves (B) entre os tratamentos amostrados demonstrando a diferença com seus valores máximo, mínimo e erro padrão. Legenda: T1 (plantios de eucalipto de 0 a 3 anos), T2 (plantios de eucalipto de 3 a 7 anos), T3 (plantios de eucalipto de 7 a 12 anos), T4 (plantios de eucalipto de 14 a 25 anos), FN (floresta nativa.....	29
Figura 8: Diagrama de ordenação do primeiro e segundo eixos da Análise de Coordenadas Principais demonstrando o arranjo das áreas (em negrito) e a distribuição das espécies de aves. Legendas: FN (floresta nativa), até 3 anos, 3 a 7 anos, 7 a 12 anos e 14 a 25 anos (plantios de eucalipto de acordo com sua idade), Cran (<i>Crotophaga ani</i>), Amhu (<i>Ammodramus humeralis</i>), Elsp (<i>Elaenia</i> sp), Emva (<i>Empidonomus varius</i>), Cygu (<i>Cyclarhis gujanensis</i>), Cybr (<i>Cyanoloxia brissonii</i>), Elae (<i>Elaenia</i> sp), Caob (<i>Camptostoma obsoletum</i>), Bacu (<i>Basileuterus culicivorus</i>), Coli (<i>Conopophaga lineata</i>), Bale (<i>Basileuterus leucoblepharus</i>), Chca (<i>Chiroxiphia caudata</i>), Elme (<i>Elaenia mesoleuca</i>), Come (<i>Colaptes melanochloros</i>), Cacu (<i>Carpornis cucullata</i>), Cofl (<i>Coereba flaveola</i>), Depl (<i>Dendrocolaptes platyrostris</i>), Euch (<i>Euphonia chlorotica</i>), Elfl (<i>Elaenia flavogaster</i>), Crob (<i>Crypturellus obsoletus</i>)	30

Figura 9: Resultado da Classificação das espécies de aves para a floresta nativa e para os plantios de eucalipto, usando o limite de especialização ($K= 0.667$, $P= 0.005$)**31**

Artigo II:

Figura 1: “Box plots” para os valores de diversidade funcional (DF) medida pela entropia de Rao (A); Índice de diversidade taxonômica de Simpson (B); valores médios de atributos (ma) para massa (C) e asa (D) entre os tratamentos amostrados, demonstrando a diferença com seus valores máximo, mínimo e erro padrão. Legenda: T1 (plantios de eucalipto de até 3 anos), T2 (plantios de eucalipto de 3 a 7 anos), T3 (plantios de eucalipto de 7 a 12 anos), T4 (plantios de eucalipto de 14 a 25 anos), FN (floresta nativa). Letras diferentes demonstram diferenças significativas entre os tratamentos **55**

Figura 2: “Box plots” para os valores de diversidade funcional medida (DF) pela entropia de Rao para os grupos de atributos referentes à: dieta (A); substrato de forrageio (B); substrato de nidificação (c) para os tratamentos amostrados, demonstrando a diferença com seus valores máximo, mínimo e erro padrão. Legenda: T1 (plantios de eucalipto de até 3 anos), T2 (plantios de eucalipto de 3 a 7 anos), T3 (plantios de eucalipto de 7 a 12 anos), T4 (plantios de eucalipto de 14 a 25 anos), FN (floresta nativa). Letras diferentes demonstram diferenças significativas entre os tratamentos **56**

Figura 3: “Box plots” para os valores médios de atributos (ma) para nidificação na vegetação (A) e nidificação no solo (B) para os tratamentos amostrados, demonstrando a diferença com seus valores máximo, mínimo e erro padrão. Legenda: T1 (plantios de eucalipto de até 3 anos), T2 (plantios de eucalipto de 3 a 7 anos), T3 (plantios de eucalipto de 7 a 12 anos), T4 (plantios de eucalipto de 14 a 25 anos), FN (floresta nativa). Letras diferentes demonstram diferenças significativas entre os tratamentos **57**

Figura 4: “Box plots” para os valores médios de atributos (ma) para: forrageio na vegetação (A), forrageio no solo (B), forrageio no ar (C) e para a categoria de dieta nectarívoros (D) para os tratamentos amostrados, demonstrando a diferença com seus valores máximo, mínimo e erro padrão. Legenda: T1 (plantios de eucalipto de até 3 anos), T2 (plantios de eucalipto de 3 a 7 anos), T3 (plantios de eucalipto de 7 a 12 anos), T4 (plantios de eucalipto de 14 a 25 anos), FN (floresta nativa). Letras diferentes demonstram diferenças significativas entre os tratamentos **58**

Figura 5: Diagrama de ordenação do primeiro e segundo eixos da Análise de Coordenadas Principais demonstrando a relação das áreas (em negrito) com a distribuição dos atributos das espécies de aves. Legendas: FN (floresta nativa), plantios de até 3 anos, 3 a 7 anos, 7 a 12 anos e 14 a 25 anos (plantios de eucalipto de acordo com sua idade); ForA (forrageio no ar), NidV (nidifica na vegetação), Nect (nectarívoro), Mass (massa), Caud (cauda), ForS (forrageio no solo), Gran (granívoro), Oniv (onívoro), NiSo (nidifica no solo), Frug (frugívoro), ForV (forrageio na vegetação), Inse (insetívoro)..... **59**

Figura 6: Figura 6. Dendrograma funcional das 73 espécies registradas durante o estudo, criado usando 14 atributos funcionais. Asteriscos (*) indicam espécies registradas somente na floresta nativa **60**

LISTA DE TABELAS

Artigo I:

Tabela 1: Resultados da análise de aninhamento com as respectivas comparações entre os ambientes amostrados..... **32**

Tabela 2 (Apêndice 1): Classificação das espécies de aves registradas nos plantios de eucalipto e na floresta nativa, com a abundância total de cada espécie em cada tratamento. Plantios de até 3 anos (T1), plantios de 3 a 7 anos (T2), plantios de 7 a 12 anos (T3), plantios de 14 a 25 anos (T4) e floresta nativa (FN) **43**

Artigo II:

Tabela 1: Lista dos atributos das aves relacionadas com sua função/resposta ou efeito no ecossistema..... **52**

Tabela 2 (Apêndice 1): Classificação das 73 espécies de aves amostradas, segundo massa corpórea (g), comprimento da asa (cm)*, comprimento da cauda (cm)*, comprimento do bico (cm)* (*indica atributos que tiveram seu valor dividido pela raiz cúbica da massa) dieta, substrato de forrageio e substrato de nidificação. Sequência e nomenclatura seguem o CBRO (2011)..... **71**

INTRODUÇÃO GERAL

A perda de habitat é considerada o principal processo que contribui para a perda de biodiversidade global (Myers *et al.* 2000; Loyn *et al.* 2007; Laurance & Useche 2009). Em todo o mundo os padrões de mudanças no uso do solo têm resultado na perda de habitat natural, modificando as taxas e intensidades de muitos processos ecológicos essenciais para a manutenção da integridade dos ecossistemas (Lambeck 1997). Esta perda ocorre quando um habitat natural é alterado de tal forma que já não suporta as espécies que sustentava originalmente, sendo que a principal causa da alteração do habitat é decorrente das atividades humanas (Laurance 2010; Gardner *et al.* 2009).

Entre as diversas atividades humanas que resultam em alteração de habitats está a expansão da silvicultura. Segundo Sodhi & Ehrlich (2010) uma alteração decorre de um decréscimo na qualidade do habitat. Áreas cultivadas com silvicultura não fornecem as mesmas funções ambientais, sociais e econômicas de uma floresta nativa, entretanto elas podem assumir algumas funções como, reabilitação de áreas degradadas, combate à desertificação, proteção do solo e da água, sequestro e armazenamento de carbono (FAO 2010).

A área atualmente ocupada com silvicultura no Brasil atinge cerca de sete milhões de hectares (CAN 2011). Deste total, a área cultivada com eucalipto representa cerca de 80% (ABRAF 2011). O eucalipto é originário da Austrália e apresenta várias espécies, sendo amplamente utilizado na silvicultura em virtude do seu rápido crescimento e tendo como principal objetivo a produção de madeira e celulose (SBS 2007). De acordo com a Sociedade Brasileira de Silvicultura (2007), os plantios de eucalipto no Brasil estão mais concentrados nas regiões sudeste, nordeste e sul, e segundo dados do IBGE (2010), no estado do Rio Grande do Sul, estes plantios estão localizados principalmente na metade sul do estado.

Dada a extensão da área cultivada com silvicultura no Brasil e a conversão de ambientes nativos para silvicultura, entender o valor biológico desta prática é de fundamental importância para a conservação da biodiversidade. Isto por que a conversão de habitat para uma monocultura em particular aumenta a similaridade entre locais que previamente apresentavam tipos de vegetação contrastantes, aumentando a homogeneização da biodiversidade (Fillooy & Bellocq 2007). Além disso, estas plantações podem suportar uma baixa diversidade de espécies e comunidades diferentes de florestas nativas (Marsden *et al.* 2001; Farwig *et al.* 2008).

Estudos envolvendo silvicultura com eucalipto estão voltados para alguns táxons específicos, especialmente insetos (Zanuncio *et al.* 1998; Souza *et al.* 2010), plantas (Fabião *et al.* 2002; Sydow 2010) e aves (Willis 2003; Fonseca *et al.* 2009; Louzada *et al.* 2010). Para as aves, a maioria destes estudos está voltada para a estrutura da comunidade, ou seja, enfatizando riqueza, abundância e composição de espécies (Motta-Júnior 1990; Zurita *et al.* 2006; Gabriel 2009; Filloy *et al.* 2010; Volpato *et al.* 2010). Portanto, ainda assim são necessários mais estudos para compreender os efeitos da silvicultura sobre a distribuição das espécies de aves em relação às diferentes idades de plantio e sobre a estrutura funcional de comunidades de aves na região neotropical, a fim de criar mecanismos e ações de manejo que visem mitigar os impactos da silvicultura sobre as espécies de aves.

De acordo com Baselga (2010) a distribuição das espécies em situações em que as comunidades não são idênticas é resultante de dois padrões: aninhamento ou *turnover* ou ainda combinações de ambos. Considerando a existência de áreas estruturalmente complexas de vegetação nativa próxima a áreas de plantio de eucalipto existe a probabilidade de ocorrer a coexistência de espécies entre os ambientes (Mendonça-Lima 2012). Isto por que espécies de aves da floresta nativa podem ser capazes de colonizar áreas de silvicultura. Assim, pode-se esperar um padrão aninhado de distribuição de espécies (Mendonça-Lima 2012). De

acordo com Ulrich (2012) esta situação deve predominar em comunidades de espécies que apresentam alta dispersão e para locais dentro de uma área homogênea.

Neste sentido, a ocorrência de um distúrbio, como a silvicultura pode alterar a estrutura da vegetação e beneficiar espécies de aves que apresentam determinadas qualidades ou atributos (Mendonça-Lima 2012). Pode-se inferir neste caso que os plantios de eucalipto funcionam como um filtro ambiental (Gomez *et al.* 2010), de forma que apenas espécies com atributos similares consigam se adaptar as condições impostas pela silvicultura e assim determinar mudanças nas características funcionais de assembleias.

Como a diversidade funcional baseia-se nos atributos das espécies que têm alguma ligação com a função do organismo no ambiente (De Bello *et al.* 2010), estes podem responder de forma diferenciada à silvicultura e, desta forma influenciar no funcionamento do ecossistema. Não são apenas as aves florestais que dependem dos recursos fornecidos pela floresta, mas também a viabilidade funcional da floresta em si depende dos processos ecológicos fornecidos pelas aves, como a polinização, dispersão de sementes e controle de predadores (Gray *et al.* 2007). Assim, mudanças ocasionadas pela silvicultura podem afetar a sustentabilidade dos ecossistemas, através de efeitos indiretos na alteração de interações bióticas seguindo o declínio ou perda da funcionalidade ligada às espécies (Gardner *et al.* 2009).

Partindo deste contexto, o objetivo geral deste estudo foi avaliar os possíveis efeitos da silvicultura sobre a estrutura, distribuição e diversidade funcional de comunidades de aves em plantios de eucalipto de diferentes idades. No primeiro capítulo foi avaliada a estrutura da comunidade de aves a partir de métricas tradicionais, como, riqueza, abundância e composição de espécies, além de avaliar se a distribuição das espécies de aves ocorre de forma aninhada. O segundo capítulo teve como objetivo avaliar os efeitos da silvicultura sobre a diversidade funcional, assim como as respostas de atributos funcionais das espécies de aves entre os ambientes amostrados.

ARTIGO I

Plantios de eucalipto determinando a estrutura de comunidades de aves: aninhamento como padrão de distribuição de espécies

Artigo a ser submetido para “Iheringia, Série Zoologia”

Lucilene I. Jacoboski^{1*}, André de Mendonça-Lima², Sandra M. Hartz¹

¹ Laboratório de Ecologia de Comunidades. Universidade Federal do Rio Grande do Sul – Programa de Pós-Graduação em Ecologia. Porto Alegre. RS.

² Fundação ZooBotânica do Rio Grande do Sul. Porto Alegre. RS.

*Autor correspondente: lucilene.jacoboski@yahoo.com.br

Resumo

A substituição de ambientes nativos pela silvicultura está se tornando uma prática cada vez mais comum no Brasil, resultando na perda de componentes estruturais, como a escassez de substratos específicos de forrageamento e nidificação dentre outros recursos para as espécies de aves. Além disso, esta prática pode reduzir a riqueza e alterar a composição das comunidades de aves. O objetivo deste estudo foi avaliar diferenças na estrutura de comunidades de aves em plantios de eucalipto de diferentes idades de cultivo e em floresta nativa, além de classificar espécies em especialistas ou generalistas de habitat e avaliar se espécies encontradas nos plantios de eucalipto representam subconjuntos da floresta nativa. Foram avaliadas quatro idades de plantio, nos quais foram estabelecidos dez sítios de amostragem com três pontos de escuta cada. Foram identificadas 73 espécies de aves. Observou-se uma maior riqueza e abundância de espécies na floresta nativa, quando comparadas aos plantios de eucalipto de diferentes idades. Com relação à composição de espécies, também houve diferenças significativas entre a floresta nativa e os plantios. Registrou-se um baixo número de espécies especialistas da floresta nativa e um alto número de espécies generalistas de habitat. Esse resultado provavelmente influenciou no elevado

índice de aninhamento das espécies de aves dos plantios em relação à floresta nativa, sugerindo que uma parcela considerável de espécies da floresta nativa consegue colonizar os plantios. Nesse sentido, a manutenção de florestas nativas próximas às áreas de silvicultura é um fator chave, pois, estas parecem servir como fonte de espécies para os plantios aumentando não só a diversidade, mas o fluxo de aves nestes locais.

Palavras-chave: avifauna, subconjuntos, silvicultura, floresta nativa

Abstract

The replacement of native environments by silviculture is becoming an increasingly common practice in Brazil, resulting in loss of structural components, such as the shortage of specific substrates of foraging and nesting among other features for birds species. Moreover, this practice can reduce the richness and change the composition of bird communities. The aim of this study was to evaluate differences in the structure of bird communities in eucalypt plantations of different ages cultivation and native forest, and classify species habitat specialists or generalists and assess whether species found in eucalyptus plantations represent subsets of the forest native. Four Ages of planting were evaluated, which were established in ten sampling sites with three points counts each. Have been identified 73 species of birds. There was a greater richness and abundance of native species in the forest, when compared to eucalyptus plantations. With respect to species composition, there were also significant differences between native forest and eucalypt plantations of different ages. Registered a low number of specialist species of native forest and a high number of generalist species habitat. This result probably influenced the high rate of nestedness bird species of the plantations compared to native forest, suggesting that a considerable number of species of native forest can colonize plantations. In this sense the maintenance of native forest near the areas of silviculture is a key factor, since these seem to serve as a source of species for plantations increasing not only the diversity, but the flow of birds in these locations.

Keywords: avifauna, subsets, silviculture, native forest

1. Introdução

As plantações florestais de espécies nativas e exóticas são geralmente utilizadas para extração de produtos como madeira e celulose (FAO, 2012) e algumas vezes para compensar a perda de florestas nos trópicos (Farwig *et al.*, 2008). Essa conversão de florestas naturais em monoculturas é prejudicial para a conservação da biodiversidade (Brockerhoff *et al.*, 2008), já que estas plantações podem suportar uma baixa diversidade de espécies de aves e comunidades diferentes de florestas nativas (Marsden *et al.*, 2001; Farwig *et al.*, 2008), uma vez que as plantações não são capazes de substituir por completo as funções ecológicas destas florestas (Volpato *et al.*, 2010). Esta substituição da vegetação nativa em outro tipo de cobertura do solo tem sido prejudicial para muitas espécies de aves nativas em vários ecossistemas em todo o mundo (Zurita *et al.*, 2006; Deconchat *et al.*, 2009).

Assim, a diversidade de espécies e a composição de comunidades em plantações florestais são de interesse particular para as estratégias de conservação. Apesar da influência do tipo de manejo florestal na diversidade de aves florestais, a paisagem circundante pode também influenciar a composição de espécies de aves (Lindenmayer *et al.*, 2003; Farwig *et al.*, 2008). Ainda assim nem todas as espécies são igualmente vulneráveis a alteração de habitat, pois a crescente especialização de espécies, tal como a dependência da floresta nativa, é muitas vezes associada ao aumento do risco de extinção (Sekercioglu *et al.*, 2004).

Em plantios há uma simplificação da estrutura e composição da vegetação (Zurita *et al.*, 2006; Filloy *et al.*, 2010). Áreas de silvicultura podem ter comunidades de aves caracterizadas principalmente por espécies generalistas de habitat, ou seja, espécies que utilizam um conjunto relativamente amplo de recursos ou habitats (Colles *et al.* 2009), bem como espécies associadas à borda de florestas e à áreas abertas, já que a estrutura da vegetação (*e.g.* riqueza, estratificação) é um fator importante na composição de

comunidades de aves (Hobbs *et al.*, 2003; Gabriel, 2009; Filloy *et al.*, 2010; Volpato *et al.*, 2010; Mendonça-Lima, 2012).

Desta forma, espera-se a coexistência de espécies de aves entre plantios e floresta nativa através da colonização dos plantios por parte das espécies da floresta nativa (Mendonça-Lima, 2012). Assim, a distribuição de espécies em plantações florestais pode resultar em subconjuntos aninhados. O aninhamento é definido por vários autores como o grau em que a composição de espécies de comunidades menos ricas seja um subconjunto de comunidades com maior riqueza de espécies (Patterson & Atmar, 1986; Wright, 1998; Jonsson, 2001; Ulrich & Gotteli, 2007; Lázaro *et al.*, 2005).

O aninhamento foi primeiramente assumido por depender inteiramente da extinção de espécies e do tamanho da área (Patterson & Atmar, 1986). Posteriormente outros trabalhos indicaram que ele também pode ser dependente da colonização e do próprio aninhamento de habitat (Patterson 1990; Ulrich *et al.*, 2009). Atualmente as análises de aninhamento têm sido amplamente usadas como ferramentas ecológicas para descrever padrões de ocorrência das espécies e seus mecanismos fundamentais (Ulrich *et al.*, 2009). Com isso a avaliação do aninhamento de espécies de aves em plantios de eucalipto de diferentes idades pode contribuir para entender os padrões de distribuição de espécies entre ambientes distintos.

Este estudo teve por objetivo geral avaliar como o cultivo de monocultura de eucalipto pode determinar a distribuição e a estrutura de comunidades de aves nestas áreas. Para isso foram testadas três hipóteses: 1) As áreas de plantios comerciais de eucalipto possuem menor riqueza, abundância e uma diferente composição de espécies de aves quando comparadas com áreas de floresta nativa; 2) Espera-se encontrar um maior número de espécies generalistas de habitat; 3) A avifauna encontrada nas áreas de plantio de eucalipto resulta em um padrão aninhado de distribuição em relação à floresta nativa.

2. Material e métodos

2.1. Área de estudo

O estudo foi realizado no Horto Florestal Barba Negra (HFBN) de propriedade da CMPC Celulose Riograndense, situado no município de Barra do Ribeiro entre os paralelos 30°27'55 e 30°26'32 S, e os meridianos 51°16'04 e 51°05'44 W (Datum Córrego Alegre), distante aproximadamente 60 km de Porto Alegre, Rio Grande do Sul. A área do HFBN é uma península circundada ao norte e nordeste pelo Lago Guaíba, ao sul e sudoeste pela Laguna dos Patos e a oeste faz limite com áreas de pastejo e de plantio de arroz (Sydow, 2010) (Fig.1).

Nesta região predomina o clima tipo “Cfa”, subtropical úmido segundo a classificação de Köppen. A temperatura média anual é de 19,3° C, com precipitação anual de aproximadamente 1322 mm, segundo classificação climática de Köpen (Moreno, 1961).

O local apresenta uma área total de 10600 hectares. Desses 2400 ha são de área de preservação permanente (APP), e o restante destinado ao plantio de eucalipto. A vegetação da região do HFBN caracteriza-se por formações pioneiras de restinga próximas à Planície Costeira e à medida que aumenta a distância da Planície Costeira, a vegetação apresenta aspecto mais florestal, sendo substituída por espécies provenientes tanto da Floresta Estacional Decidual quanto da Ombrófila Densa. Esta formação é chamada de Floresta Estacional Semidecídua Moderada (Leite, 2002).

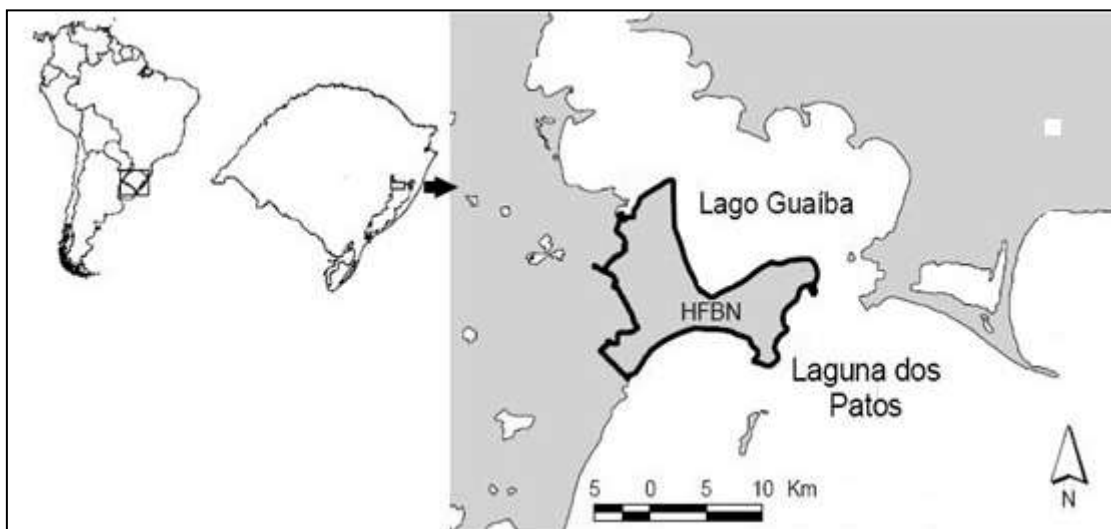


Figura 1: Localização do HFBN no município de Barra do Ribeiro, Rio Grande do Sul (Sydow 2010).

O plantio de eucalipto no HFBN é feito na forma de mosaicos (plantios de várias idades e diferentes tamanhos), evitando ocupar grandes áreas com plantios de mesma idade. Além disso, os talhões apresentam formatos e tamanhos irregulares e não há manejo do sub-bosque. A idade de corte dos talhões é em torno de 7 anos após o plantio, mas é possível observar no local alguns plantios de até 40 anos de idade.

2.2. Desenho amostral

A amostragem foi realizada em plantios comerciais de eucalipto e em ambiente florestal nativo. Os plantios de eucalipto foram definidos de acordo com a idade (Fig. 2, 3, 4, 5 e 6). Para tanto foram estabelecidos cinco diferentes tratamentos: tratamento 1 (T1) - plantios de até 3 anos; tratamento 2 (T2) - plantios de 3 a 7 anos; tratamento 3 (T3) - plantios de 7 a 12 anos e tratamento 4 (T4) - plantios de 14 a 25 anos, e tratamento 5 referente aos sítios de amostragem na floresta nativa (FN). Os talhões amostrados foram determinados *a priori* a partir de sorteio, obedecendo ao critério de não haver contiguidade entre os plantios amostrados.



Figura 2: Plantios de eucalipto de até 3 anos de idade.



Figura 3: Plantios de eucalipto de 3 a 7 anos de idade.



Figura 4: Plantios de eucalipto de 7 a 12 anos de idade.



Figura 5: Plantios de eucalipto de 14 a 25 anos de idade.



Figura 6: Floresta nativa.

Em cada um dos tratamentos foram estabelecidos dez sítios de amostragem com três pontos amostrais em cada um dos sítios, totalizando 150 pontos para amostragem das espécies de aves. Utilizou-se para isso o método de pontos de contagem, com um tempo de permanência de 10 minutos e um raio fixo de 50 m, pois conforme indica o estudo de Anjos *et al.* (2011) a maioria das espécies só pode ser ouvida até 40-50 m do observador. Durante este tempo toda espécie de ave vista ou ouvida foi registrada. Foi estabelecida uma distância mínima de 200 m entre os pontos, evitando-se a borda dos talhões. As contagens iniciaram 30 minutos após o nascer do sol, estendendo-se por aproximadamente 3 horas, sendo que para cada manhã foram amostrados dois sítios de diferentes idades ou pontos da floresta nativa. Cada ponto de contagem foi amostrado uma única vez. Além disso, cada idade de plantio bem como a floresta nativa foi amostrada em diferentes faixas de horário, de forma que cada ambiente amostrado teve horários distintos de amostragem. O período de amostragem iniciou no mês de outubro e se estendeu até dezembro de 2012. A nomenclatura

e classificação das espécies de aves registradas estão de acordo com o Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos (CBRO, 2011).

2.3. Análise dos dados

Para a análise dos dados foi considerada como unidade amostral o sítio (talhão) e não o ponto de contagem. Para tanto os registros referentes aos três pontos dentro de cada sítio foram quantificados como uma única unidade amostral, visto que o objetivo do estudo foi avaliar possíveis diferenças entre plantios de eucalipto de diferentes idades e não entre pontos de escuta.

Os dados de riqueza de espécies de aves foram rarefeitos, para padronizar as amostras em virtude da diferença no número de indivíduos registrados (Gotelli & Colwell, 2001), com auxílio do programa PAST (Hammer *et al.*, 2001). Foi calculado o índice de abundância das espécies, dividindo o número de contatos de cada espécie pelo número total de pontos amostrais e posteriormente foram efetuadas análises de variância (ANOVAs) com teste de permutação (Pillar & Orłóci, 1996) para avaliar a riqueza rarefeita entre os diferentes tratamentos amostrados e também a fim de comparar se os plantios e a floresta nativa apresentaram diferenças em relação à abundância das espécies de aves registradas.

A fim de verificar diferenças na composição de espécies de aves entre as áreas amostradas foi realizada uma análise de variância multivariada (MANOVA) com teste de permutação. As análises de variância foram realizadas usando-se o programa MULTIV 2.63 (Pillar, 2006), para todas as comparações foram efetuadas análises de todos os contrastes entre pares e como índice de dissimilaridade foi utilizada a distância euclidiana. Como análise exploratória foi realizada uma Análise de Coordenadas Principais (PCoA) para avaliar a composição das comunidades de aves em relação aos ambientes amostrados.

Para determinar a especificidade das espécies com relação ao habitat, foi realizada uma classificação com um método desenvolvido para determinar espécies especialistas e generalistas de habitat (Chazdon *et al.*, 2011). Este método utiliza um modelo multinomial baseado na abundância relativa das espécies em dois habitats e classifica as espécies em quatro categorias: 1) generalistas, 2) especialistas do habitat “A”, 3) especialistas do habitat “B” e 4) espécies muito raras para classificar (Chazdon *et al.*, 2011). A maior vantagem deste método é a classificação dos especialistas e generalistas de habitat, sem a exclusão das espécies raras a priori e a capacidade de distinguir os generalistas de habitat de espécies que são simplesmente muito raras para classificar (Chazdon *et al.*, 2011). Conforme as especificações de Chazdon *et al.* (2011), foi definido como limite de especialização K de 0.667 e o nível do P em 0.005 (adequado para avaliar um padrão geral). A classificação das espécies generalistas e especialistas foi realizada no software CLAM (Chao & Lin, 2011). Como esse software objetiva comparar apenas dois ambientes distintos as espécies registradas nos plantios de eucalipto de diferentes idades foram quantificadas em um único grupo através da abundância de cada espécie, nesse sentido foram avaliados plantios x floresta nativa.

Para avaliar se a composição das espécies presentes em plantios representa um subconjunto das espécies que ocorrem na floresta nativa foi realizada uma análise de aninhamento através do programa NODF (Almeida-Neto & Ulrich, 2011). Inicialmente foi calculado o aninhamento separadamente para cada uma das idades de plantio em relação à floresta nativa. Após foi calculado o aninhamento geral (comparando todos os ambientes).

Para o aninhamento geral foram criadas 10 matrizes de presença/ausência de espécies, formadas por um conjunto que possuía cada um dos tratamentos amostrados. Cada matriz observada foi testada em relação a dois modelos nulos. Foi calculado o aninhamento para cada matriz observada e para dez matrizes geradas aleatoriamente em cada modelo nulo com auxílio do programa NODF com 1000 permutações. O primeiro modelo nulo manteve o

número de presenças, mas permitiu que a presença ocorresse em qualquer local da matriz (linhas equiprováveis e colunas equiprováveis). O segundo modelo nulo manteve a frequência das espécies, mas a frequência das áreas não foi preservada (linhas fixas e colunas equiprováveis). Após foi calculado o aninhamento para cada matriz observada e para dez matrizes geradas aleatoriamente em cada modelo nulo, para obter dois grupos de 10 pares de valores de aninhamento (o valor observado e seu respectivo valor em cada modelo nulo). Foi efetuado um Teste t pareado, no ambiente R (2012), para cada modelo nulo, com a finalidade de avaliar se o aninhamento observado foi maior do que o esperado (Schneck *et al.*, 2011).

3. Resultados

Foram identificadas 73 espécies de aves nos cinco ambientes amostrados (Tab. 2, Apêndice 1). Destas, 56 espécies ocorreram na floresta nativa (FN), 41 em plantios de até 3 anos, 33 em plantios de 3 a 7 anos, 30 em plantios de 7 a 12 anos e 30 em plantios de 14 a 25 anos. Deste total, 14 espécies de aves foram comuns a todos os tratamentos, enquanto que 21 espécies tiveram apenas um indivíduo registrado (*singletons*). Os dados de riqueza rarefeita bem como de abundância foram maiores na floresta nativa, demonstrando diferença significativa ($Q= 750.09$; $p= 0.0001$, $Q= 3765.1$; $p= 0.0001$ respectivamente) quando comparadas aos tratamentos referentes aos plantios de eucalipto, que apresentaram resultados similares entre si (Fig. 7 A e B).

Apesar dos plantios de até 3 anos apresentarem uma riqueza um pouco maior de espécies com relação aos outros tratamentos, não houve diferença significativa entre estes.

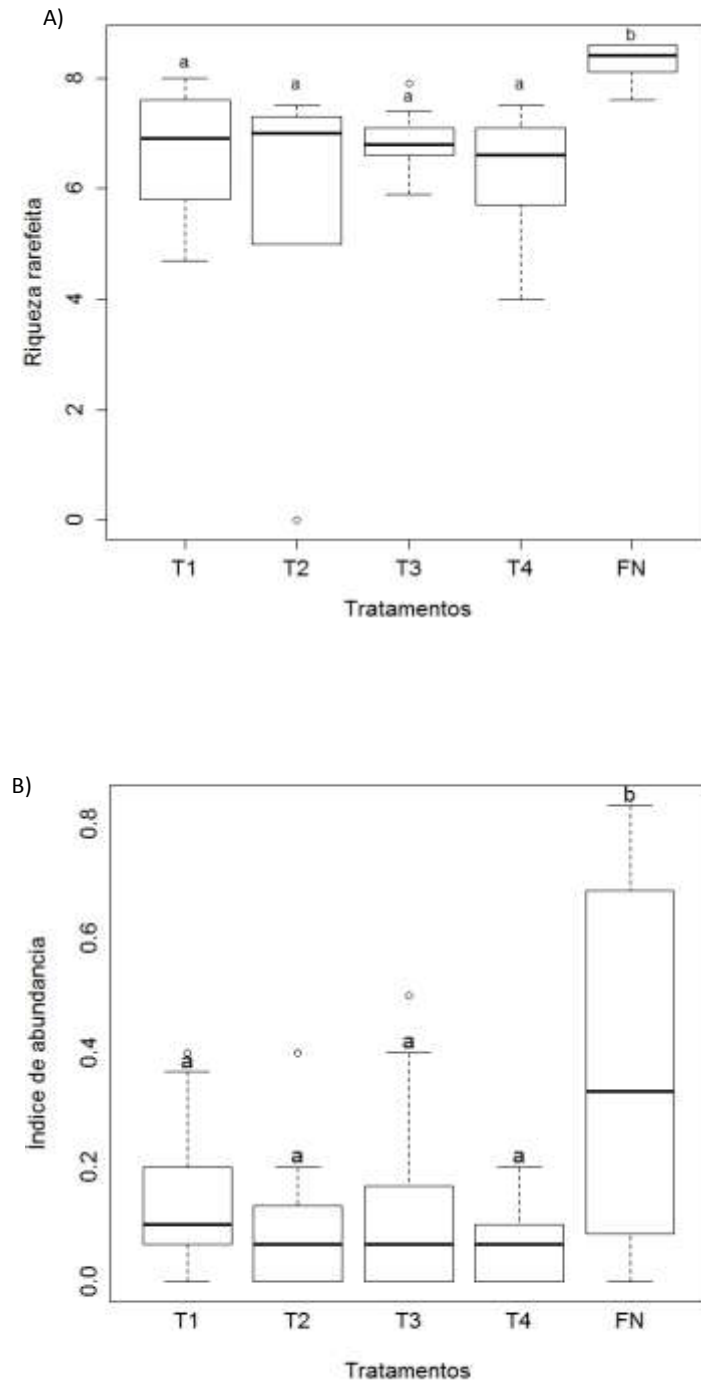


Figura 7: “Box plots” para os valores de riqueza rarefeita (A) e abundância de espécies de aves (B) entre os tratamentos amostrados demonstrando a diferença com seus valores máximo, mínimo e erro padrão. Legenda: T1 (plantios de até 3 anos), T2 (plantios de eucalipto de 3 a 7 anos), T3 (plantios de eucalipto de 7 a 12 anos), T4 (plantios de eucalipto de 14 a 25 anos), FN (floresta nativa). Letras diferentes indicam diferenças significativas.

Com relação à composição de espécies, a MANOVA resultou em diferenças significativas entre a mata nativa e os tratamentos relacionados aos plantios de eucalipto ($Q=72.88$; $p=0.0001$), já com relação aos plantios, somente o contraste entre T1 e T3 apresentou diferença significativa ($Q=10.25$; $p=0.009$).

A análise exploratória (PCoA) demonstra que a distribuição das espécies parece estar associada a três ambientes: espécies características de plantios iniciais (T1); um grupo de espécies associadas aos plantios de idade intermediária e avançada (T2, T3, T4) e por fim um grupo de espécies característico da floresta nativa (Fig. 8).

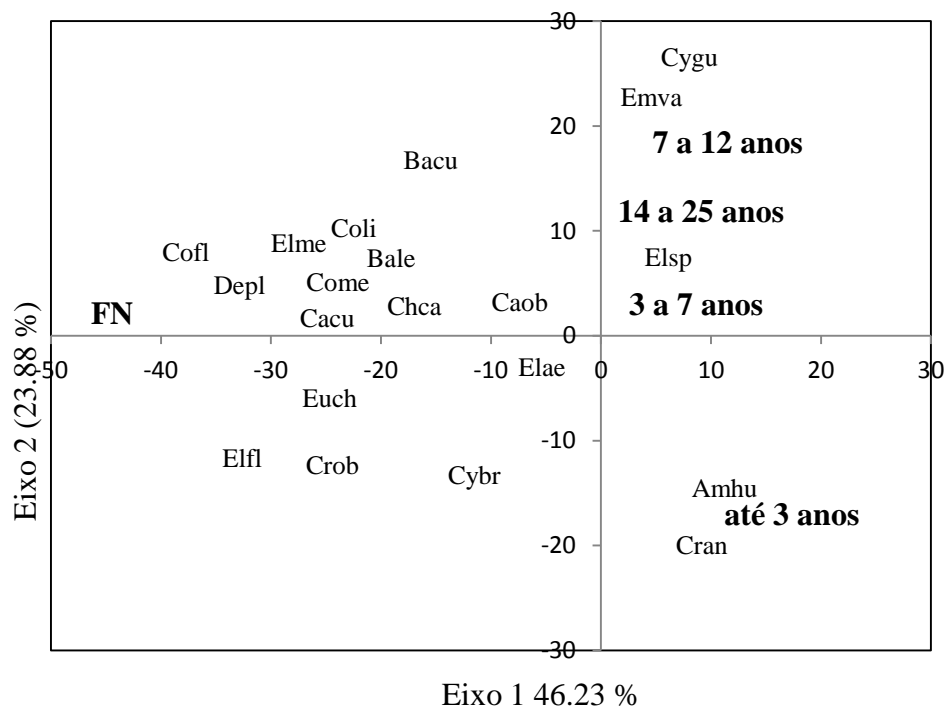


Figura 8: Diagrama de ordenação do primeiro e segundo eixos da Análise de Coordenadas Principais demonstrando o arranjo das áreas (em negrito) e a distribuição das espécies de aves. Legenda: FN (floresta nativa), até 3 anos, 3 a 7 anos, 7 a 12 anos e 14 a 25 anos (plantios de eucalipto de acordo com sua idade), Cran (*Crotophaga ani*), Amhu (*Ammodramus humeralis*), Elsp (*Elaenia* sp), Emva (*Empidonomus varius*), Cygu (*Cyclarhis gujanensis*), Cybr (*Cyanoloxia brissonii*), Elae (*Elaenia* sp), Caob (*Camptostoma obsoletum*), Bacu (*Basileuterus culicivorus*), Coli (*Conopophaga lineata*), Bale (*Basileuterus leucoblepharus*), Chca (*Chiroxiphia caudata*), Elme (*Elaenia mesoleuca*), Come (*Colaptes melanochloros*), Cacu (*Carpornis cucullata*), Cofl (*Coereba flaveola*), Depl (*Dendrocolaptes platyrostris*), Euch (*Euphonia chlorotica*), Elfl (*Elaenia flavogaster*), Crob (*Crypturellus obsoletus*).

Com relação à classificação das espécies de aves, das 73 espécies, 46 foram consideradas como muito raras para classificar (cerca de 60%), 20 foram classificadas como espécies generalistas, três espécies como especialistas de eucalipto: *Pitangus sulphuratus* (Linnaeus, 1766), *Zonotrichia capensis* (Statius Muller, 1776) e *Troglodytes musculus* (Naumann, 1823); e quatro como especialistas da floresta nativa: *Patagioenas picazuro* (Temminck, 1813), *Chiroxiphia caudata* (Shaw & Nodder, 1793), *Turdus albicollis* (Vieillot, 1818) e *Coereba flaveola* (Linnaeus, 1758). (Fig.9, ver apêndice 1).

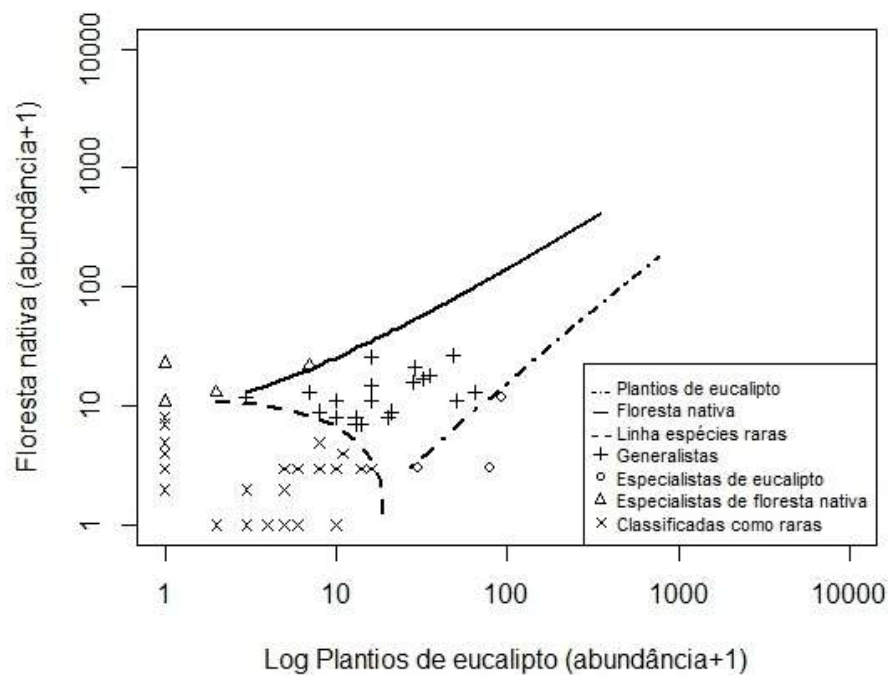


Figura 9: Resultado da Classificação das espécies de aves para a floresta nativa e para os plantios de eucalipto, usando o limite de especialização ($K= 0.667$, $P= 0.005$).

Apesar da diferença na composição de espécies entre os plantios de eucalipto e a floresta nativa, os resultados da análise de aninhamento demonstram que a composição das espécies de aves ocorre de forma aninhada. Analisando cada um dos tratamentos referente à idade dos plantios separadamente observa-se que o aninhamento de espécies em relação à floresta nativa é maior conforme aumenta a idade dos plantios de eucalipto (Tab. 1). O

mesmo observa-se para o aninhamento geral (NODF= 72.16, $p= 0.001$), ou seja, comunidades de aves encontradas nos plantios de diferentes idades são subconjuntos daquela observada na floresta nativa. Quando comparados o valor do aninhamento observado com os modelos nulos 1 ($t= 3.28$, $p= 0.002$) e 2 ($t= 3.07$, $p= 0.008$), esse padrão se manteve.

Tabela 1: Resultados da análise de aninhamento com as respectivas comparações entre os ambientes amostrados.

Tratamentos	NODF	<i>P</i>
T1 e FN	75	0.003
T2 e FN	87.88	0.001
T3 e FN	90.32	0.001
T4 e FN	93.54	0.001
Geral	72.16	0.001

4. Discussão

A riqueza, abundância e composição de espécies de aves apresentaram diferenças significativas entre a floresta nativa e plantios de eucalipto. A floresta nativa apresentou maior riqueza, abundância e diferente composição de espécies de aves quando comparada com os plantios de eucalipto de diferentes idades. Esses resultados estão associados às diferenças na estrutura da vegetação entre a floresta nativa e os plantios de eucalipto. Já que a idade dos plantios não teve influência nos resultados, provavelmente pelo fato dos talhões de eucalipto de diferentes idades apresentarem uma estrutura similar da vegetação. Em um estudo realizado no HFBN avaliando a vegetação de sub-bosque dos talhões de eucalipto, Sydow (2010) não encontrou diferença significativa para riqueza e composição da vegetação do sub-bosque em plantios de idades diferentes.

Essa menor riqueza, abundância e diferente composição de espécies de aves observadas nos plantios de eucalipto neste estudo parecem refletir um padrão geral e é independente da espécie de árvore usada para o plantio de monoculturas (Zurita *et al.*, 2006; Barlow *et al.*, 2007). Isso por que áreas de silvicultura aumentam a similaridade do ambiente (Marsden *et al.*, 2001; Filloy *et al.*, 2010), fornecem menor quantidade de recursos, como substratos específicos de forrageamento e nidificação, assim comunidades de aves similares são esperadas (Motta-Junior, 1990; Kowk & Corlett, 2000). Além disso, o sub-bosque é menos desenvolvido quando comparado com a floresta nativa, resultando em perda de habitat para muitas espécies (Fischer *et al.*, 2006; Barlow *et al.*, 2007). Outros trabalhos detectaram este mesmo padrão de menor riqueza de espécies de aves em monoculturas: Volpato *et al.* (2010) e Mendonça-Lima (2012) em *Pinus*, Motta-Junior (1990), Marsden *et al.* (2001) e Barlow *et al.* (2007) em eucalipto.

Embora a riqueza de espécies de aves entre os plantios de eucalipto não tenha apresentado diferença significativa, T1 apresentou uma riqueza um pouco maior quando comparada com T2, T3 e T4. Essa maior riqueza em T1 está relacionada ao tipo de vegetação presente nestes plantios e também à estrutura “mais aberta” desses plantios. Por serem plantios bastante jovens há o predomínio de vegetação herbáceo-graminóide e há uma maior abertura da copa devido à altura das árvores. Essas características favorecem a ocorrência de espécies de aves características de ambientes abertos e associadas a este tipo de vegetação como, por exemplo, *Crotophaga ani* (Linnaeus, 1758) e *Ammodramus humeralis* (Bosc, 1792, como pode ser observado na PCoA. Observa-se ainda que à medida que a idade dos plantios aumenta estas espécies não são mais registradas, já que a estrutura da vegetação dentro dos plantios apresenta um aspecto mais florestal, ou seja, ocorre a substituição destas espécies por outras de caráter mais florestal.

A classificação das espécies de aves demonstrou um baixo número de espécies especialistas/oportunistas de eucalipto e especialistas de floresta nativa, o que provavelmente

está associado à menor riqueza e abundância das espécies nos plantios. Enquanto que o baixo número de especialistas da floresta nativa está também associado à baixa abundância (grande parte dessas espécies foi inserida na categoria muito rara para classificar), mas provavelmente o reduzido número de especialistas da floresta nativa está associado a um nível limitado de complexidade da floresta nativa no HFBN, que por ser uma formação vegetal de restinga tipicamente pode apresentar uma redução da diversidade florística, além de um baixo porte (6-12 m de altura) e uma menor estratificação (Scherer *et al.* 2005) assim, a ocorrência de espécies de aves com hábitos mais específicos é limitada pela menor disponibilidade de recursos.

Já as espécies generalistas de habitat predominaram neste estudo. De acordo com Fischer (2006), espécies generalistas tendem a se tornar mais abundantes em ambientes alterados. Em um estudo semelhante realizado no bioma Pampa, Dias *et al.* (2013) também detectaram que espécies de aves generalistas foram o grupo predominante em seus registros, assim como Volpato *et al.* (2010), registraram um menor número de espécies de aves dependentes de floresta em plantações do que na floresta nativa.

Neste sentido, espécies com alto grau de especificidade de habitat são prejudicadas pela silvicultura, e são mais sujeitas à extinção (Marsden *et al.*, 2001; Barlow *et al.*, 2007). Por outro lado, florestas bem conservadas apresentam uma maior complexidade da vegetação influenciando positivamente a riqueza e a abundância de espécies dependentes de floresta (Gabriel, 2009). Por isso, a manutenção de grandes fragmentos de vegetação nativa é importante em paisagens onde muitas espécies são limitadas a este tipo de vegetação (Fischer, 2006).

Com relação à composição de espécies, apesar dessa ser diferente entre a floresta nativa e os plantios de eucalipto, houve aninhamento, ou seja, espécies encontradas nos plantios de eucalipto de diferentes idades representam subconjuntos das espécies encontradas na floresta nativa. Esta diferença na composição pode estar relacionada às diferenças na

estrutura da vegetação entre os ambientes, resultando em alguns registros exclusivos tanto para a floresta nativa como para os plantios. Mas, mesmo que os ambientes apresentem uma composição diferente de espécies de aves, uma parte dessas é comum entre as áreas. Assim os plantios de eucalipto representam subconjuntos da floresta nativa. Observa-se ainda que à medida que aumenta a idade dos plantios o aninhamento torna-se ainda mais evidente em relação à floresta nativa. Refletindo, portanto um aspecto mais florestal e semelhante ao encontrado na floresta nativa (*e.g.* fechamento da copa, maior desenvolvimento de sub-bosque).

Em um estudo com nove grupos taxonômicos, entre eles as aves, Louzada *et al.* (2010) registraram algum nível de aninhamento para espécies destes grupos entre plantações de eucalipto, florestas primárias e secundárias. Já Mendonça-Lima (2012) encontrou que a perda ou reposição de espécies em áreas de silvicultura parece determinar o aninhamento.

A distribuição de espécies de aves de forma aninhada pode ser o resultado da força de um filtro ambiental decorrente da silvicultura. Conforme Gomez *et al.* (2010) as condições ambientais que atuam como um filtro permitem a coexistência de espécies mais semelhantes entre si. O que também pode ser explicado pelo maior número de espécies generalistas registradas aqui, ou seja, espécies que compartilham de requerimentos de habitat similares. Neste sentido, Feeley *et al.* (2007) justificaram a ocorrência de aninhamento pela perda seletiva de espécies. Ou seja, somente espécies com menores requerimentos de habitat conseguem “transpor” as condições impostas pela silvicultura. Além disso, outros processos como a imigração local e a extinção de espécies podem resultar em aninhamento (Ulrich *et al.*, 2009). Estes processos provavelmente ocorrem na área estudada, já que a floresta nativa é estruturalmente mais complexa, permitindo a coexistência de espécies capazes de colonizar as áreas de plantios de eucalipto (Mendonça-Lima, 2012).

Com o crescente desenvolvimento da silvicultura, ambientes nativos próximos a essas áreas parecem imprescindíveis. Portanto, tentar entender os mecanismos que determinam

diferenças na biodiversidade entre florestas plantadas e outros habitats é crucial para desenvolver práticas de manejo e orientações destinadas para aumentar o valor das plantações para a biodiversidade (Calviño–Cancela, 2013). Além disso, a concepção de novos programas florestais não pode deixar de ser feita sem considerar a conectividade entre os elementos naturais da paisagem com o uso de corredores, *stepping stones* e a qualidade da matriz, visto que muitas espécies de aves registradas em monoculturas se utilizam das mesmas apenas como corredor (Fonseca *et al.* 2009).

Os resultados deste estudo, de modo geral coincidem com um padrão geral e indicam que a silvicultura oferece uma limitada complexidade como habitat para a avifauna, em virtude da menor riqueza e abundância de espécies. No entanto, as espécies de aves generalistas parece ser o grupo mais beneficiado pela silvicultura. Evidentemente essa característica contribuiu para o elevado índice de aninhamento registrado entre plantios e floresta. Porém pode-se perceber uma particularidade quanto à idade dos plantios, esses demonstraram uma substituição parcial de espécies entre si, demonstrando que os plantios em mosaico de diferentes idades podem resultar em uma maior diversidade de espécies de aves. Aliado a isso a manutenção do sub-bosque e a proximidade dos plantios com a vegetação nativa na área de estudo podem ser de extrema importância para aumentar a diversidade destes.

Referências

- Almeida-Neto, M. & Ulrich, W. 2011. A straightforward computational approach for measuring nestedness using quantitative matrices. **Environmental Modelling Software** **26**: 173-178.
- Anjos, L., Collins, C. D., Holt, R. D., Volpato, G. V., Mendonça, L. B., Lopes, E. V., Boçon, R., Bisheimer, M. B., 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., Mestre, L. A. M., Gardner, T. A. & Peres C. A. 2007. The value of primary, secondary and plantation forests for Amazonian birds. **Biological Conservation** **36**: 212-231.
- Brockerhoff, E. G., Jactel, H., Parrotta, J. A., Quine, C. P. & Sayer, J. 2008. Plantation forests and biodiversity: oxymoron or opportunity? **Biodiversity and Conservation** **17**(5): 925-951.
- Calviño-Cancela, M. 2013. Effectiveness of eucalypt plantations as a surrogate habitat for birds. **Forest Ecology and Management** **310**: 692-699.
- CBRO, 2011. Comitê Brasileiro de Ornitologia. **Lista das Aves do Brasil**. Disponível em: <<http://www.cbro.org.br/CBRO/pdf/AvesBrasil2011.pdf>>. Acesso em 13 de junho de 2012.
- Chao, A. & Lin, S. Y. 2011. **Program CLAM (Classification Method)**. Disponível em: <<http://purl.oclc.org/clam>>. Acesso em: 19 de agosto de 2013.
- Chazdon, R. L., Chao, A., Colwell, R. K., Lin, S. Y., Norden, N., Letcher, S. G., Clark, D. B., Finegan, B. & Arroyo, J. P. 2011. A novel statistical method for classifying habitat generalists and specialists. **Ecology** **92**(6): 1332-1343.
- Colles, A., Liow, L. H. & Prinzing, A. 2009. Are specialists at risk under environmental change? Neoecological, paleoecological and phylogenetic Approaches. **Ecology Letters** **12**: 849–863.
- Deconchat, M., Brockerhoff, 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** **285**: 196-204.

- Dias, R. A., Bastazini, V. A. G., Gonçalves, M. S. S., Bonow, F. C. & Müller, S. C. 2013. Shifts in composition of avian communities related to temperate-grasslandafforestation in southeastern South America. **Iheringia, Série Zoologia** **103**(1): 12-19.
- FAO, 2012. Food And Agriculture Organization Of The United Nations. **Planted Forests**. Disponível em: <<http://www.fao.org/forestry/plantedforests/en/>>. Acesso em 20 de abril de 2013.
- Farwig, N., Sajita, N. & Böhning-Gaese, K. 2008. Conservation value of forest plantations for bird communities in western Kenya. **Forest Ecology and Management** **255**: 3885-3892.
- Feeley, K. J., Gillespie, T. W., Lebbin, D. J. & Walter, H. S. 2007. Species characteristics associated with extinction vulnerability and nestedness rankings of birds in tropical forest fragments. **Animal Conservation** **10**: 493–501.
- Filloy, J., Zurita, G. A., Corbelli, J. M. & Bellocq, M. I. 2010. On the similarity among bird communities: Testing the influence of distance and land use. **Acta Oecologica** **36**: 333-338.
- Fischer, J., Lindenmayer, D. B. & Manning, A. D. 2006. Biodiversity, ecosystem function, and resilience: ten guiding principles for commodity production landscapes. **Frontiers in Ecology and the Environment** **2**: 80-86.
- 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. N., Putzke, J., Stranz, A., Vergara, M., Vieira, E. M. 2009. Towards an ecologically-sustainable forestry in the Atlantic Forest. **Biological Conservation** **142**: 1209–1219.
- Gabriel, V. A. 2009. **Comunidade de aves em um mosaico de *Eucalyptus* em Rio Claro, São Paulo**. Tese de Doutorado – Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho.

- Gomez, J. P., Bravo, G. A., Brumfield, R. T., Tello, J. G. & Cadena, C. D. 2010. A phylogenetic approach to disentangling the role of competition and habitat filtering in community assembly of Neotropical forest birds. **Journal of Animal Ecology** **79**: 1181–1192.
- Gotelli, N. J. & Colwell, R. K., 2001. Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. **Ecology Letters** **4**: 379-391.
- Hammer, Ø., Harper, D. A., T. & Ryan, P. D. 2001. PAST: Paleontological Statistics software package for education and data analysis. **Paleontological Electronic** **4**: 01-09.
- Hobbs, R., Catling, P. C., Wombey, J. C., Clayton, M., Atkins, L. & Reid, A. 2003. Faunal use of bluegum (*Eucalyptus globulus*) plantations in southwestern Australia. **Agroforestry Systems** **58**: 195-212.
- Kwok, H. K. & Corlett, R. T. 2000. The bird communities of a natural secondary forest and a *Lophostemon confertus* plantation in Hong Kong, South China. **Forest Ecology and Management** **130**: 227-234
- Jonsson, B. G. 2001. A null model for randomization tests of nestedness in species assemblages. **Oecologia** **127**: 309–313.
- Lázaro, A., Mark, S. & Olesen, J. M. 2005. Bird-made fruit orchards in northern Europe: nestedness and network properties. **Oikos** **110**: 321-329.
- Leite, P. F. 2002. Contribuição ao conhecimento fitoecológico do sul do Brasil. **Ciência Ambiental** **24**: 51-73.
- Lindenmayer, D. B., McIntyre, S. & Fischer, J. 2003. Birds in eucalypt and pine forests: landscape alteration and its implications for research models of faunal habitat use. **Biological Conservation** **119**: 45-53.
- Louzada, J., Gardner, T., Peres, C. & Barlow, J. 2010. A multi-taxa assessment of nestedness patterns across a multiple-use Amazonian forest landscape. **Biological Conservation** **143**: 1102–1109.

- Marsden, S. J., Whiffin, M. & Galetti, M. 2001. Bird diversity and abundance in forest fragments and Eucalyptus plantations around an Atlantic forest reserve, Brazil. **Biodiversity and Conservation** 10: 737-751.
- Mendonça-Lima, A. 2012. **Estrutura de habitat, diversidade e comportamento da avifauna em sistemas de silvicultura em Floresta Ombrófila Mista**. Tese de Doutorado – Universidade Federal do Rio Grande do Sul.
- Moreno, J. A. 1961. **Clima Do Rio Grande do Sul**. Porto Alegre: Secretaria da Agricultura. 41 p.
- Motta-Junior, J. C. 1990. Estrutura trófica e composição de avifaunas de três habitats terrestres na região central do estado de São Paulo. **Ararajuba** 1: 65-71.
- Patterson, B. D. & Atmar, W. 1986. Nested subsets and the structure of insular mammalian faunas and archipelagos. **Biological Journal of the Linnean Society** 28: 65–82.
- Patterson, B. 1990. On the temporal development of nested subset patterns species composition. **Oikos** 59: 330-342.
- Pillar, V. D. 2006. **MULTIV: Multivariate exploratory analysis, randomizing testing and bootstrapping resampling, users guide v. 2. 4**. Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre. Disponível em: <http://ecoqua.ecologia.ufrgs.br/arquivos/Software/Multiv/MultivManual.pdf>.
- Acesso em: 25 de junho de 2012.
- Pillar, V. D. & Orlocci, L. 1996. On randomization testing in vegetation science: multifactor comparisons of relevé groups. **Journal of Vegetation Science** 7: 585-592.
- R Core Team. 2012. **R: A language and environment for statistical computing**. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <http://www.R-project.org/>.
- Sacco, A. G. 2012. **Variáveis urbanas na estruturação de assembleia de aves**. Dissertação de Mestrado – Universidade Federal do Rio Grande do Sul.

- Scherer, A., Maraschin-Silva, F. & Baptista, L.R.M. 2005. Florística e estrutura do componente arbóreo de matas de Restinga arenosa no Parque Estadual de Itapuã, RS, Brasil. **Acta Botânica Brasílica** **19**(4): 717-726.
- Schneck, F., Schwarzbald, A. & Melo, A. S. 2011. Substrate roughness affects stream benthic algal diversity, assemblage composition, and nestedness. **Journal of the North American Benthological Society** **30**: 1049-1056.
- Sekercioglu, C. H., Daily, G. C. & Ehrlich, P. R. 2004. Ecosystem consequences of bird declines. **Proceedings of the National Academy of Science** **52**: 18042-18047.
- Sydow, V. G. 2010. **Vegetação de sub-bosque em monocultura de *Eucalyptus saligna* Sm. (Myrtaceae)**. Dissertação de Mestrado – Universidade Federal do Rio Grande do Sul.
- Ulrich, W. & Gotelli N. J. 2007. Disentangling community patterns of nestedness and species co-occurrence. **Oikos** **116**: 2053-2061.
- Ulrich, W., Almeida-Neto, M. & Gotelli, N. J. 2009. A consumer's guide to nestedness analysis. **Oikos** **118**: 3–17.
- Vielliard J. E. M. & Silva W. R. 1990. Nova metodologia de levantamento quantitativo da avifauna e primeiros resultados no interior do Estado de São Paulo, Brasil. **Anais do IV Encontro de Anilhadores de Aves**. Recife, p. 117-151.
- Vielliard, M. E., Almeida, M. E. de C., Anjos, L dos & Silva, W. R. 2010. Levantamento quantitativo por pontos de escuta e o Índice Pontual de Abundância (IPA). In: In: Matter, S. V., Straube, F. C., Accordi, I., Piacentini, V. Cândido-Jr, J. F. (Eds). **Ornitologia e conservação: ciência aplicada, técnicas de pesquisa e levantamento**. Technical Books editora. p. 47-60.
- 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.
- Wright, D. H. 1998. A comparative analysis of nested subset patterns of species composition. **Oecologia** **113**: 1–20.

Apêndice 1.

Tabela 2: Classificação das espécies de aves registradas nos plantios de eucalipto e na floresta nativa, com a abundância total de cada espécie em cada tratamento. Plantios de até 3 anos (T1), plantios de 3 a 7 anos (T2), plantios de 7 a 12 anos (T3), plantios de 14 a 25 anos (T4) e floresta nativa (FN). Nomenclatura segue o CBRO (2011).

Categoria	Espécies	T1	T2	T3	T4	FN
Generalistas	<i>Leptotila verreauxi</i>	11	4	6	6	15
	<i>Leptotila rufaxilla</i>	5	3	1	0	7
	<i>Pyrrhura frontalis</i>	2	0	4	3	10
	<i>Myiopsitta monachus</i>	5	5	3	0	6
	<i>Thamnophilus caerulescens</i>	3	4	2	6	14
	<i>Conopophaga lineata</i>	2	4	6	3	10
	<i>Pachyramphus polychopterus</i>	2	2	8	0	7
	<i>Poecilatriccus plumbeiceps</i>	0	4	2	0	12
	<i>Camptostoma obsoletum</i>	6	4	8	1	7
	<i>Elaenia mesoleuca</i>	0	0	0	2	11
	<i>Serpophaga subcristata</i>	2	5	8	5	8
	<i>Megarynchus pitangua</i>	2	0	5	0	8
	<i>Cyclarhis gujanensis</i>	10	15	20	19	12
	<i>Turdus rufiventris</i>	12	14	15	9	10
	<i>Turdus amaurochalinus</i>	9	3	1	2	25
	<i>Saltator similis</i>	11	8	3	9	16
	<i>Tangara preciosa</i>	2	5	1	4	6
	<i>Parula pitiayumi</i>	5	16	11	15	26
	<i>Basileuterus culicivorus</i>	2	11	16	5	17
<i>Basileuterus leucoblepharus</i>	0	14	2	12	20	
Especialistas de eucalipto	<i>Pitangus sulphuratus</i>	7	5	10	7	2
	<i>Troglodytes musculus</i>	20	22	23	20	11
	<i>Zonotrichia capensis</i>	27	20	12	13	2
Especialistas de floresta nativa	<i>Patagioenas picazuro</i>	2	1	1	1	21
	<i>Chiroxiphia caudata</i>	0	0	0	0	10
	<i>Turdus albicollis</i>	0	0	0	0	22
	<i>Coereba flaveola</i>	1	0	0	0	12
Muito raras para classificar	<i>Crypturellus obsoletus</i>	1	3	0	0	2
	<i>Geotrygon montana</i>	0	0	0	0	2
	<i>Crotophaga ani</i>	2	0	0	0	0
	<i>Guira guira</i>	2	2	0	1	0
	<i>Hydropsalis torquata</i>	1	0	0	0	0
	<i>Stephanoxis lalandi</i>	0	0	0	0	6
	<i>Chlorostilbon lucidus</i>	0	0	1	0	0
	<i>Thalurania glaucopis</i>	0	0	0	0	2
	<i>Hylocharis chrysura</i>	0	0	0	0	1
	<i>Leucochloris albicollis</i>	1	1	0	2	1
	<i>Trogon surrucura</i>	0	0	0	0	4
	<i>Colaptes melanochloros</i>	0	0	0	0	3

Continuação						
Categoria	Espécies	T1	T2	T3	T4	FN
	<i>Sclerurus scansor</i>	0	0	0	0	2
	<i>Sittasomus griseicapillus</i>	0	0	0	0	2
	<i>Dendrocolaptes platyrostris</i>	0	0	0	0	1
	<i>Syndactyla rufosuperciliata</i>	0	0	0	0	7
	<i>Cranioleuca obsoleta</i>	0	0	0	0	3
	<i>Carpornis cucullata</i>	0	0	0	0	1
	<i>Phylloscartes ventralis</i>	0	2	0	2	2
	<i>Tolmomyias sulphurescens</i>	4	2	0	3	2
	<i>Elaenia flavogaster</i>	0	0	0	0	4
	<i>Elaenia sp.</i>	2	6	0	2	3
	<i>Elaenia sp.</i>	0	0	0	2	0
	<i>Myiopagis viridicata</i>	0	0	0	0	2
	<i>Myiarchus swainsoni</i>	4	0	2	1	2
	<i>Myiodynastes maculatus</i>	0	0	8	7	2
	<i>Tyrannus savanna</i>	2	0	0	0	0
	<i>Tyrannus melancholicus</i>	2	0	0	0	0
	<i>Empidonomus varius</i>	0	0	2	0	0
	<i>Myiophobus fasciatus</i>	0	0	0	0	2
Muito raras para classificar	<i>Lathrotriccus euleri</i>	0	0	0	0	2
	<i>Vireo olivaceus</i>	0	0	0	0	6
	<i>Turdus leucomelas</i>	0	0	3	2	2
	<i>Turdus subalaris</i>	0	0	0	2	1
	<i>Tachyphonus coronatus</i>	0	0	0	0	4
	<i>Lanio cucullatus</i>	0	0	2	0	0
	<i>Tangara sayaca</i>	0	0	8	5	2
	<i>Ammodramus humeralis</i>	2	2	0	0	0
	<i>Sicalis flaveola</i>	2	1	0	0	0
	<i>Sicalis luteola</i>	2	2	0	0	0
	<i>Volatinia jacarina</i>	5	4	0	0	0
	<i>Cyanoloxia brissonii</i>	3	4	0	0	4
	<i>Geothlypis aequinoctialis</i>	2	3	0	0	2
	<i>Icterus pyrrhopterus</i>	1	0	0	0	0
	<i>Molothrus bonariensis</i>	2	0	0	0	0
	<i>Euphonia chlorotica</i>	0	0	0	0	2

ARTIGO II

Respostas de atributos funcionais de espécies de aves em monocultura de eucalipto com diferentes idades de cultivo

Artigo a ser submetido para “Acta Oecologica”

Lucilene Inês Jacoboski^{a,*}, André de Mendonça-Lima^b, Sandra Maria Hartz^a

^a Laboratório de Ecologia de Comunidades, Programa de Pós-Graduação em Ecologia. Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS). Av. Bento Gonçalves 9500, CEP 91501-970. Porto Alegre, Rio Grande do Sul, Brasil.

^b Fundação ZooBotânica do Rio Grande do Sul. Rua Dr. Salvador França 1427, CEP 90690-000. Porto Alegre, Rio Grande do Sul, Brasil.

*Autor correspondente: Laboratório de Ecologia de Comunidades, Programa de Pós-Graduação em Ecologia. Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS). Av. Bento Gonçalves 9500. Prédio 43422, sala 209, Caixa Postal 15007, CEP 91501-970, Porto Alegre, Rio Grande do Sul, Brasil.

Tel: +(55) 51 3308 6634

e-mail: lucilene.jacoboski@yahoo.com.br (LIJ)

Resumo

A diversidade funcional é uma métrica importante para estudos em biodiversidade. Ela pode ser avaliada através de uma série de atributos funcionais, que variam conforme o objetivo do estudo. Compreender os processos ecológicos que sustentam a diversidade funcional de aves em áreas de silvicultura é importante porque diferentes atributos funcionais podem ter respostas distintas conforme a paisagem, e, desta forma a funcionalidade do ambiente pode ser afetada. Com isso o principal objetivo deste estudo foi avaliar diferenças taxonômicas e funcionais em assembleia de aves em áreas de floresta nativa e silvicultura com eucalipto. Foram amostradas aves em quatro diferentes idades de plantio de eucalipto e

também em floresta nativa. Os resultados demonstraram uma maior diversidade taxonômica, assim como maior diversidade funcional na floresta nativa. A dieta foi o grupo de atributos mais influenciado negativamente pela silvicultura. Analisando cada um dos atributos separadamente aqueles que estão mais associados à floresta nativa são: maior comprimento de asa, nectarivoria, forrageio no ar e nidificação na vegetação. Através do dendrograma funcional pode-se inferir que as espécies registradas somente na floresta nativa indicam uma maior variedade de atributos funcionais, pois estão distribuídas por todo o dendrograma, resultando em uma maior diversidade funcional. Os resultados sugerem a ação de um filtro ambiental imposto pela silvicultura selecionando espécies com atributos similares, implicando em uma baixa diversidade funcional e perda de funções nestas áreas.

Palavras-chave: diversidade funcional, avifauna, silvicultura, filtro ambiental

1. Introdução

A diversidade funcional tem uma potencial relação com o funcionamento e manutenção dos processos das comunidades representando um papel de crucial importância na determinação de processos ecossistêmicos (Petchey e Gaston, 2006). Ela está relacionada com o número, tipo e distribuição das funções desempenhadas por organismos dentro de um ecossistema (Díaz e Cabido, 2001). As medidas de diversidade funcional ajudam a entender os efeitos das mudanças na biodiversidade e processos ecossistêmicos, já que elas influenciam na dinâmica e estabilidade dos ecossistemas, produtividade e balanço entre nutrientes (Díaz e Cabido, 2001; Petchey e Gaston, 2006; Tilman et al., 1997). Além disso, a diversidade funcional elevada prediz que um determinado ambiente opera mais eficientemente do que outro com diversidade funcional menor (Tilman et al., 1997).

A diversidade funcional é representada pela diversidade de características funcionais, que são componentes dos fenótipos dos organismos, baseado na distinção de suas

características ecológicas, fisiológicas e morfológicas que influenciam os processos na comunidade, independente da filogenia dos organismos (Cianciaruso et al., 2009; Flynn et al., 2009; Petchey e Gaston, 2006). Essas características são denominadas atributos funcionais, ou seja, características dos organismos que demonstram alguma ligação com a função do organismo no ambiente e que podem determinar também como um organismo responde a perturbações (de Bello et al., 2010). Luck et al. (2013) consideram que uma maior diversidade de atributos pode ajudar a amortecer as comunidades de várias mudanças ambientais.

Neste sentido mudanças na paisagem podem influenciar respostas das aves, incluindo mudanças no tipo e estrutura da vegetação, a distribuição espacial de componentes do habitat (*e.g.* nível de conectividade), disponibilidade de alimentos ou interações intra ou interespecíficas, como competição e predação (Luck et al., 2012). Por isso é importante analisar a relação entre mudanças na paisagem e a diversidade funcional de aves, pois medidas baseadas na diversidade funcional permitem uma avaliação preliminar da redundância ou complementaridade entre as espécies e as funções que desempenham, já que estas relações não podem ser captadas pela simples contagem de espécies (de Souza et al., 2013).

Alguns estudos têm abordado a diversidade funcional de aves sob diferentes aspectos, especialmente em relação a mudanças no uso do solo (Flynn et al., 2009; Guerrero et al., 2011; Hidasi-Neto et al., 2012; Luck et al., 2013; Vandewalle et al., 2010) e como resposta a gradientes ambientais (Petchey et al., 2007).

As perturbações ocasionadas pelas mudanças no uso do solo podem afetar indiretamente a diversidade funcional de assembleias de aves através da modificação da estrutura da vegetação (Hidasi-Neto et al., 2012). Partindo desse pressuposto, Flynn et al. (2009) demonstraram que a intensificação do uso do solo causa declínios notáveis à diversidade funcional em aves e mamíferos. Por outro lado, Sacco (2012) também verificou

uma diminuição na diversidade funcional para aves em diferentes grupos de atributos conforme a intensificação da urbanização, assim como Meynard et al. (2011) observaram que algumas condições como o desenvolvimento humano, impacta os níveis de diversidade funcional em aves.

Nesse sentido, a expansão das plantações de árvores segue o crescimento da demanda de produtos florestais, que deverá continuar nas próximas décadas, associada ao crescimento da população e do consumismo (Calvino-Cancela, 2013). Esta conversão do habitat para silvicultura pode ser um fator determinante para alterar determinadas funções desempenhadas pelas aves. Segundo Tilman et al. (1997), modificações ambientais levam a mudanças na composição e diversidade funcional e são suscetíveis a ter grandes impactos sobre os processos do ecossistema, uma vez que em áreas de silvicultura é frequente encontrar uma baixa diversidade de espécies de aves, bem como comunidades caracterizadas principalmente por espécies generalistas (Gabriel, 2009; Volpato et al., 2010; Zurita et al., 2006).

Desta forma, a diversidade funcional também pode ser afetada em áreas de silvicultura, visto que espécies de aves que apresentam uma combinação única de atributos ou requerimentos de habitat muito específicos podem ser extintas nestas áreas. No estudo de Edwards et al. (2013), estes registraram valores muito baixos de diversidade funcional de aves em áreas de monocultura com óleo-de-palma. Esses mesmos autores registraram ainda uma redução na diversidade funcional à medida que aumentava a intensidade de exploração da floresta para a retirada de óleo-de-palma, sugerindo fortes efeitos de filtros ambientais. Ainda de acordo com Luck et al. (2013), entre os principais atributos das espécies de aves, a dieta é um atributo chave para entender como um indivíduo responde às mudanças ambientais e como ela afeta a função do ecossistema.

Porém, a compreensão dos impactos de perturbação sobre os papéis funcionais executados pelas espécies, e, portanto, no funcionamento dos ecossistemas, é muito limitado

(Gardner et al., 2009). Desta forma, compreender como as espécies de aves podem ser afetadas em ambientes alterados pela silvicultura permite adotar medidas que reduzam os impactos sobre espécies que desempenham funções fundamentais dentro de um ecossistema, como a dispersão de sementes e polinização, por exemplo.

Neste sentido, este estudo teve por objetivo geral avaliar se a conversão de habitat para a silvicultura com eucalipto afeta a diversidade funcional de comunidades de aves. Para isso foram testadas as seguintes hipóteses: 1) A diversidade taxonômica bem como a diversidade funcional de aves e a diversidade funcional em diferentes grupos de atributos é maior quanto mais heterogêneo o habitat, considerando a floresta nativa como o ambiente mais heterogêneo. 2) Os atributos relacionados a dieta e ao substrato de forrageio são afetados negativamente pela silvicultura, visto que nessas áreas há uma diminuição destes recursos para as espécies de aves.

2. Material e métodos

2.1. Área de estudo

O estudo foi realizado no Horto Florestal Barba Negra (HFBN) de propriedade da CMPC Celulose Riograndense, situado no município de Barra do Ribeiro entre os paralelos 30°27'55 e 30°26'32 S, e os meridianos 51°16'04 e 51°05'44 W (Datum Córrego Alegre), distante aproximadamente 60 km de Porto Alegre, Rio Grande do Sul. A área do HFBN é uma península circundada ao norte e nordeste pelo Lago Guaíba, ao sul e sudoeste pela Laguna dos Patos e a oeste faz limite com áreas de campo e de plantio de arroz.

Nesta região predomina o clima tipo “Cfa”, subtropical úmido segundo a classificação de Köppen. A temperatura média anual é de 19,3° C, com precipitação anual de aproximadamente 1322 mm, segundo classificação climática de Köpen (Moreno, 1961).

O local apresenta uma área total de 10600 hectares, destes 2400 ha são de área de preservação permanente (APP), e o restante destinado ao plantio de eucalipto. A vegetação da

região do HFBN caracteriza-se por formações pioneiras de restinga próximas à Planície Costeira e à medida que aumenta a distância da Planície Costeira, a vegetação apresenta aspecto mais florestal, sendo substituída por espécies provenientes tanto da Floresta Estacional Decidual quanto da Ombrófila Densa. Esta formação é chamada de Floresta Estacional Semidecídua Moderada (Leite, 2002).

O plantio de eucalipto no HFBN é feito na forma de mosaicos (plantios de várias idades e diferentes tamanhos), evitando ocupar grandes áreas com plantios de mesma idade, com o argumento de que esta prática teria um efeito negativo sobre a biodiversidade local. Além disso, os talhões apresentam formatos e tamanhos irregulares e não há manejo do sub-bosque. A idade de corte dos talhões é em torno de 7 anos após o plantio, mas é possível observar no local alguns plantios de até 40 anos de idade.

2.2. Desenho amostral

A amostragem foi realizada em plantios comerciais de eucalipto e em ambiente florestal nativo. Os plantios de eucalipto foram definidos de acordo com a idade. Para tanto foram estabelecidos cinco diferentes tratamentos: tratamento 1(T1) - plantios de até 3 anos; tratamento 2 (T2) - plantios de 3 a 7 anos; tratamento 3 (T3) - plantios de 7 a 12 anos e tratamento 4 (T4) - plantios de 14 a 25 anos, e tratamento 5 referente aos sítios de amostragem na floresta nativa (FN). Os talhões amostrados foram determinados *a priori* a partir de sorteio, obedecendo ao critério de não haver contiguidade entre os plantios amostrados.

Em cada um dos tratamentos foram estabelecidos dez sítios de amostragem com três pontos amostrais em cada um dos sítios, totalizando 150 pontos para amostragem das espécies de aves. Utilizou-se para isso o método de pontos de contagem, com um tempo de permanência de 10 minutos e um raio fixo de 50 m, pois conforme indica o estudo de Anjos *et al.* (2011) a maioria das espécies só pode ser ouvida até 40-50 m do observador. Durante este

tempo toda espécie de ave vista ou ouvida foi registrada. Foi estabelecida uma distância mínima de 200 m entre os pontos, evitando-se a borda dos talhões. As contagens iniciaram 30 minutos após o nascer do sol, estendendo-se por aproximadamente 3 horas, sendo que para cada manhã foram amostrados dois sítios de diferentes idades ou pontos da floresta nativa. Cada ponto de contagem foi amostrado uma única vez. Além disso, cada idade de plantio bem como a floresta nativa foi amostrada em diferentes faixas de horário, de forma que cada ambiente amostrado teve horários distintos de amostragem. O período de amostragem iniciou no mês de outubro e se estendeu até dezembro de 2012. A nomenclatura e classificação das espécies de aves registradas estão de acordo com o Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos (CBRO, 2011).

2.3. Atributos funcionais das espécies de aves

As espécies foram caracterizadas com relação aos seguintes atributos: massa corpórea, comprimento do bico, comprimento da asa e cauda, tipo de dieta (onívoro, insetívoro, frugívoro, granívoro e nectarívoro), substrato de forrageamento (vegetação, solo e ar) e substrato de nidificação (vegetação e solo). A escolha destes atributos levou em consideração a possibilidade destes responderem à alteração na estrutura da vegetação imposta pela silvicultura no local de estudo (Tab. 1).

O comprimento da asa foi tomado como a distância entre o encontro da asa até a ponta da maior primária, estando a asa fechada (Ross, 2010). O comprimento da cauda foi medido entre a ponta da retriz mais longa da cauda e o seu ponto de inserção na pele. A medida do comprimento do bico foi feita desde a ponta do bico até sua inserção no crânio da ave (Roos, 2010).

A caracterização das espécies em relação aos atributos escolhidos foi feita com auxílio de informações retiradas de banco de dados (Anjos 2001; Belton, 1994; Del Hoyo et al., 1992-2002; Del Hoyo et al., 2003-2006; Sick, 1997). Além disso, foram consultados

exemplares da Coleção Ornitológica William Belton da Fundação ZooBotânica do Rio Grande do Sul para tomada de medidas correspondentes aos atributos morfológicos. Os atributos qualitativos foram expandidos e transformados em variáveis binárias (variáveis *dummy*) para permitir as análises estatísticas (Pillar et al., 2009).

Tabela 1. Lista dos atributos de nicho das espécies de aves relacionadas com sua função/resposta ou efeito no ecossistema.

Atributo*	Função/resposta
Comprimento do bico	Influencia na eficácia de polinização, manuseio do fruto e sementes e no tipo e localização do fruto consumido.
Comprimento da asa	Ligada com a capacidade de movimento (movimentos locais, dispersão e migração), pode influenciar no uso de recursos, dispersão de sementes.
Comprimento da cauda	Influencia na capacidade de movimento e manobras durante o voo.
Dieta	Influencia todos os aspectos do comportamento de forrageio. Aves com dietas especializadas são suscetíveis a mudanças ambientais que reduzem a dieta primária.
Substrato de forrageio	Impacta todos os aspectos de uso de recursos pelas aves.
Substrato de nidificação	Aves que nidificam em árvores grandes ou ocos de árvores são impactadas negativamente pela perda desses componentes em florestas.

*Lista de atributos de nicho e funções derivada de informações contidas em Sekercioglu (2006a, b) e Luck et al. (2012).

2.4. Análise dos dados

Para a análise dos dados foi considerada como unidade amostral o sítio (talhão) e não o ponto de escuta. Para tanto os registros referentes aos três pontos dentro de cada sítio foram reunidos como uma única unidade amostral, visto que o objetivo do estudo foi avaliar possíveis diferenças entre plantios de eucalipto de diferentes idades e não entre pontos de escuta.

Os dados foram organizados através de três matrizes: matriz B - espécies descritas pelos atributos e matriz W- comunidades descritas pelas espécies e uma terceira matriz T- atributos descritos pelas unidades amostrais, que corresponde à diversidade funcional média (T). A matriz T é o resultado da multiplicação das matrizes B e W e foi obtida através de análise realizada no software Syncca 2.6.9 (Pillar e Duarte 2010).

A diversidade taxonômica foi calculada a partir do índice de diversidade de Simpson (Magurran, 1988). Já a diversidade funcional foi calculada a partir da entropia quadrática de Rao (Rao, 1982):

$$FD = \sum_{i=1}^S \sum_{j=1}^S d_{ij} p_i p_j$$

onde d_{ij} expressa a dissimilaridade entre cada par de espécies i e j de acordo com seus atributos (Pavoine e Dolédec, 2005). FD expressa a diferença média entre duas espécies randomicamente selecionadas com reposição e é a soma da dissimilaridade dos atributos no espaço entre todos os possíveis pares de espécies ponderada pela abundância relativa as espécies. O parâmetro d_{ij} varia entre 0 (duas espécies têm exatamente os mesmos atributos) e 1 (as duas espécies têm valores de atributos completamente diferentes). Tanto a diversidade taxonômica como funcional foram calculadas no software Syncca 2.6.9 (Pillar, 2010).

Porém, antes da análise de diversidade funcional foi realizada a retirada da influência das diferenças da massa das espécies sobre os atributos morfológicos (asa, bico e cauda) que geram alometria nestes. Relações alométricas surgem pela interação de restrições físicas e geométricas durante o desenvolvimento dos organismos, afetando desde razões entre estruturas biológicas (como membros e órgãos) até processos populacionais (West et al., 1997), tornando necessária a transformação dos atributos para torná-los independentes da massa corporal do organismo. Estas restrições de crescimento estão geralmente na ordem do expoente $1/3$ (West et al., 1997), então a transformação de atributos deu-se pela divisão do valor do atributo pela respectiva raiz cúbica da massa corpórea da espécie (West et al., 1997).

Para comparar a diversidade funcional e taxonômica entre as diferentes idades dos talhões de eucalipto foram realizadas análises de variância (ANOVAs), assim como para cada grupo de atributos e também para cada atributo separadamente. Para identificar a relação entre atributos e idades dos talhões foi realizada uma análise de coordenadas principais (PCoA) com a matriz T. As análises de variância bem como a PCoA foram realizadas no software Multiv 2.63 (Pillar, 2006).

Além disso, para avaliar se as espécies compartilham atributos semelhantes foi construído um dendrograma funcional segundo Edwards et al. (2013) a partir da matriz B. Para tanto, foi usada a combinação estendida da distância de Gower, descrita por Pavoine et al. (2009) no ambiente R (R Development Core Team, 2012), que pode acomodar uma combinação de variáveis categóricas, binárias e contínuas e permite que as variáveis nominais de múltipla escolha (onde uma única espécie pode ocupar vários níveis) possam ser selecionadas (Podani e Schmera, 2006). O método de agrupamento utilizado foi o de *Unweighted Pair Group Method with Arithmetic Mean* (UPGMA), que representou o maior coeficiente de correlação cofenética (0.87). Esta correlação indica que a diferença entre atributos e distâncias fenéticas foi baixa, dessa forma o dendrograma representa uma representação realista da variação natural (Petchey e Gaston 2006).

3. Resultados

Foram identificadas 73 espécies de aves nos cinco ambientes amostrados (Tabela 2, Apêndice 1). Destas, 56 espécies ocorreram na floresta nativa (FN), 41 em plantios de até 3 anos, 33 em plantios de 3 a 7 anos, 30 em plantios de 7 a 12 anos e 30 em plantios de 14 a 25 anos. A diversidade funcional de espécies de aves foi significativamente diferente entre os ambientes ($Q= 0.07$, $p= 0.008$), sendo que a floresta nativa apresentou um índice maior de diversidade funcional quando comparada aos plantios de eucalipto de diferentes idades, os quais não apresentaram diferença significativa entre si. A diversidade taxonômica apresentou

este mesmo padrão de maior diversidade de espécies na floresta nativa ($Q= 0.23$, $p= 0.01$). (Fig.1 A e B).

Dentre os atributos morfométricos das espécies, aqueles que apresentaram diferença significativa foram a massa ($Q= 1.65$, $p= 0.05$) e o valor do comprimento da asa (transformado após divisão pela raiz cúbica da massa) ($Q= 12.63$, $p= 0.003$) (Fig.1 C e D). Os valores transformados do comprimento do bico e do comprimento da cauda não apresentaram diferenças significativas ($Q= 0.60$, $p= 0.34$; $Q= 17.03$, $p= 0.07$).

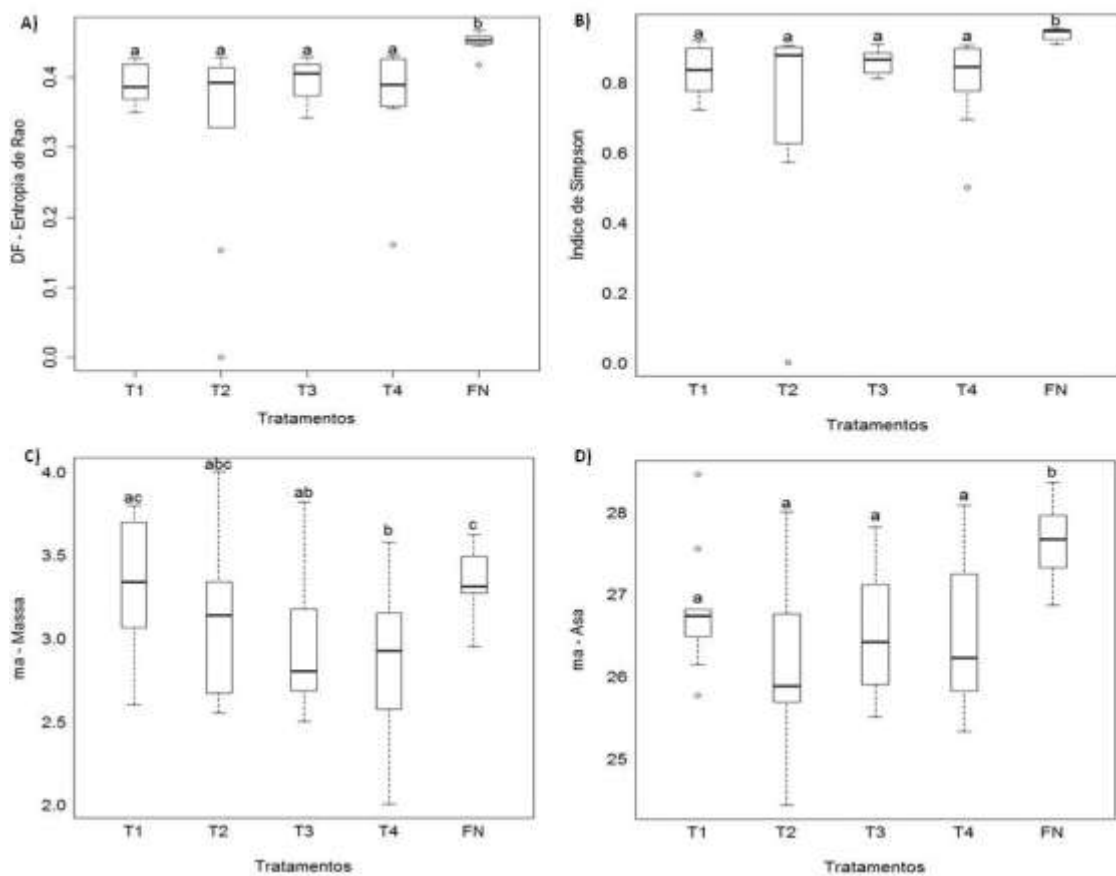


Figura 1. “Box plots” para os valores de diversidade funcional (DF) medida pela entropia de Rao (A); Índice de diversidade taxonômica de Simpson (B); valores médios de atributos (ma) para massa (C) e asa (D) entre os tratamentos amostrados, demonstrando a diferença com seus valores máximo, mínimo e erro padrão. Legenda: T1 (plantios de eucalipto de até 3 anos), T2 (plantios de eucalipto de 3 a 7 anos), T3 (plantios de eucalipto de 7 a 12 anos), T4 (plantios de eucalipto de 14 a 25 anos), FN (floresta nativa). Letras diferentes demonstram diferenças significativas entre os tratamentos.

A diversidade funcional relacionada aos grupos de atributos referentes à dieta e ao substrato de nidificação apresentou diferença significativa da floresta para os plantios de eucalipto de diferentes idades ($Q= 0.11$, $p= 0.01$) e ($Q= 0.18$, $p= 0.03$) respectivamente (Fig. 2 A e C). Ou seja, estes grupos de atributos parecem ser influenciados negativamente pela silvicultura. Já a diversidade funcional relativa ao substrato de forrageio foi maior em T1($Q= 0.15$, $p= 0.03$), apresentando diferença significativa para os demais tratamentos (Fig. 2 B).

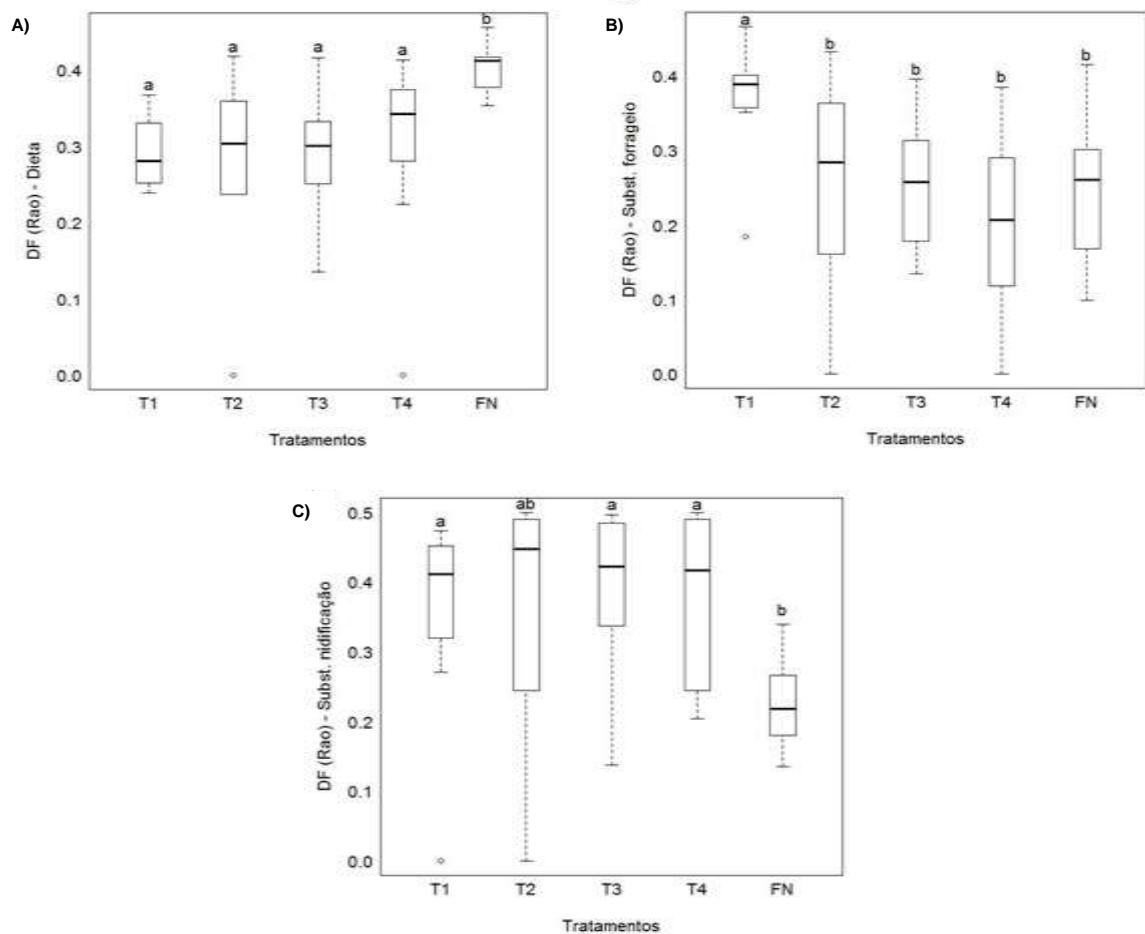


Figura 2. “Box plots” para os valores de diversidade funcional medida (DF) pela entropia de Rao para os grupos de atributos referentes à: dieta (A); substrato de forrageio (B); substrato de nidificação (C) para os tratamentos amostrados, demonstrando a diferença com seus valores máximo, mínimo e erro padrão. Legenda: T1 (plantios de eucalipto de até 3 anos), T2 (plantios de eucalipto de 3 a 7 anos), T3 (plantios de eucalipto de 7 a 12 anos), T4 (plantios de eucalipto de 14 a 25 anos), FN (floresta nativa). Letras diferentes demonstram diferenças significativas entre os tratamentos.

Observa-se ainda que quanto ao substrato de nidificação, seja ele no solo ou na vegetação as espécies da floresta nativa diferem significativamente dos plantios de eucalipto de diferentes idades, sugerindo uma tendência das espécies da floresta em nidificar na vegetação (Fig. 3 A e B).

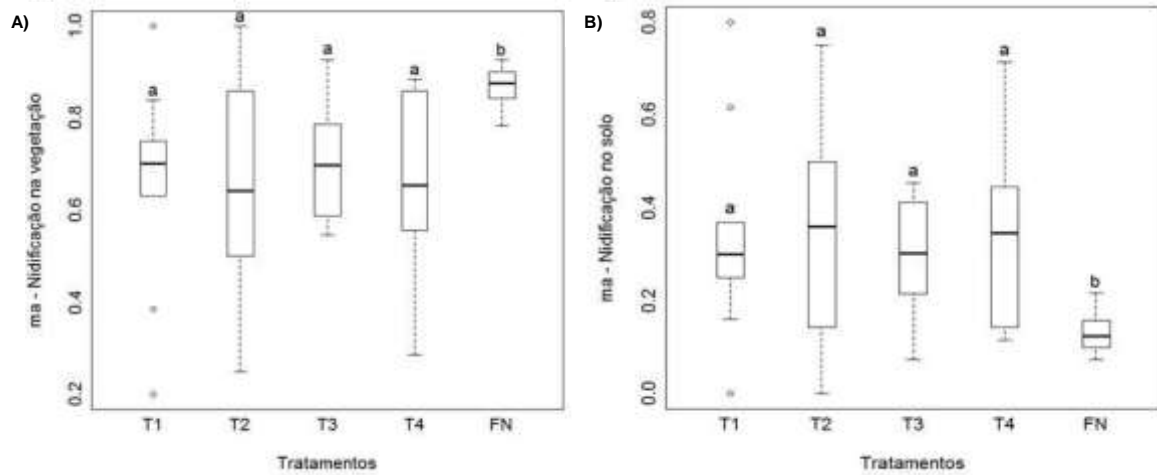


Figura 3. “Box plots” para os valores médios de atributos (ma) para nidificação na vegetação (B) e nidificação no solo (A) para os tratamentos amostrados, demonstrando a diferença com seus valores máximo, mínimo e erro padrão. Legenda: T1 (plantios de eucalipto de até 3 anos), T2 (plantios de eucalipto de 3 a 7 anos), T3 (plantios de eucalipto de 7 a 12 anos), T4 (plantios de eucalipto de 14 a 25 anos), FN (floresta nativa). Letras diferentes demonstram diferenças significativas entre os tratamentos.

Avaliando cada um dos atributos separadamente observa-se que alguns destes parecem ser mais afetados pela silvicultura. Com relação ao substrato de forrageio, todos apresentaram alguma diferença significativa entre as idades de plantios ou entre plantios e floresta nativa (Fig. 4 A, B e C). Já dentre as categorias de dieta somente os nectarívoros apresentaram diferença significativa entre os tratamentos ($Q= 0.01$, $p= 0.001$).

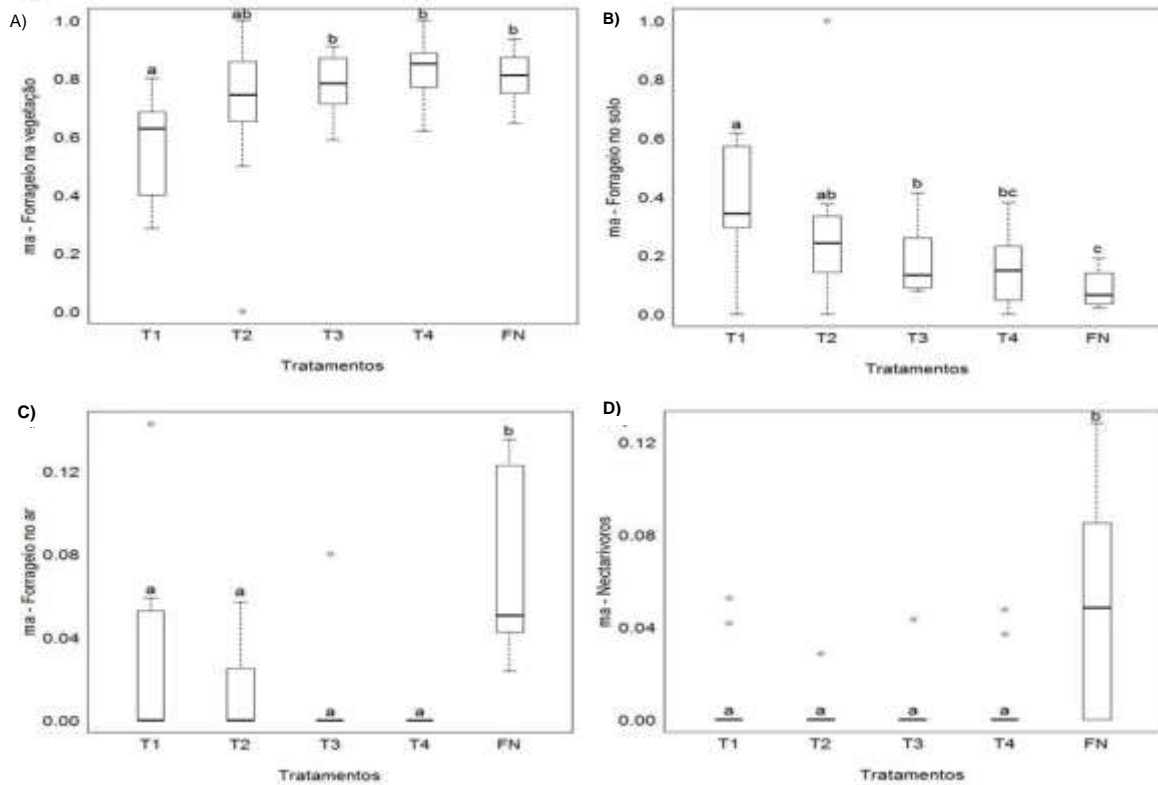


Figura 4. “Box plots” para os valores médios de atributos (ma) para: forrageio na vegetação (A), forrageio no solo (B), forrageio no ar (C) e para a categoria de dieta nectarívoros (D) para os tratamentos amostrados, demonstrando a diferença com seus valores máximo, mínimo e erro padrão. Legenda: T1 (plantios de eucalipto de até 3 anos), T2 (plantios de eucalipto de 3 a 7 anos), T3 (plantios de eucalipto de 7 a 12 anos), T4 (plantios de eucalipto de 14 a 25 anos), FN (floresta nativa). Letras diferentes demonstram diferenças significativas entre os tratamentos.

Com a análise de coordenadas principais observa-se que os atributos mais associados à floresta nativa são: a nectarivoria, forrageio no ar e nidificação na vegetação (Fig. 5).

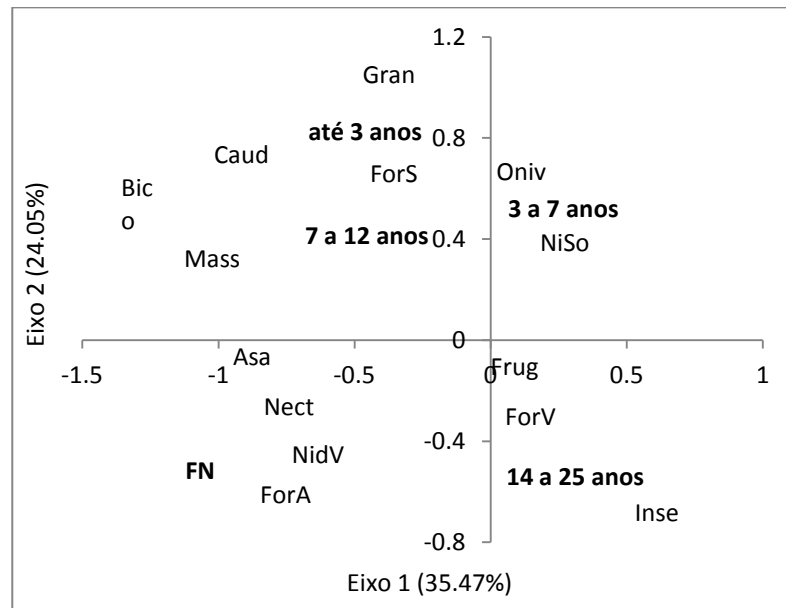


Figura 5. Diagrama de ordenação do primeiro e segundo eixos da Análise de Coordenadas Principais demonstrando a relação das áreas (em negrito) com a distribuição dos atributos das espécies de aves. Legendas: FN (floresta nativa), até 3 anos, 3 a 7 anos, 7 a 12 anos e 14 a 25 anos (plantios de eucalipto de acordo com sua idade); ForA (forrageio no ar), NidV (nidifica na vegetação), Nect (nectarívoro), Mass (massa), Caud (cauda), ForS (forrageio no solo), Gran (granívoro), Oniv (onívoro), NiSo (nidifica no solo), Frug (frugívoro), ForV (forrageio na vegetação), Inse (insetívoro).

O dendrograma funcional demonstrou a formação de um grupo principal enquanto que algumas espécies permaneceram isoladas em um grupo menor (Fig. 6).

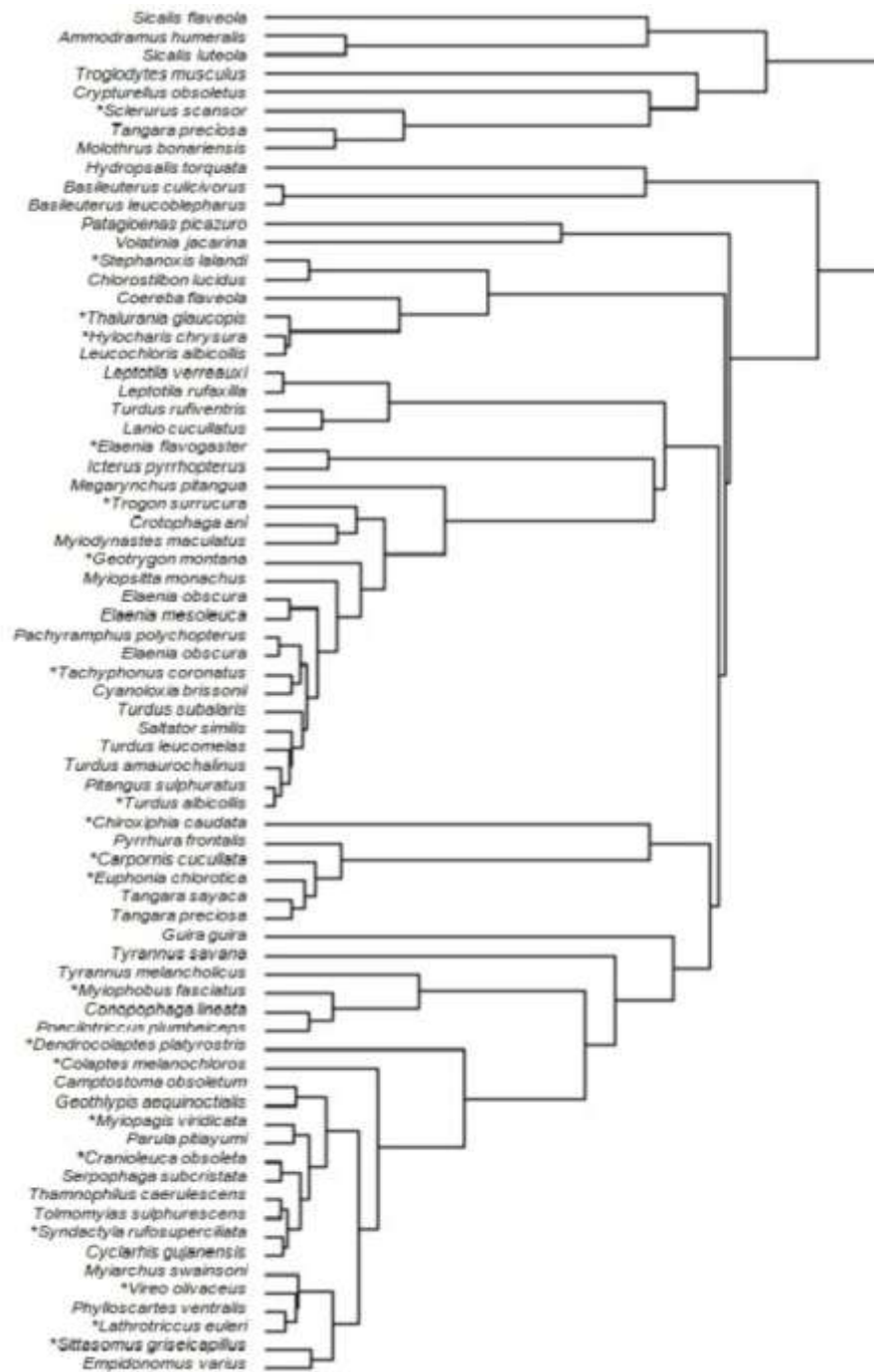


Figura 6. Dendrograma funcional das 73 espécies registradas durante o estudo, criado usando 14 atributos funcionais. Asteriscos (*) indicam espécies registradas somente na floresta nativa.

4. Discussão

A diversidade funcional total, ou seja, aquela que inclui todos os atributos avaliados foi maior na floresta nativa. Isso indica que em áreas de silvicultura algumas funções podem ser afetadas ou até mesmo perdidas independentemente da idade dos plantios. Neste mesmo

sentido, Edwards et al. (2013) registraram em áreas de monocultura com óleo-de-palma valores muito baixos de diversidade funcional quando comparadas com florestas primárias, sugerindo que o efeito de um filtro ambiental.

Condições ambientais que atuam como um filtro permitem a persistência de um estreito espectro de atributos (Gomez et al., 2010). Assim, a ocorrência de espécies com atributos semelhantes representa uma redução na diversidade funcional resultando na perda de estratégias funcionais (Azhar et al., 2013). Essas mudanças na diversidade funcional podem ser causadas pela mudança na composição de espécies e pela perda ou ganho de grupos funcionais (Edwards et al., 2013). Nesse sentido áreas de silvicultura simplificam o ambiente, o que resulta em comunidades de aves mais homogêneas e limitadas funções desempenhadas pelas espécies de aves nestas áreas. Sugerindo que comunidades de aves em alguns tipos de vegetação nativa podem ser mais resilientes às mudanças ambientais (Luck et al., 2013).

Com estes resultados pode-se inferir que pelo menos em parte, espécies que ocorrem na floresta nativa apresentam uma combinação única de atributos resultando em uma diversidade funcional maior na floresta. Índices elevados de diversidade funcional indicam um elevado nível de complementaridade de nicho entre as espécies (Trindade-Filho et al., 2012), por outro lado, a perda de espécies pode levar a uma redução na diversidade funcional (Flynn et al., 2009; Petchey et al., 2007), como foi observado nas áreas de silvicultura, independente da idade dos plantios.

Assim, mudanças na diversidade funcional podem ser melhor compreendidas observando a resposta de cada grupo de atributos, ou ainda cada um dos atributos separadamente. Neste estudo observa-se que a diversidade funcional referente à dieta foi o grupo de atributos mais afetado negativamente pela silvicultura, indicando que em áreas de silvicultura há uma maior perda de funções relacionada à dieta, visto a similaridade desses atributos entre os plantios. De acordo com Sekercioglu (2006a), o principal impacto no funcionamento do ecossistema está ligado às especializações alimentares das aves, pois essas

desempenham importantes papéis funcionais, como polinização, dispersão de sementes e predação (Gray et al., 2007; Sekercioglu 2006a). Neste sentido pode-se inferir que plantios de eucalipto podem estar atuando como um filtro ambiental principalmente sobre os atributos relacionados à dieta, selecionando espécies com atributos similares em virtude de que estes não apresentaram diferença significativa entre as diferentes idades de plantio.

Com relação à massa corpórea, esta apresentou diferenças significativas entre as áreas, mas não foi possível observar um padrão nos resultados. Já a diversidade funcional relacionada ao substrato de forrageio, demonstra que em plantios de idade inicial (T1 e T2) as espécies tendem a forragear no solo. Por outro lado, à medida que avança a idade dos plantios de eucalipto o ambiente adquire um aspecto mais florestal, desta forma há um aumento no número de espécies que forrageiam na vegetação e também no ar. Este aumento no número de espécies que forrageiam na vegetação e no ar ocorre provavelmente devido ao maior número de poleiros disponíveis em ambientes florestais, facilitando assim as manobras das espécies de aves na captura das presas. Estes resultados refletem a estrutura da vegetação local e as espécies/atributos registrados são um reflexo dessa estrutura.

O mesmo ocorre para o substrato de nidificação, onde as espécies de aves que ocorrem em plantios de idade mais inicial tendem a nidificar no solo e à medida que os plantios tornam-se mais florestais as espécies passam a nidificar na vegetação. Segundo Casas (2011), áreas com maior complexidade de habitat comportam assembleias com predomínio de espécies que fazem ninhos no estrato médio, no dossel ou em cavidades no estrato médio de florestas. Ou seja, esses resultados são previsíveis na medida em que as espécies se adaptam aos recursos disponíveis e também às características do ambiente.

A silvicultura pareceu ter influência em alguns atributos morfológicos, os quais apresentaram respostas diferenciadas entre os ambientes. Como por exemplo, o valor equivalente ao comprimento da asa. Esse maior tamanho de asa encontrado na floresta nativa pode ser explicado pela maior habilidade de dispersão destas espécies, pois segundo Rayner

(1988) aves que apresentam maior comprimento de asa estão associadas a uma maior capacidade de tempo de voo. O que pode ser explicado pelo fato de que muitas espécies da floresta nativa, por apresentarem requerimentos de habitat mais específicos, provavelmente precisam percorrer distâncias maiores na busca por seus recursos. Além disso, asas mais longas podem aumentar a velocidade de voo (Møller et al., 2013), conferindo maior aptidão para busca de recursos bem como maior habilidade para fugir de predadores.

Já o maior número de espécies nectarívoras encontrado na floresta nativa provavelmente reflete a estrutura da vegetação mais heterogênea, contribuindo assim com uma maior quantidade de recursos para esta guilda de espécies. Resultados de Luck et al. (2013) sugerem que a polinização pode ser prejudicada em uma ampla variedade de usos do solo, inclusive a silvicultura. Entretanto, os resultados do presente estudo são contrários aos resultados de Edwards et al. (2013), onde espécies com menor comprimento de asa foram indicativas de floresta não explorada e espécies de hábito nectarívoro foram indicativas de floresta explorada. Essas diferenças podem tanto estar associadas tanto a uma estrutura diferenciada do *pool* regional de espécies com diferentes requerimentos de habitat, como à qualidade e quantidade dos recursos disponíveis em cada ambiente. Entretanto é preciso considerar o período de floração de eucalipto que acaba atraindo muitos nectarívoros, porém a realização do presente estudo ocorreu fora do período de floração que ocorre entre maio e julho (Willis 2002), limitando assim a ocorrência de aves nectarívoras nas áreas de plantios de eucalipto.

No dendrograma funcional pode-se observar dois grupos principais de espécies, demonstrando que espécies da floresta nativa e dos plantios de eucalipto de diferentes idades apresentam atributos semelhantes. O agrupamento de espécies pode indicar níveis elevados de sobreposição funcional, com várias espécies que compartilham atributos semelhantes dentro da comunidade (Edwards et al., 2013). Observa-se ainda que as espécies registradas somente na floresta nativa estão distribuídas por todo dendrograma, o que pode estar associado a uma

maior variedade de atributos funcionais (Edwards et al., 2013) resultando na maior diversidade funcional encontrada na floresta nativa.

Neste sentido, o uso de índices baseados na composição taxonômica e funcional de assembleias pode ser aplicado para avaliar a condição ecológica de comunidades e seus habitats, os quais são um objetivo relevante no manejo de habitat, restauração ecológica e conservação da biodiversidade (Guerrero et al., 2011). Considerando as espécies funcionalmente diferentes, estratégias de conservação só serão eficazes se protegerem todas as espécies únicas, garantindo assim o funcionamento do ecossistema. (Trindade-Filho e Loyola 2010).

Portanto, pode-se inferir que algumas funções desempenhadas pelas aves dentro de áreas de silvicultura podem ser reduzidas ou até mesmo perdidas. E essa perda de funcionalidade pode resultar na perda de processos chave dentro do ecossistema como, por exemplo, a dispersão de sementes realizada por espécies frugívoras. Evidenciando assim a importância da disponibilidade e conservação de habitats nativos. Visando aumentar o valor de habitat e a funcionalidade em áreas de silvicultura é imprescindível a adoção de algumas práticas de manejo compatíveis com a conservação da biodiversidade (*e.g.* manutenção do sub-bosque), como se observa no local. Além disso, a manutenção da vegetação nativa próximo a áreas de silvicultura parece ser essencial aumentando assim tanto o fluxo de espécies entre as áreas, bem como a manutenção de algumas funções importantes nestas, como a dispersão de sementes.

Referências

Anjos, L. 2001. Bird communities in five Atlantic Forest fragments in southern Brazil. *Ornitologia Neotropical* 12, 11-27.

- Azhar, B., Lindenmayer, D.B., Wood, J., Fischer J., Manning, A., McElhinny, C., Zakaria, M. 2013. The influence of agricultural system, stand structural complexity and landscape context on foraging birds in oil palm landscapes. *Ibis* 155, 297–312.
- Belton, W. 1994. Aves do Rio Grande do Sul. *Distribuição e Biologia*. Ed. Unisinos, São Leopoldo. 584p.
- Calviño-Cancela, M. 2013. Effectiveness of eucalypt plantations as a surrogate habitat for birds. *Forest Ecology and Management* 310, 692-699.
- Casas, G. 2011. A influência da heterogeneidade de habitats em assembléias de aves de remanescentes de Mata Atlântica: parâmetros estruturais, atributos funcionais e padrões de organização. *Dissertação de Mestrado – Universidade Federal do Rio Grande do Sul*.
- CBRO, 2011. Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos. *Lista das Aves do Brasil*. Disponível em:
<<http://www.cbro.org.br/CBRO/pdf/AvesBrasil2011.pdf>>. Acesso em: 13/06/2012.
- Cianciaruso, M.V., Silva, I.A., Batalha, M.A. 2009. Diversidades filogenética e funcional: novas abordagens para a ecologia de comunidades. *Biota Neotropica* 9(3), 093-103.
- de Bello, F., Lavorel, S., Díaz, S., Harrington, R., Cornelissen, J.H.C., Bardgett, R.D. Berg, M.P., Cipriotti, P., Feld, C.K., Hering, D., Silva, P.M. da, Potts, S.G., Sandin, L. Sousa, J.P., Storkey, J. Wardle, D.A., Harrison, P.A. 2010. Towards an assessment of multiple ecosystem processes and services via functional traits. *Biodiversity Conservation* 19, 2873–2893.
- de Souza, D., Flynn, D.F.B., DeClerck, F., Rosenbaum, R.K., Lisboa, H.M., Koellner, T. 2013. Land use impacts on biodiversity in LCA: proposal of characterization factors based on functional diversity. *International Journal of Life Cycle Assessment* 18, 1231–1242.
- Del Hoyo, J., Elliot, A., Sargatal, J. 1992-2002. *Handbook of the birds of the world*. Barcelona: Lynx. (Ostrich to ducks, vols. 1-7).

- Del Hoyo, J., Elliot, A., Christie, D. 2003-2006. *Handbook of the birds of the world*. Barcelona: Lynx. (Broadbills to tapaculos, vols. 8-11).
- Díaz, S., Cabido, M., 2001. Vive La différence: plant functional diversity matters to ecosystem processes. *Trends in Ecology & Evolution* 16, 646-655.
- Edwards, F.A., Edwards, D.P., Hamer, K.C., Davies, R.G. 2013. Impacts of logging and conversion of rainforest to oil palm on the functional diversity of birds in Sundaland. *Ibis* 155, 313–326.
- Flynn, D.F.B., Gogol-Prokurat, M., Nogeire, T., Molinari, N., Richers, B.T., Lin, B.B., Simpson, N., Mayfield, M.M., de Clerck, F. 2009. Loss of functional diversity under land use intensification across multiple taxa. *Ecology Letters* 12, 22-33.
- Gabriel, V. A. 2009. Comunidade de aves em um mosaico de *Eucalyptus* em Rio Claro, São Paulo. *Tese de Doutorado* – Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho.
- Gardner, T.A., Barlow, J., Chazdon, R., Ewers, R.M., Harvey, C.A., Peres C.A., Sodhi, N.S. 2009. Prospects for tropical forest biodiversity in a human-modified world. *Ecology Letters* 12, 561–582.
- Gomez, J.P., Bravo, G.A., Brumfield, R.T., Tello, J.G., Cadena, C.D. 2010. A phylogenetic approach to disentangling the role of competition and habitat filtering in community assembly of Neotropical forest birds. *Journal of Animal Ecology* 79, 1181–1192.
- 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, 133–141.
- Guerrero, I., Morales, M.B., Oñate, J.J., Aavik, T., Bengtsson, J., Berendse, F., Clement, L. W., Dennis, C., Eggers, S., Emmerson, M., Fischer, C., Flohre, A., Geiger, F., Hawro, V., Inchausti, P., Kalamees, A., Kinks, R., Liira, J., Meléndez, L., Pärt, T., Thies, C., Tschardt, T. 2011. Taxonomic and functional diversity of farmland bird communities across Europe: effects of biogeography and agricultural intensification. *Biodiversity and Conservation* 20, 3663–3681.

- Hidasi-Neto, J., Barlow, J., Cianciaruso M.V. 2012. Bird functional diversity and wildfires in the Amazon: the role of forest structure. *Animal Conservation* 15(4), 407-415.
- Leite, P.F., 2002. Contribuição ao conhecimento fitoecológico do sul do Brasil. *Ciência Ambiental* 24, 51-73.
- Luck, G.W., Lavorel, S., McIntyre, S., Lumb, K. 2012. Improving the application of vertebrate trait-based frameworks to the study of ecosystem services. *Journal of Animal Ecology* 81, 1065–1076.
- Luck, G.W., Carter, A., Smallbone, L. 2013. Changes in Bird Functional Diversity across Multiple Land Uses: Interpretations of Functional Redundancy Depend on Functional Group Identity. *Plos One* 8(5), 63671-63682.
- Maguram, A.E. 1988. *Ecological Diversity and Its Measurement*. London, Croom Helm, 178p.
- Mendonça-Lima, A. 2012. Estrutura de habitat, diversidade e comportamento da avifauna em sistemas de silvicultura em Floresta Ombrófila Mista. *Tese de Doutorado* – Universidade Federal do Rio Grande do Sul.
- Meynard, C.N., Devictor, V., Mouillot, D., Thuiller, W., Jiguet, F., Mouquet, N. 2011. Beyond taxonomic diversity patterns: how do α , β and γ components of bird functional and phylogenetic diversity respond to environmental gradients across France? *Global Ecology and Biogeography* 20, 893-903.
- Møller, A.P., Vágási, C.I., Pap, P.L. 2013. Risk-taking and the evolution of mechanisms for rapid escape from predators. *Journal of Evolutionary Biology* 26,: 1143–1150.
- Moreno, J.A., 1961. *Clima Do Rio Grande do Sul*. Porto Alegre: Secretaria da Agricultura. 41 p.
- Pavoine, S., Dolédec, S. 2005. The apportionment of quadratic entropy: a useful alternative for partitioning diversity in ecological data. *Environmental and Ecological Statistics* 12, 125–138.

- Pavoine, S., Vallet, J., Dufour, A.B., Gachet, S., Daniel, H. 2009. On the challenge of treating various types of variables: application for improving the measurement of functional diversity. *Oikos* 118, 391–402.
- Petchey, O.L., Gaston, K.J. 2006. Functional diversity: back to basics and looking forward. *Ecology Letters* 9, 741-758.
- Petchey, O.L., Evans, K.L., Fishburn, I.S., Gaston K. J. 2007. Low functional diversity and no redundancy in British avian assemblages. *Journal of Animal Ecology* 76, 977-985.
- Pillar, V.D. 2006. MULTIV: Multivariate exploratory analysis, randomizing testing and bootstrapping resampling, users guide v. 2. 4. Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre. Disponível em:
<<http://ecoqua.ecologia.ufrgs.br/arquivos/Software/Multiv/MultivManual.pdf>>.
Acesso em: 25/06/2012.
- Pillar, V.D., Duarte, L.D.S., Sosinski, E.E., Joner, F. 2009. Discriminating trait-convergence and trait-divergence assembly patterns in ecological community gradients. *Journal of Vegetation Science* 20, 334-348.
- Pillar, V.D., Duarte, L.D.S. 2010. A framework for metacommunity analysis of phylogenetic structure. *Ecology Letters* 13(5), 587-596.
- Podani, J., Schmera, D. 2006. On dendrogram-based measures of functional diversity. *Oikos* 115, 179–185.
- R Development Core Team. 2012. R: A Language and Environment for Statistical Computing. Vienna: R Foundation for Statistical Computing. ISBN 3-900051-07-0.
<<http://www.R-project.org/>> . Acesso em: 12/04/2013.
- Rayner, J.M.V. 1988. Form and function in avian flight. *Current Ornithological* 5, 1–66.
- Rao, C.R. 1982. Diversity and dissimilarity coefficients—a unified approach. *Theoretical Population Biology* 21(1), 24–43.

- Ross, A.L. 2010. Capturando aves. In: Matter, S.V., Straube, F.C., Accordi, I., Piacentini, V., Cândido-Jr, J.F. (Eds). *Ornitologia e conservação: ciência aplicada, técnicas de pesquisa e levantamento*. Technical Books editora. p. 77-104.
- Sacco, A.G. 2012. Variáveis urbanas na estruturação de assembleia de aves. *Dissertação de Mestrado* – Universidade Federal do Rio Grande do Sul.
- Sekercioglu, C.H. 2006a. Increasing awareness of avian ecological function. *Trends in Ecology & Evolution* 21, 464–471.
- Sekercioglu, C.H. 2006b. Ecological significance of bird populations. In: del Hoyo, J., Elliott, A. & Christie D. (Eds). *Handbook of the Birds of the World*. Lynx Edicions. p. 15–51.
- Sick, H. 1997. *Ornitologia Brasileira*. Rio de Janeiro. Editora Nova Fronteira, 912p.
- Sydow, V.G. 2010. Vegetação de sub-bosque em monocultura de *Eucalyptus saligna* Sm. (Myrtaceae). *Dissertação de Mestrado* – Universidade Federal do Rio Grande do Sul.
- Tilman, D., Knops, J., Wedin, D., Reich, P., Ritchie, M., Siemann E. 1997. The influence of functional diversity and composition on ecosystem processes. *Science* 277, 1300-13002.
- Trindade-Filho, J., Loyola, R.D. 2010. O uso de grupos indicadores como atalho para a conservação da biodiversidade. *Revista Biologia Neotropical* 7(2), 27–38.
- Trindade-Filho, J., Sobral, F.L., Cianciaruso, M.V., Loyola, R.D. 2012. Using indicator groups to represent bird phylogenetic and functional diversity. *Biological Conservation* 146, 155-162.
- Vandewalle, M., Bello, F., Berg, M.P., Bolger, T., Dolédec, S., Dubs, F., Feld, C.K., Harrington, R., Harrison, P.A., Lavorel, S., Silva, P.M., Moretti, M., Niemela, J., Santos, P., Sattler, T., Sousa, J.P., Sykes, M.T., Vanbergen, A.J., Woodcock, B. A. 2010. Functional traits as indicators of biodiversity response to land use changes across ecosystems and organisms. *Biodiversity and Conservation* 19, 2921–2947.

- Vielliard, J.E.M., Silva, W.R. 1990. Nova metodologia de levantamento quantitativo da avifauna e primeiros resultados no interior do Estado de São Paulo, Brasil. Anais do IV Encontro de Anilhadores de Aves Recife, p. 117-151.
- 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.
- West, G.B., Brown, J.H., Enquist, B.J. 1997. A general model for the origin of allometric scaling laws biology. *Science* 276, 122-126.
- Willis, E.O., 2002. Birds at Eucalyptus and other flowers in Southern Brazil: a review. *Ararajuba* 10(1), 43-66.
- 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.

Apêndice 1.

Tabela 2. Classificação das 73 espécies de aves amostradas, segundo massa corpórea (g), comprimento da asa (cm)*, comprimento da cauda (cm)*, comprimento do bico (cm)* (*indica atributos que tiveram seu valor dividido pela raiz cúbica da massa) dieta, substrato de forrageio e substrato de nidificação. Sequência e nomenclatura seguem o CBRO (2011).

Espécies	Massa	Asa*	Cauda*	Bico*	Dieta	Subs. de forrageio	Subs. de nidificação
<i>Crypturellus obsoletus</i>	545	20.75092855	7	2.876972395	On	So	So
<i>Patagioenas picazuro</i>	400	32.03012788	19	2.795850145	Gr	Ve	Ve
<i>Leptotila verreauxi</i>	200	27.18861755	20	2.393966325	On	So	Ve
<i>Leptotila rufaxilla</i>	175	26.81710605	19	2.324149191	On	So	Ve
<i>Geotrygon Montana</i>	140	25.03613821	16	3.851713571	On	Ve	Ve
<i>Pyrrhura frontalis</i>	80	31.6324279	29	3.550815458	Fr	Ve	Ve
<i>Myiopsitta monachus</i>	130	29.80774781	28	4.046747219	On	Ve	Ve
<i>Crotophaga ani</i>	100	33.28601596	41	5.924695398	On	Ve	Ve
<i>Guira guira</i>	140	35.1661449	44	4.872417667	In	So	Ve
<i>Hydropsalis torquata</i>	55	47.14757859	76	4.47021102	In	Ve	So
<i>Stephanoxis lalandi</i>	4	30.61608151	22	10.70932892	Ne	Ve	Ve
<i>Chlorostilbon lucidus</i>	4	32.31697493	19	11.52827761	Ne	Ve	Ve
<i>Thalurania glaucopis</i>	4	34.64782887	25	5.669644725	Ne	Ve	Ve
<i>Hylocharis chrysur</i>	5	33.91860576	20	5.848035476	Ne	Ve	Ve
<i>Leucochloris albicollis</i>	6	35.22055732	20	6.05353329	Ne	Ve	Ve
<i>Trogon surrucura</i>	70	34.33394917	37	4.246248131	On	Ve	Ve
<i>Colaptes melanochloros</i>	130	28.52463284	23	6.020770253	In	Ve	Ve
<i>Thamnophilus caeruleus</i>	21	25.11848662	24	4.711981616	In	Ve	Ve
<i>Conopophaga lineata</i>	23	24.96600597	21	5.274508304	In	Ve	Ve
<i>Sclerurus scansor</i>	35	25.83255489	21	6.878490946	On	So	So
<i>Sittasomus griseicapillus</i>	13	32.57724236	37	5.358658666	In	Ve	Ve
<i>Dendrocolaptes platyrostris</i>	65	30.91481674	30	9.202318741	In	Ve	Ve
<i>Syndactyla rufosuperciliata</i>	25	25.6496392	27	4.103942272	In	Ve	Ve
<i>Cranioleuca obsoleta</i>	13	26.49559007	30	4.933368295	In	Ve	Ve
<i>Chiroxiphia caudata</i>	23	26.82966557	24	3.375685314	Fr	Ar	Ve
<i>Pachyrhamphus polychopterus</i>	25	27.53061274	24	4.103942272	On	Ve	Ve
<i>Carpornis cucullata</i>	73	28.23412852	26	3.110539583	Fr	Ve	Ve
<i>Phylloscartes ventralis</i>	7	29.58810046	30	5.384406973	In	Ve	Ve
<i>Tolmomyias sulphurescens</i>	17	25.00698493	26	4.394695642	In	Ve	Ve
<i>Poecilatriccus plumbeiceps</i>	6	22.83833014	20	5.833404806	In	Ar	Ve
<i>Camptostoma obsoletum</i>	8	26.65	26	3.15	In	Ve	Ve
<i>Elaenia flavogaster</i>	25	28.7275959	24	3.761947083	On	Ar	Ve
<i>Elaenia mesoleuca</i>	30	27.35553256	26	3.861957538	On	Ve	Ve
<i>Myiopagis viridicata</i>	12	28.65343924	27	4.498939393	In	Ve	Ve
<i>Serpophaga subcristata</i>	6	26.41541799	27	4.73276239	In	Ve	Ve
<i>Myiarchus swainsoni</i>	28	30.82405978	29	5.795977053	In	Ve	Ve
<i>Pitangus sulphuratus</i>	75	27.980894	21	4.505398186	On	Ve	Ou
<i>Myiodynastes maculatus</i>	45	31.76929706	29	6.466317101	On	Ve	Ve
<i>Megarynchus pitangua</i>	58	31.51740841	26	8.525200636	On	Ve	Ve

Continuação							
Espécies	Massa	Asa*	Cauda*	Bico*	Dieta	Subs. de forrageio	Subs. de nidificação
<i>Tyrannus savanna</i>	30	37.01042641	91	4.827446923	In	Ve	Ve
<i>Tyrannus melancholicus</i>	39	34.05862534	31	6.929677018	In	Ar	Ve
<i>Empidonomus varius</i>	27	34.33333333	31	4.766666667	In	Ve	Ve
<i>Myiophobus fasciatus</i>	11	28.10276956	25	5.1709096	In	Ar	Ve
<i>Lathrotriccus euleri</i>	11	29.67652466	27	5.080980737	In	Ve	Ve
<i>Cyclarhis gujanensis</i>	30	25.2636389	23	4.183787333	In	Ve	Ve
<i>Vireo olivaceus</i>	16	29.48597454	24	5.674958761	In	Ve	Ve
<i>Troglodytes musculus</i>	12	21.53375846	19	5.503556928	On	Ve	Ou
<i>Turdus rufiventris</i>	80	27.849533	24	3.945350509	On	So	Ve
<i>Turdus leucomelas</i>	75	27.50664155	25	4.031145745	On	Ve	Ve
<i>Turdus amaurochalinus</i>	70	28.14655904	24	4.440362331	On	Ve	Ve
<i>Turdus subalaris</i>	50	29.94002631	24	4.695942477	On	Ve	Ve
<i>Turdus albicollis</i>	65	27.60695622	22	4.476803712	On	Ve	Ve
<i>Coereba flaveola</i>	10	25.52873858	16	6.219729037	Ne	Ve	Ve
<i>Saltator similis</i>	48	28.34154222	27	4.402569665	On	Ve	Ve
<i>Tachyphonus coronatus</i>	27	27.11	27	4.866666667	On	Ve	Ve
<i>Lanio cucullatus</i>	15	25.54524838	24	4.05480133	On	So	Ve
<i>Tangara sayaca</i>	34	27.65763477	21	3.704147514	Fr	Ve	Ve
<i>Tangara preciosa</i>	23	27.18129946	23	3.164704982	Fr	Ve	Ve
<i>Zonotrichia capensis</i>	25	23.59766806	22	3.419951893	On	So	So
<i>Ammodramus humeralis</i>	16	23.13637033	19	3.571652367	Gr	So	So
<i>Sicalis flaveola</i>	17	26.56262941	20	3.11128895	Gr	So	Ou
<i>Sicalis luteola</i>	15	28.38360931	22	2.960004971	Gr	So	So
<i>Volatinia jacarina</i>	9	25.47974241	23	4.134448768	Gr	Ve	Ve
<i>Cyanoloxia brissonii</i>	25	25.82063679	26	4.445937461	On	Ve	Ve
<i>Parula pitiayumi</i>	7	27.7061718	22	4.182063669	In	Ve	Ve
<i>Geothlypis aequinoctialis</i>	13	24.66684148	24	3.189677777	In	Ve	Ve
<i>Basileuterus culicivorus</i>	10	26.45705635	26	3.249112184	In	Ve	So
<i>Basileuterus leucoblepharus</i>	15	26.55894871	25	2.838360931	In	Ve	So
<i>Icterus pyrrhopterus</i>	30	28.80376664	32	4.98836182	On	Ar	Ve
<i>Molothrus bonariensis</i>	55	28.00455727	22	3.812827047	On	So	Ou
<i>Euphonia chlorotica</i>	10	28.08161244	16	3.017032742	Fr	Ve	Ve

Legenda: Dieta: on= onívoros; in= insetívoros; gr= granívoros; fr= frugívoros; ne= nectarívoros.

Substrato de forrageamento: so= solo; ve= vegetação; ar= ar. Substrato de nidificação: ve= vegetação; so= solo; ou= outro.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Neste estudo foi possível observar que a estrutura da assembleia de aves no Horto Florestal Barba Negra (HFBN) está condicionada à vegetação local e aos recursos disponíveis para as espécies de aves. Ou seja, a heterogeneidade encontrada na floresta nativa resultou em uma maior riqueza e abundância de aves. Por outro lado, áreas de plantio oferecem complexidade estrutural muito menor do que a floresta nativa, implicando assim na redução de recursos, que são provavelmente fatores importantes para a baixa abundância de aves em plantações (Kwok & Corlett 2000; Zurita *et al.* 2006).

As idades dos plantios não apresentaram diferença significativa entre si quanto à riqueza, composição e abundância de espécies de aves. Porém observa-se uma riqueza um pouco maior nos plantios de até 3 anos de idade e também uma pequena diferenciação na composição de espécies de aves nestes e nos plantios de 3 a 7 anos de idade em relação aos plantios de idade mais avançada. Estas diferenças estão provavelmente relacionadas às diferenças na estrutura entre estes plantios. Enquanto em plantios iniciais a copa ainda não está fechada, há também um grande desenvolvimento de vegetação herbáceo-graminóide, e desta forma, espécies de aves associadas a estas características (*e.g.* granívoros e espécies associadas à ambientes abertos). Por outro lado à medida que os plantios se desenvolvem, com o fechamento da copa e um sub-bosque mais arbustivo, passam a apresentar um aspecto mais florestal, então espécies mais características de ambiente florestal passam a predominar. Assim, estes plantios em mosaicos de diferentes idades no HFBN, podem ser considerados uma característica essencial para aumentar a diversidade de aves.

Essas pequenas diferenças na composição de espécies entre as diferentes idades dos plantios ficam evidentes com os resultados da análise de aninhamento, onde o plantio de idade mais inicial apresentou o menor valor de aninhamento e o plantio de idade mais avançada teve o maior valor. Ou seja, ocorre um maior compartilhamento de espécies entre os plantios de maior idade e a floresta nativa, pois estes apresentam uma maior similaridade com a estrutura

da floresta nativa. Esse resultado também está associado provavelmente ao baixo número de espécies de aves especialistas da floresta nativa e um elevado número de generalistas de habitat, implicando em um maior compartilhamento de espécies entre as áreas.

Neste sentido, as espécies registradas nos plantios de eucalipto de diferentes idades representam subconjuntos daquelas registradas na floresta nativa. Assim pode-se inferir que esses subconjuntos são na maioria formados por espécies com requerimentos similares de habitat, habitando tanto a floresta nativa como os plantios de eucalipto. Estes subconjuntos também são resultado do maior número de espécies de hábito generalista e um baixo número de especialistas da floresta nativa. Além disso, pode-se afirmar que esses subconjuntos são formados não só por espécies que apresentam hábitos similares, mas também atributos similares, visto que não houve diferença nos resultados para a diversidade funcional entre as diferentes idades de plantio.

Já a maior diversidade funcional na floresta nativa está certamente relacionada à maior riqueza de espécies nesta área. Em áreas de silvicultura o grupo de atributos relacionado à dieta demonstrou ser o mais afetado negativamente por esta prática, indicando uma menor disponibilidade de recursos alimentares nos plantios de eucalipto. Quando observa-se o dendrograma funcional é possível inferir que há tanto um compartilhamento de atributos entre espécies da floresta nativa e plantios, bem como uma maior variedade de atributos funcionais das espécies da floresta, pois essas estão distribuídas por todo o dendrograma, contribuindo assim para uma maior diversidade funcional.

Considerando que um filtro ambiental seleciona espécies com atributos similares Gomez *et al.* (2010), pode-se afirmar neste caso que os plantios de eucalipto independentemente da idade atuam como um filtro ambiental, determinando a estrutura das comunidades de aves no HFBN. Desta forma, algumas funções desempenhadas pela avifauna em áreas de silvicultura podem ser perdidas, pois espécies de aves especialistas de floresta,

frequentemente têm atributos funcionais particulares desempenhando funções importantes nos ecossistemas florestais, como por exemplo, a dispersão de grandes sementes (Lambert 1992).

Neste sentido são necessárias ações que visem mitigar os impactos da silvicultura sobre a biodiversidade, aliando o desenvolvimento ascendente da silvicultura com a conservação da biota nativa. Entre estas ações cabe destacar aquelas que são praticadas no HFBN, como a manutenção da floresta nativa próxima às áreas de silvicultura, permitindo assim que ocorra a colonização dos plantios por parte de espécies de aves da floresta (Farwig *et al.* 2008), a manutenção do sub-bosque, que contribui para uma maior riqueza de espécies, oferecendo um recurso a mais em áreas de silvicultura. Além dessas, os plantios em mosaicos de diferentes idades contribuem para aumentar a diversidade local de espécies de aves no HFBN.

REFERÊNCIAS

- ABRAF, 2010. Associação Brasileira de Produtores de Florestas Plantadas. Anuário estatístico da ABRAF: ano Base 2012. Disponível em: <<http://www.abraflor.org.br/estatisticas/ABRAF12/ABRAF12-BR.pdf>>. Acesso em: 13/06/2013.
- Baselga, A., 2010. Partitioning the turnover and nestedness components of beta diversity. *Global Ecology and Biogeography* 19: 134–143.
- Brockerhoff, E. G., Jactel, H.; Parrotta, J. A., Quine, C. P. & Sayer, J. 2008. Plantation forests and biodiversity: oxymoron or opportunity? *Biodiversity and Conservation* 17(5): 925-951.
- CAN, 2011. Confederação da Agricultura e Pecuária do Brasil. Plantio de eucalipto no Brasil: mitos e verdades. Disponível em: <<http://www.canaldoprodutor.com.br/sites/default/files/mitos-e-verdades-low.pdf>>. Acesso em 12/06/2103.
- de Bello, F., Lavorel, S., Díaz, S., Harrington R., Cornelissen, J. H. C., Bardgett, R. D. Berg, M. P., Cipriotti, P., Feld, C. K., Hering D., Silva, P. M. da, Potts S. G., Sandin L. Sousa J. P., Storkey J. Wardle D. A. Harrison, P. A. 2010. Towards an assessment of multiple ecosystem processes and services via functional traits. *Biodiversity Conservation* 19:2873–2893.
- Fabião, A., Martins, M.C., Cerveira, C., Santos, C., Lousa, M., Madeira, M., Correia, A. 2002. Influence of soil and organic residue management on biomass and biodiversity of understory vegetation in *Eucalyptus globulus* Labill. plantation. *Forest Ecology and Management* 171(1): 87-100.
- FAO, 2010. Food and Agriculture Organization of the United Nations. Planted forest in sustainable forest management. A statement of principles. Disponível em: <www.fao.org/forestry/plantedforests>. Acesso em: 12/06/2013.

- Farwig, N., Sajita, N. & Böhning-Gaese, K. 2008. Conservation value of forest plantations for bird communities in western Kenya. *Forest Ecology and Management* 255: 3885-3892.
- Filloy, J. & Bellocq, M.I. 2007. Patterns of bird abundance along the agricultural gradient of the Pampean region. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 120: 291–298.
- Filloy, J., Zurita, G. A., Corbelli, J. M. & Bellocq, M. I. 2010. On the similarity among bird communities: Testing the influence of distance and land use. *Acta Oecologica* 36: 333-338.
- 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. N., Putzke, J., Stranz, A., Vergara, M., Vieira, E.M., 2009. Towards an ecologically-sustainable forestry in the Atlantic Forest. *Biological Conservation* 142: 1209–1219.
- Gabriel, V. A. 2009. Comunidade de aves em um mosaico de *Eucalyptus* em Rio Claro, São Paulo. Tese de Doutorado – Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho.
- Gardner, T.A., Barlow, J., Chazdon, R., Ewers, R.M., Harvey, C.A., Peres, C.A. & Sodhi, N.S. 2009. Prospects for tropical forest biodiversity in a human-modified world. *Ecology Letters* 12: 561–582.
- 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: 133–141.
- Gomez, J.P., Bravo, G.A., Brumfield, R.T., Tello, J.G., Cadena, C.D., 2010. A phylogenetic approach to disentangling the role of competition and habitat filtering in community assembly of Neotropical forest birds. *Journal of Animal Ecology* 79: 1181–1192.
- IBGE, 2010. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Disponível em: ftp://geofp.ibge.gov.br/documentos/recursos_naturais/manuais_tecnicos/usoterra_rs.pdf. Acesso em: 03/05/2012.

- Kwok, H. K. & Corlett, R. T. 2000. The bird communities of a natural secondary forest and a *Lophostemon confertus* plantation in Hong Kong, South China. *Forest Ecology and Management* 130: 227-234.
- Lambeck R. J. 1997. Focal Species: A Multi-Species Umbrella for Nature Conservation. *Essays. Conservation Biology* 11: 849–856.
- Lambert F.R. (1992) Fig dimorphism in bird-dispersed gynodioecious figs. *Biotropica* 24: 214–216.
- Laurance, W. F. 2010. Habitat destruction: death by a thousand cuts. In: Sodhi, N. S. & Ehrlich, P. R. (Eds). *Conservation Biology for All*. Oxford: Oxford University Press. pp. 73–87.
- Laurance, W. F. & Useche D. C. 2009. Environmental synergisms and extinctions of tropical species. *Conservation Biology* 23 (6): 1427–1437.
- Louzada, J., Gardner, T., Peres, C. & Barlow, J. 2010. A multi-taxa assessment of nestedness patterns across a multiple-use Amazonian forest landscape. *Biological Conservation* 143: 1102–1109.
- Loyn, R. H., McNabb, E. G., Macak, P., Noble P. 2007. Eucalypt plantations as habitat for birds on previously cleared farmland in south-eastern Australia. *Biological conservation* 137: 533-548.
- Marsden, S. J., Whiffin, M. & Galetti, M. 2001. Bird diversity and abundance in forest fragments and Eucalyptus plantations around an Atlantic forest reserve, Brazil. *Biodiversity and Conservation* 10: 737-751.
- Mendonça-Lima, A. 2012. Estrutura de habitat, diversidade e comportamento da avifauna em sistemas de silvicultura em Floresta Ombrófila Mista. Tese de Doutorado – Universidade Federal do Rio Grande do Sul.
- Motta-Júnior, J. C. 1990. Estrutura trófica e composição de avifaunas de três habitats terrestres na região central do estado de São Paulo. *Ararajuba* 1: 65-71.

- Myers, M., Mittermeir, R.A., Mittermeir, C.G., Da Fonseca, G.A.B., Kent, J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403: 853–858.
- SBS, 2007. Sociedade Brasileira de Silvicultura. Disponível em: <http://www.sbs.org.br/destaques_POSITIONPAPER.pdf>. Acesso em: 03/05/2012.
- Sodhi, N. S. & Ehrlich, P. R. 2010. *Conservation Biology for All*. Oxford: Oxford University Press. 358 p.
- Souza, S.M, De Faria, M.L., Latini, A.O. 2010. Differential survival of *Euselasia apisaon* Dahman (Lepidoptera: Riodinidae) pupae at understory plants in the Eucalyptus plantations of Belo Oriente, MG. *Neotropical Entomology* 39(5): 681-685.
- Sydow, V.G., 2010. Vegetação de sub-bosque em monocultura de *Eucalyptus saligna* Sm. (Myrtaceae). Dissertação de Mestrado – Universidade Federal do Rio Grande do Sul.
- Ulrich, W. 2012. *NODF* – a FORTRAN program for nestedness analysis. Version 2.0. Disponível em: <<http://www.keib.umk.pl/wpcontent/uploads/2013/04/NODFManual.pdf>>. Acesso em 12/06/2013.
- 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.
- Willis, E.O. 2003. Birds of a eucalyptus woodlot in interior São Paulo. *Brazilian Journal of Biology* 63(1):141-158.
- Zanuncio, T.V., Zanuncio, J.C., Miranda, M.M.M., Medeiros, A.G.B. 1998. Effect of plantation age on diversity and population fluctuation of Lepidoptera collected in Eucalyptus plantations in Brazil. *Forest Ecology and Management* 108(1): 91-98
- 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.