



UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL



INSTITUTO DE BIOCIÊNCIAS

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA

Dissertação de Mestrado

INFLUÊNCIA DA SILVICULTURA NA COMPOSIÇÃO E DIVERSIDADE DE
AVES FLORESTAIS NO BIOMA PAMPA

ANGELO MARCON PEZDA

Porto Alegre, novembro de 2015.

INFLUÊNCIA DA SILVICULTURA NA COMPOSIÇÃO E DIVERSIDADE DE
AVES FLORESTAIS NO BIOMA PAMPA

ANGELO MARCON PEZDA

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. Dr^ª. Sandra Maria Hartz

Comissão examinadora:

Prof^ª. Dr^ª. Sandra Cristina Müller - UFRGS

Dr. Felipe Zilio - FZB/RS

Prof. Dr. Eduardo Dias Forneck - UNILASALLE

Porto Alegre, novembro de 2015.

“A trama de suas raízes seguram a terra, evitando que os barrancos das margens desmoronem e se encham os cursos d’água de despraiados e baixios. A sua sombra refresca a água e protege a fauna aquática. Dos seus frutos e dos insetos que se desprendem dos galhos se alimentam os peixes e nas solapas formadas pelo raizame submerso encontram ótimos esconderijos. Nas suas copas vivem as aves e no emaranhado da vegetação dos sub-bosques encontram abrigo os pequenos mamíferos.”

Henrique Luiz Roessler

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente à Sandra Maria Hartz, por ter me orientado neste trabalho e pela dedicação e carinho que tem com seus orientados do LEPeC. Obrigado por tudo Sandra!!

Agradeço aos parceiros de campo; André Barcelos Silveira, Lucileni Jacoboski, Raquel Paulsen, Jan Mahler Jr. e Marcelo Guasselli, por todo o conhecimento de avifauna compartilhado. Foram bons momentos!!

Aos colegas do PPG-Ecologia, em especial aos do LEPeC, que foram essenciais para o desenvolvimento desta dissertação;

Ao amigo e colega André Luza (Teló), pela ajuda nas análises dos dados;

Sou muito grato à Taís Guimarães, pela ajuda no processamento de imagens;

A todos os professores do PPG-Ecologia UFRGS, que tive o privilégio de participar de suas disciplinas;

À Minha família, pela educação e pelos valores que sempre me passaram, permitindo que hoje eu esteja completando este curso de pós-graduação; À minha companheira Nathalia Matias, por ter acompanhado de perto todas as etapas do mestrado e por ter me tranquilizado nos momentos mais difíceis.

À CMPC Celulose Rio-Grandense, por permitir a realização do estudo nos hortos florestais e pelo financiamento parcial da pesquisa. Em especial a Elias Araújo e Eduardo Stumpf, pela atenção e disponibilização das informações necessárias para a conclusão desta pesquisa;

Aos motoristas da Sertef - Serviços Técnicos Florestais, pelo deslocamento entre as áreas do estudo.

Ao CNPq pela bolsa concedida.

RESUMO

A perda e degradação de habitats são os principais fatores que geram diminuição da biodiversidade. A silvicultura é um dos maiores agentes de distúrbio ambiental para aves. Mudanças na diversidade de espécies entre ambientes podem ser geradas por dois mecanismos: aninhamento e/ou substituição (*turnover*) de espécies. As comunidades animais variam em relação às mudanças na composição dos ambientes, onde a distribuição das espécies responde aos arranjos espaciais dos elementos da paisagem. Assim, os objetivos deste trabalho foram: 1) descrever a assembleia de aves em talhões de *Eucalyptus* sp. 2) avaliar a composição da assembleia durante o ciclo silvicultural e a relação com a composição das assembleias de aves das matas ripárias nativas, distinguindo entre aninhamento e *turnover* e 3) verificar a influência do tipo de uso do solo adjacente aos plantios na riqueza das assembleias de aves. O estudo foi realizado em talhões de *Eucalyptus* sp. em diferentes estágios de desenvolvimento e em porções de florestas ripárias no Bioma Pampa, sendo coletado informações sobre riqueza e composição das assembleias de aves, através de pontos de contagem. Para a composição de espécies, foram realizadas análises de diversidade beta, distinguindo entre aninhamento e *turnover*, mostrando que a maior semelhança da composição das assembleias de aves ocorreu entre os diferentes estágios do plantio do que destes com a floresta ripária, e que a semelhança da assembleia de aves dos plantios com a assembleia da floresta nativa é menor em estágios avançados de desenvolvimento. Para as variáveis do entorno, foram feitas regressões múltiplas, indicando que a presença de ambiente florestal nativo, influencia na riqueza de espécies de aves dos plantios de *Eucalyptus* sp., apesar de poucas espécies de interior de floresta contribuírem para composição da assembleia de aves deste ambiente antrópico.

Palavras-chave: Diversidade beta, aves, silvicultura, floresta ripária, Bioma Pampa.

ABSTRACT

Habitat loss and degradation are the major factors driving biodiversity loss. Silviculture is a relevant environmental disruption agent to birds. Changes in species diversity among environments can be generated by two mechanisms: nestedness and/or turnover. Animal communities vary in relation to changes of environment composition, where the species distribution respond to spatial arrangements of landscape elements. The goals of this study were: 1) describe the birds assembly in *Eucalyptus* sp. stands, 2) evaluate the assembly composition during the silvicultural cycle, relating to the composition of birds in the native riparian forests, distinguishing between nestedness and turnover, and 3) verify the influence of adjacent land use, on the birds assembly richness. The study took place in stands of *Eucalyptus* sp. in different development stages and in riparian forests portions in the Pampa Biome, and was collected information about richness and birds assembly composition by counting points. For species composition, were carried out beta diversity analyzes, distinguishing between nestedness and turnover, showing that the greatest similarity of the birds assembly composition was between the different plantation stages than those compared to riparian forest, and the similarity of the composition of plantations birds assembly between the native forest assembly, it is smaller in *Eucalyptus* sp. advanced development stages. For the environmental variables, multiple regression analysis was made, indicating that the presence of surrounding native forest environments hold the richness of bird species in *Eucalyptus* sp. plantations, despite a few of forest interior species contribute to the man-made environmental birds assembly composition.

Key-words: Beta diversity, birds, silviculture, riparian forest, Pampa Biome,

SUMÁRIO

INFLUÊNCIA DA SILVICULTURA NA DISTRIBUIÇÃO E DIVERSIDADE DE
AVES FLORESTAIS NO BIOMA PAMPA

Agradecimentos	4
Resumo	5
Abstract	6
Sumário	7
Lista de figuras.....	8
Lista de tabelas.....	8
Lista de anexos	8
Introdução.....	9
Material e métodos.....	13
Área de estudo.....	13
Amostragem da avifauna.....	15
Variáveis ambientais	16
Análise dos dados.....	19
Resultados.....	19
Discussão.....	26
Conclusão.....	29
Referências.....	30
Anexos.....	37

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1: America do Sul, Brasil e Rio Grande do Sul. Área de estudo: Hortos de *Eucalyptus* sp. e matas ripárias nativas amostradas nas cidades de São Gabriel, Santa Margarida do Sul e Rosário do Sul, representados respectivamente pelos polígonos brancos e vermelhos.....14
- Figura 2: Exemplo de talhão de *Eucalyptus* sp. amostrado em Estágio Intermediário (EUCI) de desenvolvimento.....17
- Figura 3: Exemplo de talhão de *Eucalyptus* sp. amostrado em Estágio Tardio (EUCT) de desenvolvimento.....17
- Figura 4: Exemplo de Mata Ripária Nativa (MATA) amostrada. São Gabriel, RS, Brasil.....18
- Figura 5: Diagrama de ordenação do primeiro e segundo eixos da Análise de Coordenadas Principais demonstrando o arranjo das unidades amostrais considerando a composição de espécies de aves, presentes em (EUCI, EUCT e MATA).....23

LISTA DE TABELAS

- Tabela 1: Composição de espécies de aves, e numero médio de contatos por ambiente amostrado; Mata Ripária Nativa (MATA), Talhão Intermediário (EUCI) e Talhão Tardio (EUCT). A nomenclatura segue CBRO (2014).....20
- Tabela 2: Diversidades beta entre os ambientes (TOTAL), porcentagens de aninhamento (JNE) e *turnover* (JTU) destas diversidades e os desvios-padrão, na análise multi-sítios, baseados na composição de espécies de aves amostradas nos anos de 2013 e 2014.
.....24
- Tabela 3: Diversidades beta entre os ambientes (TOTAL), porcentagens de aninhamento (JNE) e *turnover* (JTU) destas diversidades e os desvios padrão, na análise multi-sítios, baseados na composição de espécies de aves amostradas nos anos de 2013 e 2014. Excluídas espécies “não florestais”.....25
- Tabela 4: Regressão múltipla considerando a riqueza de espécies de aves presente nos talhões de *Eucalyptus* sp. e a proporção da cobertura de solo dos ambientes do entorno dos talhões, em buffers de 200m, 300m e 500m.....25

LISTA DE ANEXOS

- Anexo 1. Porcentagem de cobertura do solo no entorno de cada talhão de *Eucalyptus* sp. amostrado, em diferentes *buffers* (200, 300 e 500 metros), medido a partir do perímetro dos talhões. 37

INFLUÊNCIA DA SILVICULTURA NA COMPOSIÇÃO E DIVERSIDADE DE AVES FLORESTAIS NO BIOMA PAMPA

INTRODUÇÃO

A perda e degradação de habitats são os principais fatores que geram diminuição da biodiversidade (Loyn *et al.*, 2007; Groom & Vynne, 2006). Estes fatores estão relacionados com atividades humanas (Gardner *et al.*, 2009) e ocorrem em nível global (Lambeck, 1997). Modificações no uso do solo afetam processos ecológicos essenciais para a manutenção da integridade dos ecossistemas, os quais não conseguem mais suportar as espécies presentes originalmente (Lambeck, 1997).

Os ecossistemas campestres ocupam entre 31 e 43% da superfície terrestre, e estão ausentes apenas no continente Antártico (Word Resources, 2000-2001). Os Campos da Região Sudeste da América do Sul “SESA”, como Azpiroz (2012) os nomeia, são divididos em sub-regiões, sendo a parcela brasileira classificada como campos temperados do norte (*Northern Campos*), pertencente à sub-região “Campos do Rio da Prata”. No sul do Brasil, esta fisionomia é referida como Bioma Pampa ou Campos Sulinos (Henwood, 2010). Com uma parcela expressiva da fauna, estes campos abrigam cerca de 21% da avifauna do Rio Grande do Sul os quais são dependentes deste tipo de ecossistema (Bencke, 2009). Devido à proximidade do Pampa com o limite sul da distribuição do Bioma Mata Atlântica (~30°S) (IBGE, 2004) e por formar mosaicos naturais de campos e florestas (Overbeck *et al.* 2007), diversas espécies de aves florestais são compartilhadas entre os dois Biomas.

No Bioma Pampa, a introdução do gado europeu ocorreu por volta de 1650 (Carrere & Lohmann, 1996). Em certas densidades, a presença de pastadores de grande porte tem importância relevante na manutenção da diversidade de gramíneas (Castilhos *et al.*, 2009), e do controle do avanço da mata sobre os campos. Conforme Pillar &

Quadros (1997) as condições climáticas atuais favoreceriam o avanço da floresta sobre o ambiente campestre; este processo é, em parte, inibido pela ação de pastejo do gado. A agricultura de subsistência e em pequenas áreas também é uma atividade efetuada desde tempos remotos; porém, houve um rápido aumento da área utilizada para as monoculturas a partir do ano de 1940 (EMATER/RS, 2013), fragmentando os habitats nativos e substituindo-os por um mosaico de sistemas agropecuários. Acredita-se que as áreas de campos nativos da Região Sul do Brasil sofreram um decréscimo de 25% de sua cobertura original (Overbeck *et al.*, 2007), e cerca de 83% da formação florestal do Rio Grande do Sul, composta por quatro classificações vegetacionais (Floresta Ombrófila Densa, Ombrófila Mista, Estacional Decidual e Estacional Semidecidual), foi suprimida, sendo os tipos Estacionais, principais formadores das matas ripárias no Pampa, os que mais contribuem para esta alta porcentagem de alteração (Cordeiro & Hasenack, 2009).

A agropecuária é uma atividade bastante difundida no Bioma Pampa, porém ultimamente diversas áreas estão sendo substituídas pela silvicultura (EMATER/RS, 2013). Esta prática visa principalmente garantir o suprimento de matéria prima para a indústria de papel e celulose, e a preferência por espécies exóticas (*Eucalyptus* spp., *Pinus* spp. e *Acacia* spp.) está relacionada com a resistência a predadores e ao rápido desenvolvimento das plantas. Atualmente, estes cultivos cobrem aproximadamente 650 mil hectares (2,3% da área do Rio Grande do Sul), e incentivos governamentais continuam sendo concedidos (EMATER/RS, 2013), indicando uma tendência à expansão desta prática.

Além da transformação de ambientes com característica campestre em sistemas de monocultivo florestal exótico, é evidente no Rio Grande do Sul a pressão que a atividade agrícola exerce sobre a vegetação florestal ripária nativa, onde o acesso à

água, a retirada de madeira e a utilização do solo rico em nutrientes para o plantio de arroz, são os principais impactos (Martin *et al.*, 2006). Além da perda de habitat, que pode gerar um efeito de borda, impactando negativamente as aves características de interior de floresta, diminuindo suas possibilidades de forrageio e nidificação, juntamente com o aumento da exposição a parasitas e predadores (McIntyre 1995), a ausência ou a retirada parcial da mata ripária facilita o carreamento de poluentes químicos utilizados na agricultura até os mananciais hídricos (EMATER/RS, 2013), contribuindo para a degradação ambiental além dos limites da área cultivada.

A silvicultura é um dos maiores agentes de distúrbio ambiental para aves (Brown *et al.*, 2001). A forma como a silvicultura impacta a biodiversidade depende das espécies plantadas, a escala do plantio e os métodos de manejo (Carrere & Lohmann, 1996). No caso do Pampa, devido à transformação do ambiente com predominância de gramíneas em um monocultivo de espécies florestais exóticas, as espécies de aves que se beneficiam deste sistema são geralmente aquelas que ocupam bordas de floresta, em detrimento das espécies dependentes de habitats campestres (Dias *et al.*, 2013). A conversão de diferentes habitats naturais em uma mesma monocultura, aumenta a similaridade entre ambientes com vegetações previamente contrastantes, homogeneizando as assembleias de aves e diminuindo a diversidade; por outro lado, quando um habitat natural é transformado em distintas monoculturas a similaridade ambiental diminui e resulta em diferentes assembleias de aves em cada local (Fillooy & Bellocq, 2007).

Assim, mudanças na diversidade de espécies entre ambientes podem ser geradas por dois mecanismos: aninhamento e/ou substituição (*turnover*) de espécies (Baselga, 2010). O aninhamento ocorre quando um ambiente com menor riqueza de espécies é composto por um subconjunto do *pool* de espécies presentes em outro ambiente mais

rico; por sua vez, a substituição de espécies é a troca (espacial ou temporal) de certas espécies por outras, refletindo características históricas e espaciais dos ambientes (Qian *et al.*, 2009). No caso da silvicultura, ocorre uma simplificação da estrutura da vegetação quando comparado a florestas nativas (FAO, 2010), e estas modificações ambientais são refletidas na composição da fauna (Lachance & Lavoie, 2005; Lantschner *et al.*, 2008). Na silvicultura de *Eucalyptus* spp, isto é comumente observado (Mata Atlântica – Marsden *et al.*, 2001; Austrália - Lindenmayer & Hobbs, 2004), com plantios apresentando baixa riqueza de espécies mesmo quando o ambiente adjacente ao plantio é repleto de espécies de aves florestais com potencial de colonização (Marsden *et al.*, 2001). Quando o ambiente ao redor do plantio não possui características florestais, as espécies de aves presentes em outras formações vegetais podem acabar utilizando os plantios em certos estágios de desenvolvimento (Dias *et al.* 2013)

As comunidades animais variam em relação às mudanças na composição dos ambientes, onde a distribuição das espécies responde aos arranjos espaciais dos elementos da paisagem (Ocampo-Peñula & Etter, 2013). As variações de largura e área podem influenciar na composição das assembleias de aves presente em matas ripárias (Ocampo-Peñula & Etter, 2013), porém as características do entorno podem sobrepor os efeitos destas variáveis (Rodewald & Bakermans, 2006). Assim, estudos ecológicos se tornam mais realistas quando consideram uma perspectiva de paisagem, não apenas focando nas características dentro de cada mancha de habitat (Pulliam, 1988).

Desta forma, os objetivos deste trabalho foram: (1) Descrever a assembleia de aves em talhões de *Eucalyptus* sp, e as modificações desta assembleia entre os estágios do ciclo silvicultural; (2) relacionar estas modificações nas assembleias silviculturais à composição das assembleias de aves presentes nas matas ripárias nativas, distinguindo

entre aninhamento e *turnover* e (3) verificar a influência do uso do solo adjacente aos talhões de *Eucalyptus* sp. na riqueza destas assembleias de aves.

A silvicultura funciona como um filtro abiótico (Gomez *et al.*, 2010) e biótico (Chesson, 2000) para as espécies de aves, esperando-se maior semelhança entre as assembleia de aves dos diferentes estágios de desenvolvimento do *Eucalyptus* sp., do que destes com a mata ripária nativa. Também é esperado um maior aninhamento de espécies de aves entre o estágio tardio de desenvolvimento do eucalipto e a mata ripária nativa, quando comparado com o estágio intermediário e a mata ripária nativa, como encontrado por Jacoboski *et al.*, (2015). Reforçando esta hipótese, Dias *et al.* (2013) observaram que espécies de aves caracteristicamente de ambientes abertos conseguem ocupar o talhão de *Eucalyptus* sp. em estágio inicial de desenvolvimento, o que contribuiria para um maior *turnover* das espécies de aves florestais nestes ambientes antrópicos. Referente ao entorno dos talhões de *Eucalyptus* sp., espera-se encontrar uma relação positiva entre a porcentagem de cobertura florestal riparia do entorno e a riqueza de espécies de aves florestais presentes nos talhões, supondo-se que as florestas nativas sirvam como fonte de espécies de aves para os ambientes de silvicultura.

MATERIAL E MÉTODOS

ÁREA DE ESTUDO

O estudo ocorreu em 14 hortos de *Eucalyptus* sp. distribuídos em três municípios do estado do Rio Grande do Sul (São Gabriel, Rosário do Sul e Santa Margarida do Sul), localizados em uma área com aproximadamente 40 km de raio a partir das coordenadas 30°24'56.67"S, 54°24'17.97"O (Figura 1). A paisagem no interior dos hortos é um mosaico dominado por plantios contínuos de *Eucalyptus* sp. (talhões) e remanescentes de campos nativos (APPs) em diferentes graus de

conservação, classificados como pertencentes à fisionomia de Estepe, tanto do tipo Parque quanto do tipo Gramíneo-Lenhosa (sensu IBGE 2004); áreas abertas, formadas por estradas, linhas de transmissão de energia e plantios de *Eucalyptus* sp. que sofreram algum dano no início do cultivo; e ambientes aquáticos, como açudes e barragens, também compõem o mosaico de ambientes. Remanescentes florestais secundários ou que sofreram corte seletivo de árvores, acompanhando os arroios, cuja fitofisionomia se associa à Floresta Estacional Semidecidual (Veloso *et al.*, 1992), estavam presentes tanto no interior como no entorno dos hortos. As principais atividades realizadas nas propriedades adjacentes aos hortos eram a pecuária de bovinos e o cultivo de arroz e soja.

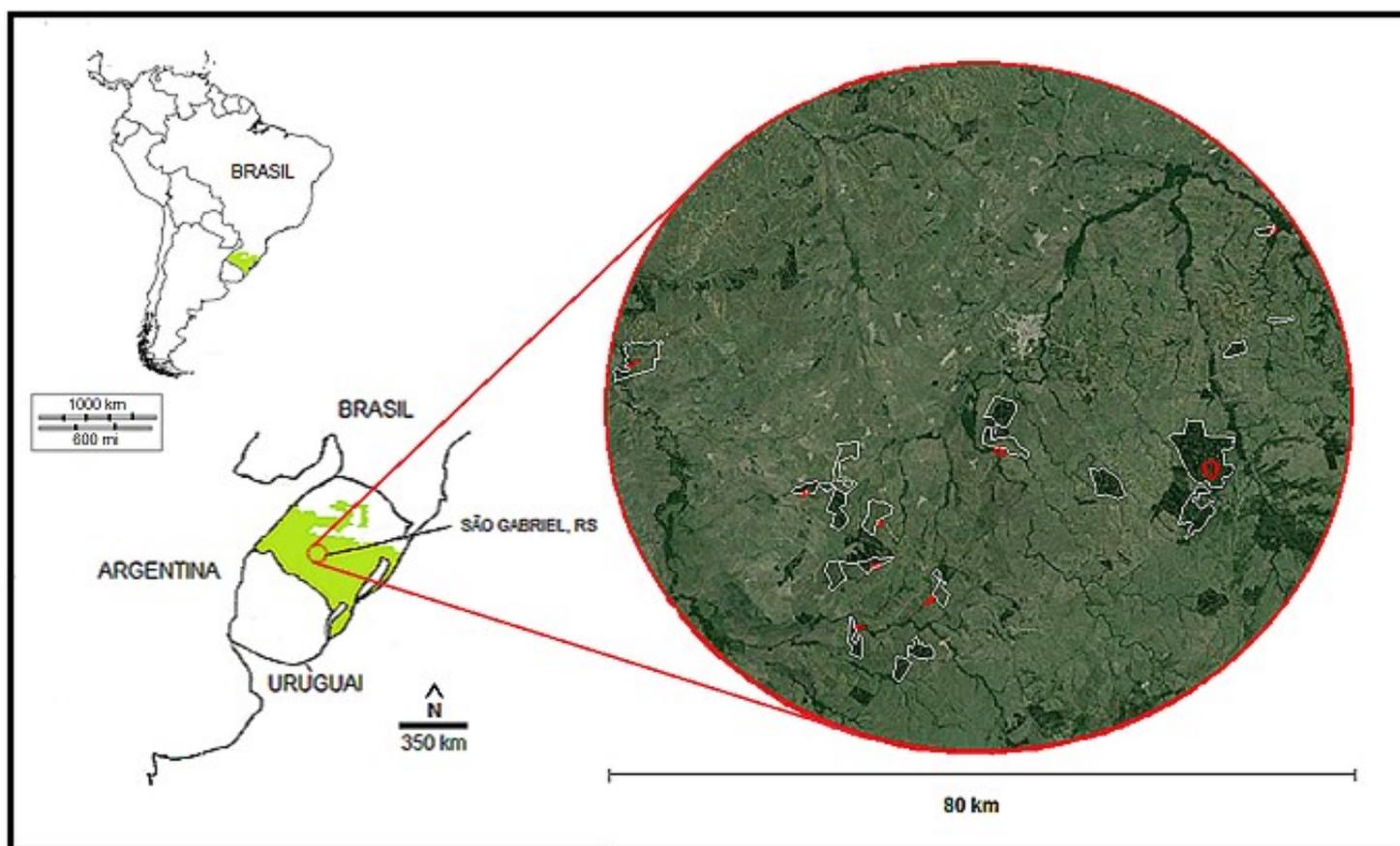


Figura 1: Área de estudo: Hortos de *Eucalyptus* sp. e matas ripárias nativas amostrados, representados respectivamente pelos polígonos brancos e vermelhos.

AMOSTRAGEM DA AVIFAUNA

Foram selecionados, através de sorteio, 11 talhões de *Eucalyptus* sp. em Estágio Intermediário de desenvolvimento (EUCI) com 2 a 4 anos (Figura 2), 11 em Estágio Tardio de desenvolvimento (EUCT) com 5 a 8 anos (Figura 3) e 11 porções de Matas Ripárias Nativas (MATA) (Figura 4) do entorno dos hortos. Em cada uma das 33 áreas, foram selecionados, em média 3 pontos de escuta, totalizando em 99 unidades amostrais. A categorização em duas idades de *Eucalyptus* sp. foi devido às diferenças nas características do plantio em torno do quarto ano de desenvolvimento, onde o *Eucalyptus* sp. começa a ultrapassar a MATA em altura (~10 m), e a estrutura do estrato inferior do plantio se torna mais simplificada. Ambientes de MATA não foram classificados por categorias, pois apesar das porções mais próximas dos talhões de *Eucalyptus* sp. (normalmente a parte amostrada) apresentarem dimensões (largura e área) distintas, o que influencia na composição de espécies de aves (Ocampo-Peñula & Etter, 2013), estas formações florestais nativas estavam sempre conectadas a porções mais extensas do mesmo ambiente. Para reduzir a influência do efeito de borda (McIntyre, 1995) foram selecionadas apenas matas ripárias com no mínimo 120 m de largura. Foram realizadas contagens de aves a partir de pontos fixos com raio de 50 metros (Bibby *et al.*, 1992), distantes 200 m entre si de forma a evitar contagem dupla dos mesmos indivíduos (Anjos *et al.*, 2010). A classificação taxonômica das espécies de aves seguiu a lista do Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos (CBRO, 2014). As amostragens foram realizadas em Outubro/Novembro de 2013 e Dezembro de 2014, correspondendo ao período reprodutivo da maioria das aves no Hemisfério Sul (Belton, 1994). Cada ponto foi amostrado apenas uma vez, durante dez minutos, e toda ave vista ou ouvida foi considerada um contato (Ralph *et al.*, 1995; Aleixo & Vielliard, 1995). As amostragens ocorreram apenas no turno da manhã, dez minutos após o nascer do sol,

prolongando-se por até 3 horas. O número de pontos em cada local dependeu do tamanho do mesmo, definindo-se um mínimo de dois e máximo de quatro pontos amostrais por talhão, sendo o mesmo esforço realizado nas áreas de MATA. Com o objetivo de diminuir a influência do horário nas amostragens, foi procurado alternar a ordem em que os ambientes eram amostrados diariamente (MATA-EUCI-EUCT, EUCI-EUCT-MATA e EUCT- MATA-EUCI), e mais de uma área pôde ser amostrada por dia.

VARIÁVEIS AMBIENTAIS

Como variáveis ambientais, foram utilizados os estágios de desenvolvimento do *Eucalyptus* sp. em cada talhão amostrado e as porcentagens de cobertura dos ambientes do seu entorno. Estas informações foram obtidas através de mapas cadastrais cedidos pela empresa proprietária dos hortos florestais.



Figura 2: Exemplo de talhão de *Eucalyptus* sp. em Estágio Intermediário (EUCI) de desenvolvimento.



Figura 3: Exemplo de talhão de *Eucalyptus* sp. em Estágio Tardio (EUCT) de desenvolvimento.



Figura 4: Exemplo de Mata Ripária Nativa (MATA) amostrada. São Gabriel, RS, Brasil.

Para obter as variáveis de uso do solo no entorno dos talhões, e posteriormente verificar se influenciam na riqueza das assembleias de aves, foram utilizados *buffers* de 200, 300 e 500 metros a partir do perímetro de cada talhão amostrado. A categorização destes ambientes foi realizada através de imagens de satélite (GoogleEarthPro 2015), juntamente com informações obtidas em campo. Os ambientes foram classificados em cinco categorias: Eucaliptal (EUC), plantios de *Eucalyptus* sp. em diversos estágios de desenvolvimento; Remanescente campestre (RCAM), vegetação campestre original mantida como hábitat linear no interior dos hortos, associados à presença de água; Agropecuária (AGRO), cultivos agrícolas (soja e arroz) e áreas de pastagem; Mata ripária (MATA), porções com vegetação florestal nativa secundária ou que sofreram cortes seletivos e Outros (OUT), linhas de transmissão de energia, corpos d'água (açude e barragem), estradas e construções. Utilizou-se o software ArcGis 10.2, para estimar a porcentagem de cobertura de cada ambiente nos diferentes *buffers* (Anexo 1).

ANÁLISE DE DADOS

Com o objetivo que explorar de que forma as unidades amostrais se distribuem espacialmente, quando considerada a composição da assembleia de aves, foi feita uma Análise de Coordenadas Principais (PCoA), utilizando distância euclidiana, através do programa Rstudio (R Core Team, 2013).

A partir de uma tabela de presença/ausência de espécies, foi calculada a diversidade beta entre os ambientes, utilizando o índice de dissimilaridade de Jaccard, e estas diversidades foram particionadas entre os componentes de aninhamento e *turnover*, baseado em Baselga (2010). As análises foram realizadas no programa estatístico Rstudio (R Core Team, 2013), utilizando o pacote “betamult”. A análise de diversidade beta levando em consideração a abundância de espécies não foi realizada, pois Baselga (2013) sugere que este tipo de análise seja feita apenas para organismos sésseis e objetos de estudo que não haja dificuldades na detecção dos indivíduos.

Para verificar se as variáveis ambientais do entorno dos talhões, medidas em porcentagem de cobertura do solo, influenciam na riqueza de espécies de aves do eucaliptal, foram realizadas regressões múltiplas para cada *buffer* (200, 300 e 500 metros), através do software Rstudio (R Corer Team, 2013).

RESULTADOS

Somando as amostragens dos três ambientes (EUCI, EUCT e MATA), ocorreram 514 contatos de aves, pertencentes a 72 espécies e distribuídos em 28 famílias (Tabela 1). Em EUCI foram encontradas 25 espécies, sendo duas [*Serpophaga subcristata* (Vieillot, 1817), *Sporagra magellanica* (Vieillot, 1805)] apenas neste estágio. No EUCT registrou-se 22 espécies, sendo cinco [*Chlorostilbon lucidus* (Shaw,

1812), *Milvago chimachima* (Vieillot, 1816), *Molothrus bonariensis* (Gmelin, 1789), *Piranga flava* (Vieillot, 1822) e *Rupornis magnirostris* (Gmelin, 1788)] apenas neste. A maior riqueza observada foi em MATA, com 62 espécies, 40 delas encontradas apenas neste ambiente.

Tabela 1: Composição de espécies de aves, número médio e o número bruto de contatos por ambiente; Mata Ripária Nativa (MATA), Talhão Intermediário (EUCI) e Talhão Tardio (EUCT). A nomenclatura e a ordem taxonômica seguem CBRO (2014).

Famílias/Espécies	(385)MATA	(87)EUCI	(42)EUCT
CRACIDAE			
<i>Penelope obscura</i>	0,09	-	-
CATHARTIDAE			
<i>Cathartes aura</i>	0,09	-	-
ACCIPITRIDAE			
<i>Rupornis magnirostris</i>	-	-	0,09
COLUMBIDAE			
<i>Patagioenas picazuro</i>	0,27	0,09	0,27
<i>Patagioenas cayennensis</i>	0,27	-	-
<i>Zenaida auriculata</i>	0,27	-	-
<i>Leptotila verreauxi</i>	2,64	0,55	0,36
CUCULIDAE			
<i>Coccyzus melacoryphus</i>	0,55	-	-
TROCHILIDAE			
<i>Chlorostilbon lucidus</i>	-	-	0,09
<i>Hylocharis chrysura</i>	0,27	-	-
<i>Stephanoxis lalandi</i>	0,18	-	-
TROGONIDAE			
<i>Trogon surrucura</i>	0,27	-	-
PICIDAE			
<i>Picumnus temminckii</i>	0,09	-	-
<i>Veniliornis spilogaster</i>	0,36	0,09	-
<i>Colaptes melanochloros</i>	-	0,09	0,09
FALCONIDAE			
<i>Milvago chimachima</i>	-	-	0,27
THAMNOPHILIDAE			
<i>Dysithamnus mentalis</i>	0,18	-	-
<i>Thamnophilus caerulescens</i>	1,18	-	-
<i>Mackenziaena severa</i>	0,09	-	-
CONOPOPHAGIDAE			
<i>Conopophaga lineata</i>	0,09	-	-
DENDROCOLAPTIDAE			

<i>Sittasomus griseicapillus</i>	0,09	-	-
<i>Lepidocolaptes angustirostris</i>	0,18	-	-
FURNARIIDAE			
<i>Furnarius rufus</i>	0,09	0,09	-
<i>Synallaxis frontalis</i>	0,64	0,09	-
<i>Syndactyla rufosuperciliata</i>	0,82	-	-
<i>Cranioleuca obsoleta</i>	0,09	-	-
PIPRIDAE			
<i>Chiroxiphia caudata</i>	0,09	-	-
TITYRIDAE			
<i>Pachyramphus viridis</i>	0,09	-	-
<i>Pachyramphus polychopterus</i>	0,27	0,18	0,09
RHYNCHOCYCLIDAE			
<i>Phylloscartes ventralis</i>	0,27	-	-
<i>Poecilatriccus plumbeiceps</i>	1,00	0,09	-
TYRANNIDAE			
<i>Euscarthmus meloryphus</i>	0,64	-	-
<i>Camptostoma obsoletum</i>	0,36	-	-
<i>Elaenia spectabilis</i>	0,09	-	-
<i>Elaenia parvirostris</i>	0,45	0,18	-
<i>Elaenia mesoleuca</i>	0,55	-	-
<i>Elaenia obscura</i>	0,18	-	-
<i>Serpophaga subcristata</i>	-	-	-
<i>Myiarchus swainsoni</i>	1,00	0,18	0,27
<i>Pitangus sulphuratus</i>	0,64	0,18	-
<i>Myiodynastes maculatus</i>	0,09	0,27	-
<i>Empidonomus varius</i>	0,18	-	-
<i>Myiophobus fasciatus</i>	0,27	-	-
<i>Lathrotriccus euleri</i>	0,36	-	-
<i>Knipolegus cyanirostris</i>	0,18	-	-
<i>Tyrannus melancholicus</i>	0,09	0,27	-
VIREONIDAE			
<i>Cyclarhis gujanensis</i>	0,55	0,09	0,09
<i>Vireo chivi</i>	1,27	0,18	0,18
CORVIDAE			
<i>Cyanocorax caeruleus</i>	0,09	-	0,09
TROGLODYTIDAE			
<i>Troglodytes musculus</i>	0,27	0,55	0,09
TURDIDAE			
<i>Turdus leucomelas</i>	-	0,36	0,18
<i>Turdus rufiventris</i>	1,45	0,36	0,36
<i>Turdus amaurochalinus</i>	2,55	0,82	0,27
<i>Turdus albicollis</i>	0,27	-	0,09
PASSERELLIDAE			

<i>Zonotrichia capensis</i>	1,64	1,64	0,18
PARULIDAE			
<i>Setophaga pitiayumi</i>	2,64	-	-
<i>Geothlypis aequinoctialis</i>	0,45	-	-
<i>Basileuterus culicivorus</i>	1,18	0,73	0,27
<i>Myiothlypis leucoblephara</i>	2,18	0,09	-
ICTERIDAE			
<i>Cacicus chrysopterus</i>	0,27	-	0,09
<i>Agelaioides badius</i>	0,09	-	-
<i>Molothrus bonariensis</i>	-	-	0,09
THRAUPIDAE			
<i>Stephanophorus diadematus</i>	0,73	-	-
<i>Paroaria coronata</i>	0,27	0,09	-
<i>Lanio cucullatus</i>	-	0,55	0,09
<i>Saltator similis</i>	2,27	-	-
<i>Saltator aurantiirostris</i>	1,18	-	-
<i>Poospiza nigrorufa</i>	0,09	-	-
CARDINALIDAE			
<i>Cyanoloxia brissonii</i>	-	-	0,18
<i>Piranga flava</i>	0,27	-	-
FRINGILLIDAE			
<i>Euphonia chlorotica</i>	0,09	-	-
<i>Sporagra magellanica</i>	-	0,09	-

A espécie *Mackenziaena severa* (Lichtenstein, 1823), encontrada em ambiente de MATA, foi a única presente na lista vermelha das aves ameaçadas do Rio Grande do Sul (Rio Grande do Sul, 2014), classificada como vulnerável à extinção.

A avaliação da suficiência amostral foi feita através da comparação da riqueza esperada [estimador Chao1 – programa EstimateSWin9.1.0 (Colwell, 2013)] com a riqueza observada, mostrando que foi detectado cerca de 65% das espécies de aves esperadas nos EUCI-EUCT e 75% das espécies esperadas na MATA.

Com base na Análise de Coordenadas Principais das unidades amostrais (Figura 5), considerando a composição das assembleias de aves, foi observado um evidente agrupamento das unidades amostrais de MATA, enquanto as unidades amostrais de EUCI e EUCT se apresentaram mais dispersas.

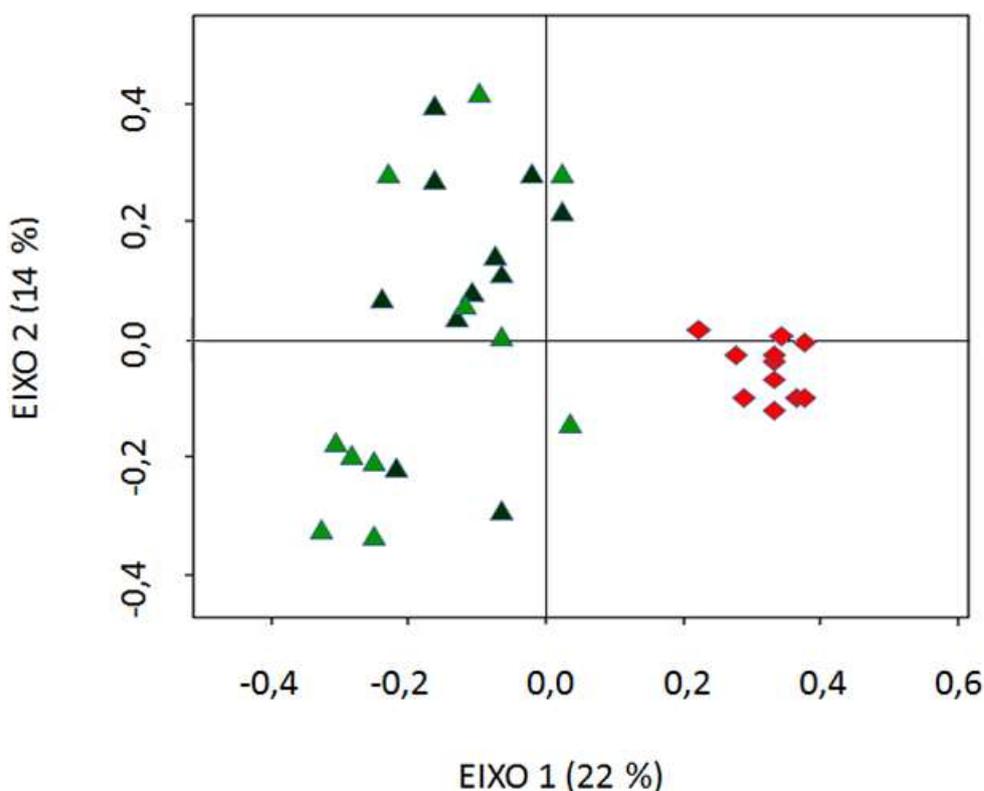


Figura 5. Diagrama de ordenação do primeiro e segundo eixos da Análise de Coordenadas Principais demonstrando o arranjo das unidades amostrais considerando a composição de espécies de aves; EUCI (▲), EUCT (▲) e MATA (◆).

Através da análise de diversidade beta entre as unidades amostrais dos ambientes, considerando a composição das assembleias de aves, o maior valor encontrado foi de 97% quando relacionados os três ambientes (EUCI, EUCT e MATA), sendo quase toda esta diversidade causada por *turnover* (92%) (Tabela 2). O mesmo ocorreu quando comparados EUCI e EUCT, porém com a menor diversidade beta (56%), mostrando, como esperado, que há maior semelhança da composição da assembleia de aves entre estes ambientes. Quando relacionados EUCI e MATA, obteve-se uma diversidade beta com contribuições semelhantes de aninhamento (34%) e *turnover* (38%). Entre EUCT e MATA, o componente que mais contribuiu para a diversidade beta das assembleias foi o *turnover* (53%), enquanto o aninhamento contribuiu com apenas 27%. Estes resultados demonstram que a similaridade entre as

assembleias de aves dos talhões de *Eucalyptus* sp. e da mata ripária nativa é baixa, tendendo a diminuir com o desenvolvimento do plantio.

Tabela 2: Diversidades beta entre os ambientes (TOTAL), porcentagens de aninhamento (JNE) e *turnover* (JTU) destas diversidades e os desvios-padrão, na análise multi-sítios, baseados na composição de espécies de aves amostradas nos anos de 2013 e 2014.

	EUCI/EUCT/MATA	EUCI/EUCT	EUCI/MATA	EUCT/MATA
JTU	0,92±0,03	0,53±0,03	0,34±0,02	0,53±0,02
JNE	0,05±0,02	0,03±0,02	0,38±0,03	0,27±0,01
TOTAL	0,97±0,01	0,56±0,00	0,72±0,01	0,80±0,01

Com o objetivo de verificar mudanças nas relações de aninhamento e *turnover* quando consideradas apenas as espécies de aves mais relacionadas com os ambientes florestais, através da classificação de Stotz *et al.*, (1996), foram excluídas as espécies que ocupam principalmente áreas abertas e ambientes de borda de floresta. Foram elas: *Troglodytes musculus* (Naumann, 1823), *Lanio cucullatus* (Statius Muller, 1776), *Paroaria coronata* (Muller, 1776), *Geothlypis aequinoctialis* (Gmelin, 1789), *Agelaioides badius* (Vieillot, 1819), *Cathartes aura* (Linnaeus, 1758), *Zenaida auriculata* (Des Murs, 1847), *Milvago chimachima* (Vieillot, 1816), *Zonotrichia Capensis* (Statius Muller, 1776), *Sporagra magellanica* (Vieillot, 1805) e *Furnarius rufus* (Vieillot, 1816).

Com a exclusão destas espécies “não florestais”, a diversidade beta entre os ambientes aumentou, se mantendo a mesma apenas na relação que considera os três ambientes juntos (Tabela 3). Além do aumento da diversidade beta entre os ambientes, *turnover* contribuiu quase que completamente para estas diversidades, mostrando que as assembleias de aves florestais em MATA, EUCI e EUCT são muito distintas, e as espécies que estavam contribuindo para a maior semelhança das assembleias eram as mais relacionadas a ambientes abertos e de borda florestal.

Tabela 3: Diversidades beta entre os ambientes (TOTAL), porcentagens de aninhamento (JNE) e *turnover* (JTU) destas diversidades e os desvios padrão, na análise multi-sítios, baseados na composição de espécies de aves amostradas nos anos de 2013 e 2014. Excluídas espécies “não florestais”.

	EUCI/EUCT/MATA	EUCI/EUCT	EUCI/MATA	EUCT/MATA
JTU	0,92±0,02	0,92±0,02	0,88±0,02	0,89±0,02
JNE	0,05±0,01	0,04±0,02	0,07±0,02	0,06±0,02
TOTAL	0,97±0,01	0,96±0,00	0,95±0,01	0,95±0,01

Na regressão linear múltipla, realizada com o intuito de verificar se a riqueza de espécies nos talhões de *Eucalyptus* sp. é influenciada pelos ambientes do entorno destes talhões, mostrou que MATA foi o único ambiente relacionado ($P=0,03$), nos *buffers* de 500 metros (Tabela 4), corroborando com a hipótese de que quanto maior a presença de MATA (ambiente fonte de espécies florestais), maior seria a riqueza da assembleia, porém a explicação total do modelo não foi significativa ($P= 0,11$). Nos modelos de 200 e de 300 metros, nenhuma das variáveis apresentaram significância para o modelo gerado.

Tabela 4. Regressão múltipla considerando a riqueza de espécies de aves no *Eucalyptus* sp. e a proporção da cobertura de solo dos ambientes do entorno dos talhões, em buffers de 200m, 300m e 500m.

	200m				300m				500m			
	Estim.	Std. E	T-value	P	Estim.	Std.E	T-value	P	Estim	Std-E	T-value	P
OUTROS	0.17	0.06	0.02	0.97	0.81	4.82	0.16	0.08	0.24	0.11	2.09	0.06
RCAM	0.29	0.16	1.77	0.09	0.28	0.16	1.69	0.11	0.05	0.09	0.52	0.60
AGRO	-0.02	0.07	-0.03	0.75	-0.00	0.08	-0.49	0.09	0.02	0.03	0.07	0.94
EUC	0.01	0.12	0.13	0.89	0.02	0.13	0.20	0.08	0.08	0.04	0.20	0.84
MATA	0.03	0.08	0.47	0.64	0.01	0.06	0.30	0.07	0.21	0.08	2.36	0.03*

* significância $P<0,05$

DISCUSSÃO

Plantios de *Eucalyptus* sp. com sub-bosque não manejado e denso podem manter um grande número de espécies de aves (Willis 2003), enquanto o manejo do sub-bosque em monoculturas pode levar a riquezas inferiores (Kwok & Corlet, 2000, Zurita *et al.* 2006; Marsden *et al.*, 2001). Jacoboski *et al.* (2015) encontraram 51 espécies de aves utilizando talhões de *Eucalyptus* sp. não manejados no sul do Brasil, enquanto no presente trabalho foi observado apenas 33 espécies de aves nos plantios exóticos sem sub-bosque.

A ausência de sub-bosque faz com que a disponibilidade de recursos seja reduzida, permitindo a presença de um número seletivo de espécies (Petit *et al.*, 1999; Kwok & Corlett, 2000). Além da baixa oferta de recursos, segundo Kraft *et al.* (2015), a presença de algumas espécies pode acabar inibindo ou impossibilitando, através de competição ou predação, a presença de outras espécies que ocupam nichos semelhantes ou que servem como recurso, fazendo que a riqueza de espécies nos eucaliptais seja ainda mais baixa.

A presença de nidificação de algumas espécies de aves, como *Pitangus sulphuratus* e *Turdus* sp., em talhões de *Eucalyptus* sp. amostrados, pode estar representando esta exclusão de espécies menos competitivas, já que segundo Belton (1994) são aves territorialistas. A presença de aves de rapina, como *Rupornis magnirostris* (Gmelin, 1788) e *Milvago chimachima* (Leach, 1920) (encontrado predando filhote de ave em plantio de *Eucalyptus* sp. em EUCT) pode ter grande importância na baixa riqueza de espécies de aves, devido à predação. Estes fatores podem ter sido fundamentais para o resultado encontrado, em que a composição de espécies de aves presentes em talhões de *Eucalyptus* sp. em diferentes estágios de desenvolvimento são mais semelhantes entre eles do que comparados com a

composição da assembleia de aves presentes na floresta ripária nativa, corroborando com a hipótese estabelecida e com Filloy & Bellocq (2007), que afirmam que ambientes mais homogêneos possuem assembleias de aves mais similares.

A hipótese de que seria encontrado um maior aninhamento de espécies de aves entre o EUCT e MATA, quando comparado com EUCI e MATA, foi rejeitada. Esta hipótese estava baseada em Jacoboski *et al.* (2015), que observou que quanto mais desenvolvido o talhão de *Eucalyptus* sp., maior o número de espécies de aves, provenientes da porção de mata nativa adjacente, que conseguiram utilizar o plantio antrópico, diminuindo a diversidade beta entre os ambientes. Quando o sub-bosque não é manejado, como no trabalho acima citado, o plantio se torna mais complexo e semelhante ao ambiente nativo adjacente. Segundo MacArthur & MacArthur (1961) o sub-bosque fornece além de uma grande variedade e disponibilidade de recursos alimentares, refúgios e locais para nidificação permitindo que um maior número de espécies de aves utilize a gama de recursos disponíveis. No presente estudo, o maior compartilhamento de espécies de aves foi entre EUCI e MATA. Com o manejo do sub-bosque, o estágio de desenvolvimento que parece ter maior complexidade ambiental é EUCI, onde a presença de matéria seca (galhos) no sub-bosque pode criar a possibilidade da presença de recursos alimentares (ex. insetos) para as aves e dificultar a visão das espécies predadoras, além de que a altura das plantas em EUCI (ca. 10 m) era semelhante à MATA, enquanto EUCT continha plantas atingindo cerca de 20 metros de altura. Resultados semelhantes foram encontrados por Armstrong & Hensberg (1994) em plantios de *Pinnus radiata* comparado à mata riparia nativa no sul da África, porém o sub-bosque estava preservado.

A presença de espécies aves, características de borda de floresta, no interior da mata ripária nativa, pode ter relação com a presença de gado em algumas unidades

amostrais deste ambiente, pois segundo Dufour-Dror (2007) e Michels *et al.* (2012), estes animais geram uma simplificação da estrutura vegetacional, e como encontrado por Casas (2015), algumas espécies de áreas abertas e de borda de floresta podem acabar utilizando este ambiente alterado, como por exemplo, no presente trabalho: *P. coronata*, *F. rufus* e *A. badius*. Sendo assim, sem a presença do gado em algumas unidades amostrais, seria esperado que o *turnover* contribuísse ainda mais na diversidade beta entre os ambientes, tornando-os mais distintos entre si.

Na análise de diversidade beta com exclusão de espécies de aves predominantemente encontradas em ambientes abertos e de borda de florestas, baseado em Stotz *et al.* (1996), nos permitiu verificar que as espécies que estavam presentes na silvicultura com manejo de sub-bosque eram principalmente estas espécies mais generalistas de habitat, já que após a exclusão, praticamente toda a diversidade beta entre os ambientes foi gerada por *turnover*, mostrando que são poucas as espécies tipicamente de interior de floresta que estavam presentes nos talhões de *Eucalyptus* sp, dentre elas: *Turdus albicollis* (Vieillot, 1818) e *Cacicus chrysopterus* (Vigors, 1825).

Dias *et al.* (2013) observaram que plantios de *Eucalyptus* sp. em estágio inicial de desenvolvimento (~2 anos), são ocupados principalmente por espécies de aves de ambientes abertos e de borda de floresta, e sugeriu que com o desenvolvimento do plantio a assembleia de aves seria substituída por espécies de aves florestais e de borda. Esta conclusão parece fazer sentido apenas se o sub-bosque for preservado, caso contrário, as espécies de áreas abertas e de borda continuarão dominando a composição das assembleias destes ambientes silviculturais.

Quando uma monocultura pode promover a ocorrência de espécies de aves nativas, as condições ambientais podem afetar negativamente a performance de ocupação destas espécies; monoculturas de florestas são mais efetivas à ocupação de

espécies de aves florestais quando os plantios se localizam em áreas dominadas por florestas nativas, ao contrário de quando os plantios são realizados em locais com predominância de gramíneas (Filloy *at al.*,2010). Confirmando a hipótese, os resultados encontrados na regressão múltipla mostram que a riqueza da assembleia de aves é superior em plantios de *Eucalyptus* sp. com maior cobertura de vegetação florestal ripária em seu entorno.

O valor significativo para a variável MATA, apenas para *buffers* de 500 metros, pode ter relação com a estrutura da paisagem, que em certos locais amostrados, as porções contínuas de MATA estavam a distâncias superiores a 300 metros dos talhões, e nos *buffers* inferiores estavam sendo representados principalmente por manchas florestais pequenas não amostradas. Desta forma, não foi utilizado como variável ambiental a distância entre os ambientes naturais e antrópicos, pois porções de MATA não amostradas poderiam representar uma falsa distância entre os ambientes, já que diversas espécies, segundo Guevara & Laborde (1993), utilizam os elementos florestais da paisagem para deslocamento.

CONCLUSÕES

Em ambiente com matriz campestre, as espécies de aves que utilizam o plantio de *Eucalyptus* sp. em estágios intermediários e tardios de desenvolvimento, com manejo total de sub-bosque, são principalmente as espécies caracteristicamente de áreas abertas e de borda de floresta. As florestas ripárias adjacentes aos plantios não são semelhantes em termos de composição de espécies de aves, sendo que a maior parte da diversidade beta é gerada por substituição de espécies. A presença de ambiente florestal nativo no entorno dos plantios comerciais de *Eucalyptus* sp. influenciam a riqueza da assembleia de aves deste ambiente antrópico.

REFERÊNCIAS

- Aleixo, A. & Vielliard, J. M .E., 1995. Composição e dinâmica da comunidade de aves da Mata de Santa Genebra, Campinas, SP. **Revista Brasileira de Zoologia** 12: 493-511.
- 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., 2010. Bird species abundance–occupancy patterns and sensitivity to forest fragmentation: Implications for conservation in the Brazilian Atlantic forest. **Biological Conservation** 144: 2213-2222.
- Azpiroz A. B., Isacch J. P., Dias R. A., Di Giacomo A. S., Fontana C. S. & Palarea C. M. 2012. Ecology and conservation of grassland birds in southeastern South America: A review. **Journal of Field Ornithology** 83(3): 217-246
- Baselga, A., 2010. Partitioning the turnover and nestedness components of beta diversity. **Global Ecology and Biogeography** 19: 134-143.
- Baselga, A., 2013. Separating the two components of abundance-based dissimilarity: balanced changes in abundance vs. abundance gradients. **Methods in Ecology and Evolution**. 4: 552-557
- Belton W, 1994. **Aves do Rio Grande do Sul: distribuição e biologia**. São Leopoldo: Ed. UNISINOS. 584p.
- Bencke, G. A., 2009. Diversidade e conservação as fauna dos Campos do Sul do Brasil. In: **Campos Sulinos** (Pillar, V. D. P.; Müller, S. C.; Castilhos, Z. M. S. & Jacques, A. V. À., eds.), PP: 101-121. Ministério do Meio Ambiente, Brazil.
- Bibby, C.J.; Burgess, N.D. & Hill, D.A., 1992. **Bird census techniques**. Academic Press. London.

Brown J. D.; Robinson S. K. & Thompson F. R., 2001. The role of disturbance in the ecology and conservation of birds. **Annual Review in Ecology and Systematics** 32: 251-276.

Carrere, R. & Lohmann, L. 1996. **Pulping the South: industrial tree plantations and the global paper economy**. London, WRM/Zed Books.280.

Casas, G., 2015. Padrões de diversidade de aves e rede de interação mutualística ave-planta em mosaico floresta-campo. Tese de doutorado. PPGEcól/UFRGS.

Castilhos, Z. M. S.; Machado, M. D. & Pinto, M. F., 2009. Produção animal com conservação da flora campestre do Bioma Pampa. In: Pillar, V. P.; Müller, S. C.; Castilhos, Z. M. S. & Jacques, A. V. A. eds. **Campos Sulinos: Conservação e Uso Sustentável da Biodiversidade**. Brasília, Ministério do Meio Ambiente, p. 199-205.

CBRO, 2014. Comitê Brasileiro de Registros ornitológicos. **Lista das Aves do Brasil**. Disponível em: <<http://www.cbro.org.br/CBRO/pdf/AvesBrasil2014.pdf>>.

Chesson, P., 2000. Mechanisms of maintenance of species diversity. **Annual Review of Ecology and Systematics** 31: 343–366.

Colwell, R. K., 2013. EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples, version 9.1.0. Available online at <http://purl.oclc.org/estimates>.

Cordeiro J. L. P. & Hasenack H., 2009. Cobertura vegetal atual do Rio Grande do Sul. In: Pillar, V. P. (Eds). **Campos Sulinos: Conservação e Uso Sustentável da Biodiversidade** – Brasília: MMA.

Dias, R. A.; Bastazini, V.; Gonçalves, M.; Bonow, F. & Müller, S.C., 2013. Shifts in composition in avian communities related to temperate-grassland afforestation in southeastern South America. **Iheringia, Série Zoologia** 103(1) :12-19.

Dufour-Dror, J. M., 2007. Influence of cattle grazing on the density of oak seedlings and saplings in a Tabor oak Forest in Israel. **Acta Oecologica** 31: 223-228. doi:10.1016/j.actao.2006.11.003.

EMATER/RS (Associação Rio-Grandense de Empreendimentos de Assistência Técnica e Extensão Rural) 2013. **Área técnica de sistemas de produção vegetal**. Disponível em: <http://www.emater.tche.br/site/area/silvicultura.php>. Acesso em 12 de junho de 2014.

(FZB/RS) Fundação Zoobotânica do

FAO, 2010. Food and Agriculture Organization of the United Nations. Planted Forests. Disponível em: <http://www.fao.org/forestry/plantedforests/en/>.

Filloy, J., & Bellocq, M. I., 2007. Patterns of bird abundance along the agricultural gradient of the Pampean region. **Agriculture, Ecosystem 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

Rio Grande do Sul, 2014. Lista das espécies ameaçadas de extinção no Rio Grande do Sul. Instrução Normativa N° 3. Decreto N° 51.797. Porto Alegre, Diário Oficial do Estado do Rio Grande do Sul, Secretaria do Meio Ambiente, 8 de setembro de 2014.

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.

Groom, M. J. & Vynne, C. H., 2006. Habitat degradation and loss. In: Groom, M. J.; Meffe, G. K. & Carroll, C. R. eds. **Principles of Conservation Biology**. Sunderland, Sinauer Associates, p.173-212.

Guevara, S. & Laborde, J., 1993. Monitoring seed dispersal at isolated standing trees in tropical pastures: consequence for local species availability. **Vegetatio** 107/108: 319-338.

Henwood, W. D., 2010. Toward a strategy for the conservation and protection of the world's temperate grasslands. **Great Plains Research** 20: 121-134.

IBGE (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística), 2004. **Mapa de Vegetação do Brasil**. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE. Disponível em: <http://www.ibge.gov.br/home/presidencia/noticias/21052004biomashtml.shtm>
Acesso em 21 junho de 2014.

Jacoboski L. I.; Mendonça-Lima A. & Hartz S. M., 2015. Structure of bird communities in eucalyptus plantations: nestedness as a pattern of species distribution. **Brazilian Journal of Biology** 76.4, 2016.

Kraft, N. J. B.; Adler, P. B.; Godoy, O.; James, E. C.; Fuller, S. & Levine, J. M. 2015. Community assembly, coexistence and the environmental filtering metaphor. **Functional Ecology** 29: 592-599.

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**, vol. 130, p. 227-234. [http://dx.doi.org/10.1016/S0378-1127\(99\)00178-4](http://dx.doi.org/10.1016/S0378-1127(99)00178-4).

Lachance, D. & Lavoie, C., 2005. The impact of peatland afforestation on plant and bird diversity in southeastern Québec. **Écoscience** 12(2): 161-171.

Lambeck, R. J., 1997. Focal Species: A Multi-Species Umbrella for Nature Conservation. Essays. **Conservation Biology** 11: 849-856.

Lantschner, M.; Rusch, V. & Peyrou, C., 2008. Bird assemblages in pine plantations replacing native ecosystems in NW Patagonia. **Biodiversity and Conservation** 17(5): 969-989.

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

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.

MacArthur, R. H. & MacArthur, J. W., 1961. On bird species diversity. **Ecology** 42: 594-598.

Marsden, S.J.; Whiffin, M. & Galetti, M., 2001. Bird diversity and abundance in forest fragments and eucalyptus plantations around a Brazilian Atlantic forest reserve. **Biodiversity Conservation**. 10: 737-751

Martin, T. G.; McIntyre, S.; Catterall, C. P. & Possingham, H. P., 2006. Is landscape context important for riparian conservation? Birds in grassy woodland. **Biological Conservation** 127: 201-214.

McIntyre, N. E., 1995. Effects of Forest patch size on avian diversity. **Landscape Ecology** 10(2): 85-99.

Michels, G. H.; Vieira, E. M. & de Sá, F. N., 2012. Short- and long-term impacts of an introduced large herbivore (Buffalo, *Bubalus bubalis* L.) on a neotropical seasonal Forest. **European Journal of Forest Research** 131:965-976. doi:10.1007/s10342-011-0568-3.

Ocampo-Peñula, N. & Etter, A., 2013. Contribution of different forest types to the bird community of a savanna landscape in Colombia. **Ornitologia Neotropical** 24: 35-53.

Overbeck, G. E.; Müller, S. C.; Fidelis, A.; Pfdadenhauer, J.; Pillar, V. D.; Blanco, C. C.; Boldrini, I.; Both, R. & Forneck E. D., 2007. Brazil's neglected biome: the South Brazilian Campos. **Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics** 9: 101-116.

Petit, L. J.; Petit, D. R.; Christian, D. G. & Powell, H. D. W., 1999. Bird communities of natural and modified habitats in Panama. **Ecography** 22: 292-304.

Pillar, V., and F. Quadros. (1997). Grassland-forest boundaries in southern Brazil. *Coenoses*. Retrieved February 2, 2015, from http://link.springer.com/chapter/10.1007/978-3-0348-8722-9_17.

Pulliam, H. R., 1988. Sources, sinks, and population regulation. **The American Naturalist** 132(5).

Qian, H., 2009. Global comparisons of beta diversity among mammals, birds, reptiles, and amphibians across spatial scales and taxonomic ranks. **Journal of Systematics and Evolution** 47: 509-514.

R Core Team. 2013. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Available from: <<http://www.R-project.org/>>.

Ralph, C. J.; Sauer, J. R. & Droece, S., 1995. Managing and monitoring birds using point counts: standards and applications. Pp. 161-169. In: Ralph, C. J., Sauer, J. R.; Droece, S. (eds.). *Monitoring bird populations by point counts*. **USDA Forest Service Gen. Tech. Rep. PSW-GTR-149**. Albany, CA.: USDA Forest Service.

Rodewald, A. D. & Bakermans, M. H, 2006. What is the appropriate paradigm for riparian fores conservation? **Biological conservation** 128: 193-200.

Stotz, D.F.; Fitzpatrick, J. W.; Parker, T. A. & Moskovits, D. K., 1996. Neotropical birds. Ecology and Conservation. **University Chicago Press**, Chicago.

Veloso, H. P.; Oliveira-Filho, L. C.; Vaz, A. M. S. F.; Lima, M. P. M.; Marquete, R. & Brazão, J. E. M., 1992. **Manual técnico da vegetação brasileira**. Manuais técnicos em geociências, 1. Rio de Janeiro: Secretaria de Planejamento, Orçamento e Coordenação, Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, Diretoria de Geociências, Departamento de Recursos Naturais e Estudos Ambientais. 91p.

Willis, E. O., 2003. Birds of eucalyptus woodlots in interior São Paulo. **Brazilian Journal of Biology** 63(1): 141-158.

WORLD RESOURCES 2000–2001. People and ecosystems: the fraying web of life. **World Resources Institute**, Washington, D.C.

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 and Ecology Management** 235: 164-173.

ANEXO

ANEXO 1. Porcentagem de cobertura do solo no entorno de cada talhão de *Eucalyptus* sp. amostrado, em diferentes *buffers* (200, 300 e 500 metros), medido a partir do perímetro dos talhões.

Buffers 200 metros					
	OUTROS	RCAM	AGROP	EUC	MATA
EUCI1	10,86	26,39	-	62,25	0,50
EUCI2	2,64	21,32	33,17	42,87	-
EUCI3	0,00	29,91	6,66	54,92	8,51
EUCI4	0,29	31,50	9,91	57,19	1,11
EUCI5	-	13,34	11,44	74,37	0,85
EUCI6	3,56	0,73	24,85	55,20	15,66
EUCI7	6,27	24,95	5,16	59,90	3,72
EUCI8	13,19	25,50	-	61,31	-
EUCI9	0,93	14,90	3,40	75,78	4,99
EUCI10	7,75	26,92	5,47	59,86	-
EUCI11	-	13,34	11,44	74,37	0,85
EUCT1	4,88	12,00	9,08	67,60	6,44
EUCT2	17,66	20,43	2,74	46,63	12,54
EUCT3	4,76	5,09	29,08	57,30	3,05
EUCT4	0,19	30,95	6,31	62,55	-
EUCT5	1,54	34,85	-	59,90	3,71
EUCT6	8,03	18,39	8,55	58,03	7,00
EUCT7	2,42	25,76	-	71,82	-
EUCT8	7,00	24,60	7,90	55,06	5,44
EUCT9	0,56	10,95	24,59	52,59	11,31
EUCT10	6,66	13,22	26,01	52,94	1,17
EUCT11	9,90	10,59	29,63	50,34	0,35
Buffers 300 metros					
	OUTROS	RCAM	AGROP	EUC	MATA
EUCI1	12,58	27,55	-	59,22	0,65
EUCI2	1,82	18,63	40,08	39,47	-
EUCI3	-	11,18	5,95	73,80	9,07
EUCI4	0,46	35,16	15,90	46,46	2,02
EUCI5	0,24	12,11	20,12	65,20	2,33
EUCI6	2,58	0,88	28,75	50,92	16,87
EUCI7	7,53	21,47	9,14	56,22	5,64
EUCI8	15,26	29,31	-	55,43	-
EUCI9	0,94	13,01	4,11	75,25	6,69
EUCI10	6,42	23,47	12,03	58,08	-
EUCI11	0,11	12,17	19,92	65,46	2,34
EUCT1	4,51	12,53	15,60	61,34	6,02
EUCT2	15,04	21,09	6,76	45,28	11,83
EUCT3	5,26	7,73	34,33	47,94	4,74
EUCT4	0,40	33,16	6,75	59,69	-
EUCT5	1,57	33,96	-	61,56	2,91
EUCT6	7,60	17,00	9,71	57,14	8,55
EUCT7	3,26	16,00	-	80,63	0,11
EUCT8	7,87	22,77	9,76	54,21	5,39
EUCT9	2,18	9,30	32,79	42,97	12,76
EUCT10	4,91	11,17	31,68	48,44	3,80

EUCT11	8,03	8,72	42,70	39,16	1,39
Buffers 500 metros					
	OUTROS	RCAM	AGROP	EUC	MATA
EUCI1	17,61	26,73	-	55,32	0,34
EUCI2	1,33	16,64	43,37	37,97	0,74
EUCI3	1,14	12,02	12,37	66,23	8,24
EUCI4	0,92	33,73	27,94	34,63	2,78
EUCI5	0,14	8,10	37,30	49,94	4,52
EUCI6	11,88	0,67	25,87	26,75	34,83
EUCI7	8,48	19,16	12,90	53,59	5,87
EUCI8	22,23	28,28	-	49,49	-
EUCI9	1,67	13,20	8,91	70,12	6,10
EUCI10	5,00	23,05	22,84	48,07	1,04
EUCI11	0,15	13,65	17,55	43,28	25,37
EUCT1	7,33	12,84	20,01	53,62	6,20
EUCT2	11,58	21,46	15,04	43,37	8,55
EUCT3	10,73	9,11	43,39	30,04	6,73
EUCT4	3,06	29,95	11,07	55,80	0,12
EUCT5	1,11	32,15	-	64,55	2,19
EUCT6	6,96	18,12	13,13	49,32	12,47
EUCT7	4,42	19,14	-	72,60	3,84
EUCT8	7,76	17,68	21,91	40,22	12,43
EUCT9	3,00	7,70	48,55	28,27	12,48
EUCT10	4,33	9,24	42,60	31,23	12,60
EUCT11	5,81	5,57	55,11	26,53	6,80