



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



Tese de Doutorado

**Respostas de comunidades de aves ao florestamento dos campos sulinos:  
integrando diversidade taxonômica, filogenética e funcional**

Lucilene Inês Jacoboski

Tese de Doutorado apresentada ao  
Programa de Pós-Graduação em Ecologia  
da Universidade Federal do Rio Grande  
do Sul como um dos pré-requisitos para a  
obtenção do título de Doutora em Ciências  
– ênfase em Ecologia.

Orientadora: Profa. Dra. Sandra Maria Hartz

Porto Alegre, fevereiro de 2018

**Respostas de comunidades de aves ao florestamento dos campos sulinos:  
integrando diversidade taxonômica, filogenética e funcional**

Lucilene Inês Jacoboski

Tese de Doutorado apresentada ao  
Programa de Pós-Graduação em Ecologia  
da Universidade Federal do Rio Grande  
do Sul como um dos pré-requisitos para a  
obtenção do título de Doutora em Ciências  
– ênfase em Ecologia.

Orientadora: Profa. Dra. Sandra Maria Hartz

Banca Examinadora:

Prof. Dr. Leandro da Silva Duarte (UFRGS)

Prof. Dr. Luiz dos Anjos (UEL)

Prof. Dr. Rafael Antunes Dias (UFPel)

Porto Alegre, fevereiro de 2018

## **Agradecimentos**

A elaboração e conclusão desta tese só foi possível devido ao auxílio e apoio de muitas pessoas que, de forma direta ou indireta estiveram presentes nesta caminhada. Dito isso, quero agradecer:

Primeiro a Deus pela saúde, proteção e por todos os sinais que me guiaram e guiam nas minhas escolhas de cada dia!

Ao PPG-Ecologia da Universidade Federal do Rio Grande do Sul pelo suporte e auxílio em questões burocráticas e logísticas. Deixo um agradecimento especial às funcionárias Silvana e Paula.

A CAPES pela concessão da bolsa de estudos.

A CMPC Celulose Riograndense pelo financiamento do meu projeto de doutorado que resultou na presente tese. Agradeço especialmente ao Elias Frank de Araújo, por todo auxílio com informações a cerca das áreas de estudo e pelo auxílio com a logística de campo.

A SERTEF especialmente aos vários técnicos que nos acompanharam durante a execução do trabalho de campo.

Aos meus colegas do Laboratório de Ecologia de Populações e Comunidades (Lepec) pelo convívio, amizade e pela troca de ideias. Agradeço especialmente a Bianca A. Maslak, Angelo Marcon Pezda e Jan Karel Félix Mähler pelo auxílio em campo e ao André Luza pela ajuda e esclarecimentos com as análises estatísticas.

A Raquel Klein Paulsen deixo um agradecimento especial pela ajuda em campo, com os mapas das áreas de estudo e principalmente pela parceria, amizade e alto astral! “*Menina sorriso*” tu deixaste meus campos bem mais animados!

A Ane Silva minha irmã de coração!

A minha orientadora e amiga Sandra Hartz! Muito obrigada pelo apoio, confiança e amizade! Muito obrigada por todo aprendizado ao longo destes seis anos!

Por fim quero agradecer a minha família, meus pais Mário e Maria e meus irmãos Estela, Leila e Ângelo por todo suporte e por todo amor e por tudo que me ensinaram! Aos pequenos da família, meus sobrinhos Paola, Gustavo e Analu que também me ensinam muitas coisas! Amo todos vocês e sou eternamente grata por todos os ensinamentos! Todos esses ensinamentos fizeram e fazem de mim uma pessoa melhor a cada dia! Amo vocês! Para vocês dedico esta tese!

## **RESUMO**

O florestamento dos campos do sul da América do Sul incluindo os campos do Pampa estão mudando a paisagem local e levando a mudanças nas populações de aves. O conhecimento sobre o efeito do florestamento sobre a avifauna dos campos do sul da América do Sul é bastante limitado à riqueza e composição de espécies. Além de preencher lacunas considerando diferentes índices para avaliar respostas das comunidades de aves ao florestamento dos campos (Capítulos 2 e 3), nesta tese nós também avaliamos se Áreas de Preservação Permanente localizadas dentro de plantações de eucalipto são funcionais para a avifauna local, fazendo uma comparação com áreas de campo pastejado (Capítulo 1). No capítulo 1 nós registramos uma diferença na composição de espécies entre as áreas devido principalmente às mudanças na altura e densidade da vegetação. Nos capítulos 2 e 3 nós avaliamos diferentes componentes da diversidade (taxonômica, filogenética e funcional) considerando possíveis efeitos do florestamento dos campos sobre estes. Nossos resultados demonstram respostas diferenciadas entre os componentes, enquanto o florestamento leva a uma redução na diversidade taxonômica, diversidade filogenética e funcional não demonstram respostas negativas. No capítulo 2 no entanto, nós observamos que o florestamento dos campos conduz a uma perda de distintividade evolutiva, beneficiando desta forma linhagens que se diversificaram recentemente. No capítulo 3 apesar da redução na diversidade taxonômica não houve uma redução na diversidade funcional em áreas plantadas. Já a associação de alguns atributos funcionais com as áreas pós-corte, indica a plasticidade de algumas espécies que retornam para essas áreas logo após o corte dos plantios. De modo geral nossos resultados indicam que a manutenção de mosaicos de campo de diferentes alturas maximiza a biodiversidade local de aves e destaca a importância da proteção de áreas campestres. Além disso, vimos que considerar diferentes componentes da diversidade que incorporam informações sobre as espécies são importantes pois podem

informar por exemplo, quantas extinções uma comunidade pode suportar até que funções importantes sejam perdidas, afetando assim a estabilidade dos ecossistemas.

Palavras-chave: florestamento, aves, conservação, diversidade filogenética, diversidade funcional

## **ABSTRACT**

The afforestation of southern grasslands of South America including the Pampa grasslands are changing the local landscape and leading to reduction of bird populations. Knowledge about the effect of afforestation on the avifauna of the southern South American grasslands is limited to richness and composition of species. In addition to filling gaps considering different indices to evaluate responses of the bird communities to the afforestation of the grasslands (Chapters 2 and 3), in this thesis we also evaluated whether Permanent Preservation Areas located within eucalyptus plantations are functional for the local avifauna, making a comparison with grazed grasslands areas (Chapter 1). In Chapter 1 we recorded a difference in species composition between areas due mainly to changes in height and density of vegetation. In chapters 2 and 3 we evaluated different components of diversity (taxonomic, phylogenetic, and functional), considering possible effects of grasslands afforestation on them. Our results demonstrate differentiated responses among components, while afforestation leads to a reduction in taxonomic diversity, phylogenetic and functional diversity do not demonstrate negative responses. In chapter 2 however, we observe that grasslands afforestation leads to a loss of evolutionary distinctiveness, thus benefiting species that have diversified recently. In chapter 3, despite the reduction in taxonomic diversity, there was no reduction in functional diversity in planted areas. Furthermore, the association of some functional traits with the post-cut areas indicates the plasticity of some species that return to these areas soon after cut the plantations. In general our results indicate that the maintenance of grasslands mosaics of different heights maximize the local biodiversity of birds and highlight the importance of the protection of grasslands areas. In addition, we have seen that considering different components of diversity that incorporate information on species is important because they can tell, for example, how many extinctions a community can support until important functions are lost.

Keywords: afforestation, birds, grasslands, phylogenetic diversity, functional diversity



## SUMÁRIO

**Introdução Geral** ..... 01

Referências bibliográficas ..... 06

### Capítulo 1

**Bird-grassland associations in protected and non-protected areas in southern Brazil** .. 12

Abstract ..... 13

Introduction ..... 13

Material and Methods ..... 15

Results ..... 18

Discussion ..... 22

Acknowledgments ..... 24

References ..... 25

### Capítulo 2

**Does afforestation of grassland ecosystems affect the phylogenetic structure of bird communities?**..... 29

Abstract ..... 30

Introduction ..... 31

Material and Methods ..... 35

Results ..... 40

Discussion ..... 46

Acknowledgments..... 49

References ..... 50

Supplementary material ..... 58

### Capítulo 3

<b>Como a diversidade funcional de comunidades de aves responde as mudanças causadas pelo florestamento de ecossistemas campestres?</b> .....	67
Resumo .....	68
Introdução .....	69
Material e métodos .....	71
Resultados .....	80
Discussão .....	83
Agradecimentos .....	88
Referências .....	88
Material suplementar .....	97
<b>Considerações finais</b> .....	103
Referências bibliográficas .....	108

## **Introdução geral**

Ecosistemas campestres estão entre os mais ameaçados em escala global devido à grande disparidade entre a perda de habitat e a baixa porcentagem de áreas protegidas (HOEKSTRA *et al.*, 2005). Tais ecossistemas abrigam alta biodiversidade e endemismos, além de fornecer serviços ecossistêmicos-chave, representando uma das áreas com alta prioridade de conservação na região Neotropical (COLLAR *et al.*, 1992; BENCKE, 2009; OVERBECK *et al.*, 2015). Tais ecossistemas sofrem forte pressão antrópica, devido principalmente as mudanças no uso do solo ocasionadas principalmente pela expansão de monoculturas (DEVELEY *et al.*, 2008; AZPIROZ *et al.*, 2012). Porém, esforços de conservação relacionados a esse ecossistema são relativamente baixos quando comparados com ecossistemas florestais (PARR *et al.*, 2014; OVERBECK *et al.*, 2015; VELDMAN *et al.*, 2015).

No Brasil, o grau de proteção dos campos é muito baixo (PILLAR e VÉLEZ, 2010). Considerando a área total do bioma Pampa, somente 3,3% estão protegidas dentro de unidades de conservação, sendo que 2,4% são unidades de proteção de uso sustentável e 0,9% de proteção integral (MMA, 2010). Até agora, a implementação de áreas protegidas, como a reserva legal e áreas de preservação permanente, também tem dado mais importância à conservação da vegetação florestal do que para a vegetação campestre (DEVELEY *et al.*, 2008). As medidas legais existentes para proteger a vegetação em propriedades privadas podem efetivamente evitar a conversão de campos nativos em outros usos, prevenindo a perda de biodiversidade campestre (OVERBECK *et al.*, 2007). No Brasil a porção mais representativa desse ecossistema está concentrada no estado do Rio Grande do Sul – bioma Pampa. Tradicionalmente os campos desse bioma eram usados exclusivamente para a pecuária, uma atividade que se gerida de forma adequada é compatível com a conservação da biodiversidade (DEVELEY *et al.*, 2008; ISACCH e CARDONI, 2011). Porém, nas últimas

décadas, cerca de metade da superfície originalmente coberta com campos no estado foi transformada em outros tipos de cobertura vegetal (OVERBECK *et al.*, 2007; PILLAR e VÉLEZ, 2010). Países vizinhos como Uruguai e Argentina também apresentam redução das áreas de campo nativo, os quais são contínuos com os campos do Rio Grande do Sul (AZPIROZ *et al.*, 2012; AZPIROZ e BLAKE, 2016). Tal redução do habitat na América do Sul está relacionada às mudanças no uso do solo. A atual expansão de monoculturas agrícolas (*Glycine max*, *Zea mays*) e arbóreas com espécies do gênero *Eucalyptus* e *Pinnus* (AZPIROZ *et al.*, 2012; CODESIDO *et al.*, 2013), representam uma ameaça para espécies de aves dependentes da vegetação campestre.

Uma das consequências dessas mudanças no uso do solo em ecossistemas campestres é o declínio de populações de aves (STOTZ *et al.*, 1996; VICKERY *et al.*, 1999; DONALD *et al.*, 2001). Esse declínio ocorre por que a estrutura das comunidades de aves é determinada por variações nas características dos habitats, especialmente da vegetação (FISHER e DAVIS, 2010; AZPIROZ e BLAKE, 2016). Monoculturas agrícolas ou florestais substituem totalmente a estrutura da vegetação local afetando a distribuição de populações de aves por reduzirem a disponibilidade de recursos importantes para nidificação e alimentação (FILLOY e BELLOCQ, 2007; CODESIDO *et al.*, 2008; CODESIDO *et al.*, 2012). Considerando as aves que dependem de ecossistemas campestres para sua sobrevivência no sul do Brasil, 19 espécies estão categorizadas em algum grau de ameaça em nível global ou regional (FONTANA e BENCKE, 2015). Porém os campos sulinos não são caracterizados somente por vegetação campestre. Manchas florestais restritas a zonas ripárias dentro desse ecossistema abrigam uma grande diversidade de aves e um *pool* diferenciado daquele encontrado nas áreas abertas do bioma. Assim além de visar apenas a conservação de espécies, é preciso reconhecer a conexão existente entre a diversidade biológica e o funcionamento dos ecossistemas campestres (compreendendo também as florestas ripárias), a

fim de preservar também os processos evolutivos e ecológicos responsáveis pela organização e pela diversidade estrutural dos campos (BENCKE, 2009).

Em virtude da rápida expansão de plantações florestais no Brasil, é necessário um incremento nos estudos, principalmente levando em conta diferentes facetas da diversidade que podem capturar diferentes processos na organização de comunidades de aves em resposta à prática da silvicultura (WILLIS, 2003; DIAS *et al.*, 2013). Considerando as plantações florestais no Pampa, pode-se inferir que o florestamento dos campos consiste em um filtro ambiental, permitindo a persistência de um estreito espectro de atributos (GOMEZ *et al.*, 2010). De fato, a tendência é de que tanto aves essencialmente campestres quanto especialistas florestais sejam extintas localmente, enquanto espécies que apresentam um caráter mais generalista passarão a ser encontradas com maior facilidade em florestas plantadas (DIAS *et al.*, 2013; JACOBOSKI *et al.*, 2016), limitando assim a ocorrência de determinadas linhagens ou atributos. A afinidade para habitats florestais ou campestres, demonstra que espécies intimamente relacionadas são mais propensas a compartilhar preferências de habitat (CORBELLI *et al.*, 2015). As limitações de uma espécie em ocupar um determinado habitat estão relacionadas a processos evolutivos, já que diferentes táxons evoluíram interagindo entre si e com o ambiente (WEBB *et al.*, 2002). Assim, as respostas das aves às alterações na paisagem podem ser influenciadas tanto pela sua história evolutiva, como pela combinação de atributos funcionais de cada uma das espécies (WEBB *et al.*, 2002; JACOBOSKI *et al.*, 2016).

Segundo CADOTE *et al.* (2011), preservar um alto nível de diversidade filogenética deve ser um objetivo prioritário na conservação, garantindo a manutenção dos processos ecológicos. Medidas de comunidades baseadas na diversidade filogenética e funcional podem ser ferramentas importantes para a conservação, pois permitem a identificação de espécies com atributos únicos e podem ser importantes para entender o efeito de mudanças no

funcionamento dos ecossistemas (TILMAN *et al.*, 1997; PETCHEY e GASTON, 2006; VERON *et al.*, 2017). Comunidades com maior diversidade filogenética teriam elevado potencial evolutivo para se adaptar a mudanças ambientais (MOUQUET *et al.*, 2012; VERON *et al.*, 2017). Já comunidades com maiores valores de diversidade funcional seriam mais estáveis e contribuiriam para a resiliência e a persistência dos ecossistemas em longo prazo (GUERRERO *et al.*, 2011; TRINDADE-FILHO *et al.*, 2012; NEWBOLD *et al.*, 2012).

Desta forma é importante analisar a relação entre modificações na paisagem e as diferentes facetas da biodiversidade (*i.e.* taxonômica, funcional e filogenética), já que estas podem responder de forma diferenciada às modificações (HIDASI-NETO *et al.*, 2012; FRISHKOFF *et al.*, 2014; CORBELLI *et al.*, 2015). Quantificar somente uma das facetas da biodiversidade pode levar a conclusões incompletas sobre processos em comunidades (SOBRAL e CIANCIARUSO, 2016). A relação entre respostas de aves e conversão de florestas nativas para outros usos do solo é amplamente estudada nesse aspecto (VOLPATO *et al.*, 2010; NEWBOLD *et al.*, 2012; EDWARDS *et al.*, 2015; PRESCOTT *et al.*, 2016), demonstrando que a intensificação e mudanças no uso do solo causam declínios notáveis nas diferentes facetas da diversidade de comunidades de aves em áreas convertidas. Porém, quando consideramos a conversão de ecossistemas campestres para outros usos do solo, a grande maioria dos estudos concentra-se em avaliar apenas a diversidade taxonômica (CODESIDO *et al.*, 2013; DIAS *et al.*, 2013; SILVA *et al.*, 2015; PHIFER *et al.*, 2016). Logo, outras facetas da diversidade podem ajudar a compreender e explicar respostas de comunidades de aves em paisagens modificadas em ecossistemas campestres.

### **Objetivo da tese**

O objetivo geral da tese é compreender como mudanças na paisagem campestre ocasionadas por plantações florestais afetam a resposta de comunidades de aves nativas,

avaliando a ocupação de espécies de aves em áreas protegidas dentro de hortos florestais e considerando três diferentes facetas da biodiversidade: diversidades filogenética, taxonômica e funcional.

### **Estrutura da tese**

Esta tese “Respostas de comunidades de aves ao florestamento dos campos sulinos: integrando diversidade taxonomica, filogenética e funcional” está estruturada em três capítulos:

#### **Capítulo 1 - *Bird-grassland associations in protected and non-protected areas in Southern Brazil***

Neste capítulo nós investigamos a viabilidade de Áreas de Preservação Permanente inseridas dentro de plantações florestais para a avifauna campestre através de uma comparação com comunidades de aves de áreas de campo nativo pastejado. Este capítulo está publicado na revista *Perspectives in Ecology and Conservation* (Jacoboski et al. 2017).

#### **Capítulo 2 - *Does afforestation of grassland ecosystems affect the phylogenetic structure of bird communities?***

Neste capítulo nós investigamos se plantações florestais afetam a diversidade e composição filogenética das comunidades de aves utilizando diferentes métricas. Além disso avaliamos se o florestamento de ecossistemas campestres leva a uma redução na distintividade evolutiva de comunidades de aves comparando habitats campestres e florestais nativos do bioma Pampa e plantações de eucalipto. Este capítulo será submetido para publicação na revista *Acta Oecologica*.

#### **Capítulo 3 – *Como a diversidade funcional de comunidades de aves responde as mudanças causadas pelo florestamento de ecossistemas campestres?***

Neste capítulo nós avaliamos se há uma redução na diversidade funcional de comunidades de aves em resposta ao florestamento de ecossistemas campestres, considerando comunidades de aves em ambientes nativos (florestal e campestre) e em plantações de eucalipto em diferentes estágios de desenvolvimento: plantio inicial (até 2 m de altura), plantio adulto (de 15 a 30 m de altura) e plantio pós-corte, sem vegetação (predominam resíduos da colheita). Também avaliamos possíveis associações de atributos com os habitats amostrados. Este capítulo será submetido para publicação na revista *Community Ecology*.

## Referências

- AZPIROZ, A. B.; BLAKE, J. G. Associations of grassland birds with vegetation structure in the Northern Campos of Uruguay. **The Condor**, v.118, pp. 12-23, 2016.
- AZPIROZ, A. B. *et al.* Ecology and conservation of grassland birds in southeastern South America: a review. **Journal of Field Ornithology**, v. 83, pp. 217-246, 2012.
- BENCKE, G. A. Diversidade e conservação da fauna dos Campos do Sul do Brasil. 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, 2009, pp. 101-121.
- CADOTTE, M. W.; CARSCADDEN, K.; MIROTCHNICK, N. Beyond species: functional diversity and the maintenance of ecological processes and services. **Journal of Applied Ecology**, v. 48, pp. 1079–1087, 2011.



- CODESIDO, M.; GONZÁLEZ-FISCHER, C. M.; BILENCA, D. N. Asociaciones entre diferentes patrones de uso de la tierra y ensambles de aves en agroecosistemas de la región pampeana, Argentina. **Ornitologia Neotropical** v. 19, pp. 575–585, 2008.
- CODESIDO, M.; GONZÁLEZ-FISCHER, C. M.; BILENCA, D. N. Agricultural land-use, avian nesting and rarity in the Pampas of central Argentina. **Emu** v. 112, pp. 46-54, 2012.
- CODESIDO, M.; GONZÁLEZ-FISCHER, C. M.; BILENCA, D. N. Land bird assemblages in different agricultural landscapes: A case study in the Pampas of Central Argentina. **BioOne** v. 115, pp. 8-16, 2013.
- COLLAR, N. J. *et al.* **Threatened birds of the Americas**. The ICBP/ IUCN red data book. Washington DC, Smithsonian Institution Press and ICBP, 1992.
- CORBELLI, J. M. *et al.* Integrating Taxonomic, Functional and Phylogenetic Beta Diversities: Interactive Effects with the Biome and Land Use across Taxa. **Plos One**, v. 10, e0126854, 2015.
- DEVELEY, P. F. *et al.* Conservação das aves e da biodiversidade no bioma Pampa aliada a sistemas de produção animal. **Revista Brasileira de Ornitologia**, v. 16, pp. 308–315, 2008.
- DIAS R. A. *et al.* 2013. Shifts in composition of avian communities related to temperate-grassland afforestation in southeastern South America. **Iheringia, Série Zoologia**, v.103, pp. 12-19.

- DONALD, P. F.; GRENN, R. E.; HEATH, M.F. Agricultural intensification and the collapse of Europe's farmland bird populations. **Proceedings of the Royal Society London B**, v. 268, pp. 25-29, 2001.
- EDWARDS, D. P. *et al.* Land-Sparing Agriculture best protects avian phylogenetic diversity. **Current Biology**, v. 25, pp. 2384–2391, 2015
- FILLOY J.; BELLOCQ, M. I. Respuesta de las aves rapaces al uso de la tierra: un enfoque regional. **Hornero**, v. 22, pp. 131–140, 2007.
- FISHER, R. J.; DAVIS, S. K. From Wiens to Robel: a review of grassland-bird habitat selection. **The of Journal Wildlife Management**, V. 74, pp. 265-273, 2010.
- FONTANA, C. S.; BENCKE, G. A. Biodiversidade de aves. In: Pillar, V. P.; Lange, O. (Eds), **Os campos do Sul**. Porto Alegre: Rede Campos Sulinos – UFRGS, 2015, pp. 93-99.
- FRISHKOFF, L. O. *et al.* Loss of avian phylogenetic diversity in Neotropical agricultural systems. **Science**, v. 345, pp. 1343–1346, 2014.
- GOMEZ, J. P. *et al.* A phylogenetic approach to disentangling the role of competition and habitat filtering in community assembly of Neotropical forest birds. **Journal of Animal Ecology**, v. 79, pp. 1181–1192, 2010.
- GUERRERO, I. *et al.* Taxonomic and functional diversity of farmland bird communities across Europe: effects of biogeography and agricultural intensification. **Biodiversity and Conservation**, v. 20, pp. 3663–3681, 2011.
- HIDASI-NETO, J.; BARLOW, J.; CIANCIARUSO, M. V. Bird functional diversity and wildfires in the Amazon: the role of forest structure. **Animal Conservation**, v. 15, pp. 407-415. 2012.

- HOEKSTRA, J.M. *et al.* Confronting a biome crisis: global disparities of habitat loss and protection. **Ecology Letters**, v. 8, pp. 23–29, 2005.
- ISACCH, J. P.; CARDONI, D. A. Different grazing strategies are necessary to conserve endangered grassland birds in short and tall salty grasslands of the flooding pampas. **The Condor**, v. 113, pp. 724–734, 2011.
- JACOBOSKI, L. I. *et al.* How do diversity and functional nestedness of bird communities respond to changes in the landscape caused by eucalyptus plantations? **Community Ecology**, v. 17, pp. 107-113. 2016.
- MMA, 2010. **Pampa**. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/biomas/pampa>. Acesso em: 10 fev. 2018.
- MOUQUET, N. *et al.* Ecophylogenetics: advances and perspectives. **Biological reviews of the Cambridge Philosophical Society**, v. 87, pp. 769–85, 2012.
- NEWBOLD, T. *et al.* Ecological traits affect the response of tropical forest bird species to land-use intensity. **Proceedings the Royal of Society B**, v. 280, pp. 2012-2131, 2012.
- OVERBECK, G. E., *et al.* Brazil's neglected biome: the south Brazilian campos. **Perspectives in Plant Ecology and Evolution Systems**, v. 9, pp. 101-116, 2007.
- OVERBECK, G. O. *et al.* Conservation in Brazil needs to include non-forest ecosystems. **Diversity and Distributions**, v. 21, pp. 1455-1460, 2015.
- PARR, C. L. *et al.* Tropical grassy biomes: Misunderstood, neglected, and under threat. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 29, pp. 205–213, 2014.

- PETCHEY, O. L.; GASTON, K. J. Functional diversity: back to basics and looking forward. **Ecology Letters**, v. 9, pp. 741-758, 2006.
- PHIFER, C. C. *et al.* Bird community responses to afforested eucalyptus plantations in the Argentine pampas. **Biodiversity and Conservation**, v. 25, pp. 1-29, 2016.
- PILLAR, V. D.; VÉLEZ, E., Extinção dos Campos Sulinos em unidades de conservação: um fenômeno natural ou um problema ético? **Natureza e Conservação**, 8, 84–88, 2010.
- PRESCOTT, G. W. *et al.* Managing Neotropical oil palm expansion to retain phylogenetic diversity. **Journal of Applied Ecology**, v. 53, pp. 150–158, 2016.
- SOBRAL, F. L.; CIANCIARUSO, M. V. Functional and phylogenetic structure of forest and savanna Bird assemblages across spatial scales. **Ecography**, v. 39, pp. 533–541, 2016.
- SILVA, T. W. *et al.* Structure of avian assemblages in grasslands associated with cattle ranching and soybean agriculture in the Uruguayan savanna ecoregion of Brazil and Uruguay. **The Condor**, v. 117, pp. 53–63, 2015.
- STOTZ, D. F. *et al.* **Neotropical Birds: Ecology and Conservation**. Chicago, University of Chicago Press, 1996.
- TILMAN, D. *et al.* The influence of functional diversity and composition on ecosystem processes. **Science**, v. 277, pp. 1300-13002, 1997.
- TRINDADE-FILHO, J.; SOBRAL, F. L.; CIANCIARUSO, M. V.; LOYOLA, R. D. Using indicator groups to represent bird phylogenetic and functional diversity. **Biological Conservation**, v. 146, pp. 155-162, 2012.

- VELDMAN, J. W. *et al.* Where Tree Planting and Forest Expansion are Bad for Biodiversity and Ecosystem Services. **BioScience**, v. 65, pp. 1011–1018, 2015.
- VERON, S. *et al.* Predicting loss of evolutionary history: Where are we? **Biological Reviews**, v. 92, pp. 271–291, 2017.
- VICKERY, P. D. *et al.* Conservation of grassland birds in the Western Hemisphere. In: Vickery, P.D., Herkert, J. R. (Eds.), **Ecology and Conservation of Grassland Birds of the Western Hemisphere**. Lawrence, Cooper Ornithological Society. (Studies in Avian Biology, 19), pp. 2-26, 1999.
- VOLPATO, G. H.; PRADO, V. M.; ANJOS, L. What can tree plantations do for forest birds in fragmented forest landscapes? A case study in southern Brazil. **Forest Ecology and Management**, vol. 260, pp. 1156-1163, 2010.
- WEBB C. O. *et al.* Phylogenies and Community Ecology. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 33, pp. 475–505, 2002.
- WILLIS E. O. Birds of a eucalyptus woodlot in interior São Paulo. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 63, pp, 141–58, 2003.

## CAPÍTULO 1

### **Bird-grassland associations in protected and non-protected areas in southern Brazil<sup>#</sup>**

Lucilene Inês Jacoboski<sup>a\*</sup>, Raquel Klein Paulsen<sup>b</sup>, Sandra Maria Hartz<sup>a</sup>

<sup>a</sup>Laboratório de Ecologia de Populações e Comunidades (LEPeC), Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS), Porto Alegre, Rio Grande do Sul, Brazil

<sup>b</sup>Laboratório de Ecologia de Populações e Comunidades (LEPeC), Graduação em Ciências Biológicas, Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS), Porto Alegre, Rio Grande do Sul, Brazil

\*Corresponding author: lucilene.jacoboski@yahoo.com.br

<sup>#</sup>Artigo publicado na revista *Perspectives in Ecology and Conservation* (2017) 15: 109-114

Link para o artigo: <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2017.05.002>

## **Abstract**

Conversion of grasslands in other land uses is the main threat for grassland birds. We investigated habitat use by grassland birds in protected native grasslands, Permanent Preservation Areas (PPAs within *Eucalyptus* plantation stands) and non-protected grasslands (grazed native grasslands). As there is no evidence whether PPAs are effective habitats for grassland avifauna, we compared PPAs and grazed native grasslands, regarding richness, abundance and composition of grassland birds. Short and tall grassland bird specialists were recorded, with some species related to the non-protected areas and others to the protected areas. Thus, both PPAs and grazed native grasslands are fundamental habitats for conservation of grassland bird species. We highlight the importance of grassland mosaics to maintain grassland bird species. Furthermore, we highlight the necessity of maintaining PPAs in ranching and cropland areas, in order to connect grassland remnants in an extremely converted landscape and to conserve especially bird species that are more sensitive to disturbances.

*Keywords:* grassland birds; Pampa; tree plantation; grazed grasslands

## **Introduction**

Grassland ecosystems are among the most threatened at global scale due to the great disparity between habitat loss and the low percentage of protected area (Hoekstra et al., 2005). Such ecosystems are submitted to strong anthropic pressure owing mainly to changes in land-use caused by monocultures (Azpiroz et al., 2012; Develey et al., 2008). In Brazil, grasslands of Pampa biome have a high degree of degradation, in the state of Rio Grande do Sul more than 50% of native grasslands has been converted mainly for agriculture and forest plantations (Bencke, 2009; Fontana et al., 2016).

Afforestation and agriculture with nonnative species have expanded over grazed native grasslands in extensive areas of Pampa biome (Azpiroz et al., 2012). The traditional cattle production is a compatible activity with conservation biodiversity if adequately managed (Develey et al., 2008; Isaach and Cardoni, 2011). The moderate grazing does not cause the suppression of native vegetation, maintaining the main characteristics of grassland ecosystems (Overbeck et al., 2007). On the other hand, tree monocultures totally replace the native local vegetation structure, affecting distribution of bird populations by reducing availability of resources that are important for nesting and feeding (Codesido et al., 2008). Tree plantations are known to alter the structure of bird communities in forest ecosystems, benefiting generalist and edge bird species (Jacoboski et al., 2016). However, in grassland landscapes, tree plantations can have more detrimental effects in birds than in forest ecosystems (Filloy et al., 2010).

The legal protection can effectively avoid conversion of native grasslands into other uses, and thus prevent complete loss of grassland biodiversity (Overbeck et al., 2007). Legal protection measures proposed by the Brazilian Forest Code determine the areas that must be preserved and which regions are allowed for cultivation, law nº 12.651/12 (CFB, 2012). Between the vegetation to be protected, is the marginal vegetation surrounding aquatic ecosystems. This vegetation, denominated Permanent Preservation Area (PPA), must be maintained by the delimitation of a buffer zone for both margins, which varies according to the width of a water course. A PPA consists of a protected area, covered or not by native vegetation, with the environmental function of preserving water resources, landscape, geological stability, and biodiversity, as well as of facilitating genetic flow of fauna and flora and protecting the soil. In tree plantations, the regulation of law is performed, however, in cattle ranching farms or soybean, such regulation is often not maintained, and when



maintained, the tendency is to consider forest vegetation more than non-forest vegetation, even in grassland biomes (Develey et al., 2008; Overbeck et al., 2015).

Our goal was to investigate whether protected native grasslands (PPAs within *Eucalyptus* plantation stands) are viable to grassland birds. Furthermore, we aimed to identify whether these species are different from those recorded in non-protected areas (grazed native grasslands). Towards this aim we compared richness, abundance and composition of bird species between PPAs and grazed native grasslands. We hypothesized that 1) PPAs are viable for grassland species use because *Eucalyptus* stands are located in a matrix of grassland vegetation and possess connections among native grassland areas; 2) species composition should differ between protected and no-protected grasslands areas due to their differences in vegetation structure caused by grazing.

## **Material and methods**

### *Study area*

We conducted the study in two types of grassland vegetation: eight non-grazed PPAs located within *Eucalyptus* plantation stands (surrounded by eucalyptus), and eight areas of grazed native grassland, for a total of 16 sample sites. These sites are located in the South Region of Brazil, in the municipalities of São Gabriel (30°, 20'11"S, 54°, 19'12"W) and Rosário do Sul (30°, 15'30"S, 54°, 54'51"W). The study area is located in the Pampa biome. Each *Eucalyptus* stand comprises a distinct silviculture area for cellulose production. The eucalyptus plantations had ages of cultivation between four and six years, which superior height to 15 m. For each of the eight *Eucalyptus* stands, adjacent areas of grazed grassland were sampled (Fig. 1).

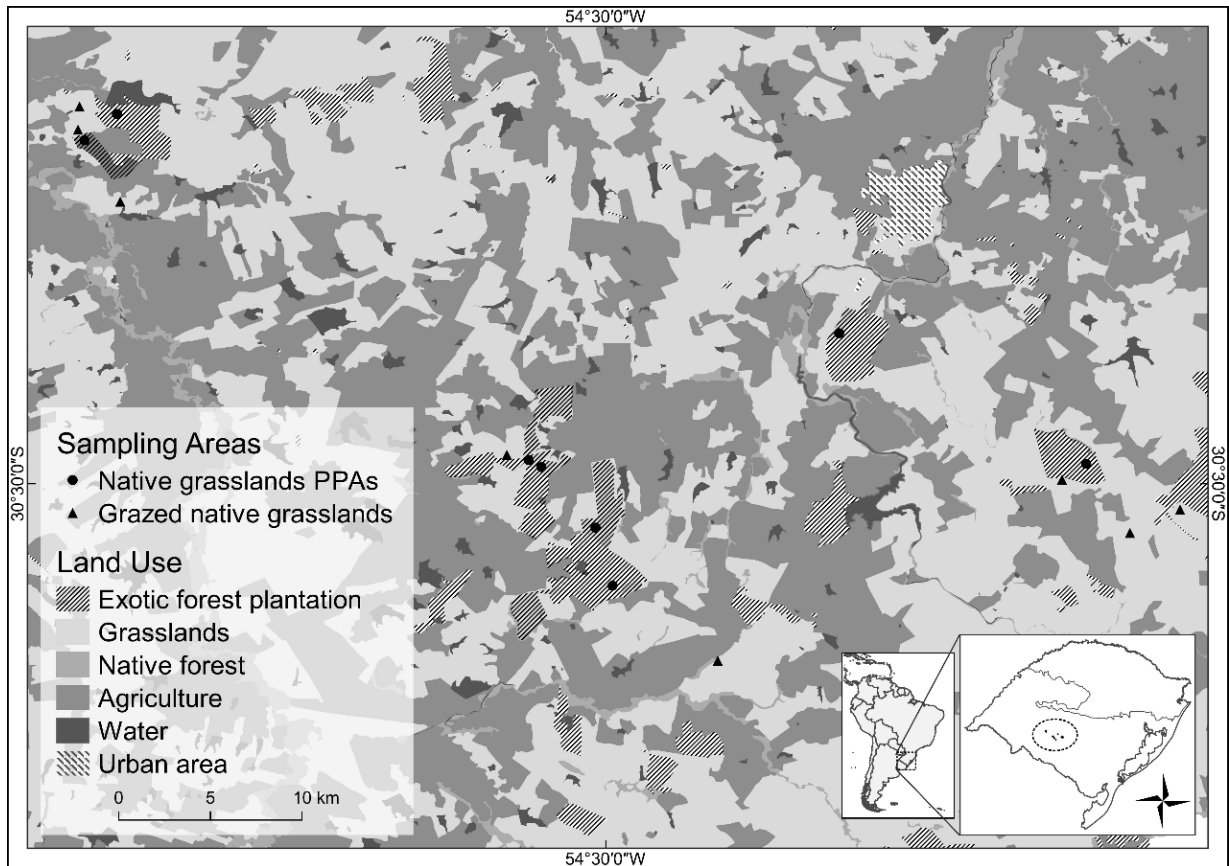


Fig.1. Location of the study area in the state of Rio Grande do Sul. Circles represents sampled grazed native grasslands and triangle Permanent Preservation Area.

The sampled sites were first selected using Google Earth (2014) images and subsequently checked in the field. The main characteristics taken into account for site selection were that sites for both PPAs and grassland areas should possess native vegetation and, specifically for PPAs, they should have predominantly grassland vegetation and be 100 m wide minimum. The PPAs composed of mostly forest vegetation were not included. The selected PPAs are located within *Eucalyptus* stands, protect margins of small water courses and have a minimum width of 100 m and varied length that depends on the forest stand size. No type of management is allowed within PPAs (e.g. ranching, fire). For the grazed native grassland, we included the sites that experienced low to intermediate grazing intensity and all pasture sites also had water courses, though without PPA delimitation.

### *Bird sampling*

We carried out bird sampling once at each one of the 16 sites during the austral spring, between 2014, 2015 and 2016, including two reproductive seasons. Bird sampling was undertaken by applying the point count method (Bibby et al., 1992). We distributed the count points according to site size, ranging from three to nine points equally separated from each other by a distance of 200 m. We recorded all bird species seen or heard during a period of 10 minutes within a 50 m radius around each one of the points. We sampled 50 count points in each type of grassland, PPA or grazed native grassland. Observations were limited to a 50 m radius in order to maximize detectability and to minimize the potential for observer error in identifying cryptic grassland species over long distances (Howick et al., 2015). Sampling always started 10 min after sunrise and lasted for a maximum of three hours. We performed all samplings during days without wind or rainfall. Birds in flight were not considered. Only grassland bird species were considered in the analyses, following the classification of Vickery et al. (1999) and Azpiroz et al. (2012). We also categorized the birds in relation to the height of the used vegetation, short or tall. Species restricted to short grass (< 20 cm) or tall grass (> 40 cm) and those that use both short and tall grasslands (*sensu* Azpiroz et al., 2012), besides on our own personal observations. We followed the Red Lists of IUCN (IUCN, 2015) and Rio Grande do Sul (DOE, 2014) to verify whether recorded species found were of conservation concern.

### *Vegetation sampling*

To characterize vegetation of each sample site, we measured plant height and density using a stick subdivided into centimeters (Dias and Scarano, 2007). This method consists of positioning the stick vertically over the soil to record: (1) the number of times the stick was touched by vegetation (density); (2) height at which vegetation touches the stick. We

performed four measurements of height and density at each bird count point ( $n = 400$ ). Each measure was undertaken towards one of the four cardinal points (east, west, north and south), starting from the center count point in the distances of 5, 15, 30 and 50 m. Distance and direction to place the vegetation sampling points were randomly selected. To carry out the statistical analyses, we used mean values of plant height and density for each count point.

### *Statistical analyses*

Initially, to check whether there was spatial autocorrelation in the sampled sites, we performed a Mantel correlation test between a matrix generated from taxonomic composition data (Bray-Curtis dissimilarity) and a matrix generated from geographical coordinate data of each count point (Euclidean distance).

To evaluate differences in richness and abundance of bird species, as well as in plant height and density between sample sites, we performed Analysis of Variance (ANOVA). To test differences in the species composition, we carried out a Multivariate Analysis of Variance (MANOVA), using Euclidean distance as the dissimilarity measure, both with 999 permutations. To test the influence of vegetation structure on taxonomic composition of grassland bird species, we employed a Canonical Correspondence Analysis (CCA). MANOVA and CCA were performed with logarithmized species abundance data ( $\log x+1$ ). We tested CCA significance with an ANOVA. Analyses were conducted with *vegan* package (Oksanen et al., 2015) on R 3.2.2 software (R Core Team, 2015).

## **Results**

We recorded 36 grassland bird species (Tab. 1), 24 in the PPAs and 27 in the grazed native grasslands. Most of the recorded species uses both tall and short grasslands. However, only 15 species were shared between areas. The most abundant species were *Zonotrichia*

*capensis* ( $n= 44$ ) and *Ammodramus humeralis* ( $n= 49$ ), in the PPAs and in the grazed native grassland, respectively. In relation to sample units, the Mantel test indicated that count points were independent as there was no significant spatial correlation ( $r = 0.02$ ,  $P = 0.15$ ). Both species richness and abundance did not present significant differences between sampled areas ( $F_{1,14} = 1.91$ ,  $p = 0.21$  and  $F_{1,14} = 6.61$ ,  $p = 0.07$ , respectively). On the other hand, species composition differed significantly between areas ( $F_{1,14} = 2.85$ ,  $p = 0.001$ ). A clear segregation of species was observed between PPAs and grazed native grassland in the CCA (Fig. 2).

The CCA showed an association between birds species composition and vegetation structure. For example, typical tall grass species are associated with PPAs, while grazing selects species are less dependent on tall grasslands.

Table 1 – Total species number of grassland bird species sampled in Permanent Preservation Areas (PPAs) and grazed native grasslands (GNG), preferred grass height (*sensu* Azpiroz et al., 2012) and conservation status (IUCN, 2015; DOE, 2014). Acronyms of Fig. 2 also shown.

Species	PPAs	GNG	Grass Height*	Conservation Status**
<i>Agelaioides badius</i> (Agba)	3	0	Broad	LC
<i>Ammodramus humeralis</i> (Amhu)	23	49	Broad	LC
<i>Anthus hellmayri</i> (Anhe)	0	11	Short	LC
<i>Anumbius annumbi</i> (Anan)	0	4	Broad	LC
<i>Cariama cristata</i> (Cacr)	0	2	Broad	LC
<i>Cistothorus platensis</i> (Cipl)	1	4	Tall	NT (R)
<i>Colaptes campestris</i> (Coca)	3	6	Broad	LC
<i>Columbina talpacoti</i> (Cota)	0	1	Broad	LC
<i>Culicivora caudacuta</i> (Cuca)	2	0	Tall	VU (R, G)
<i>Donacospiza albifrons</i> (Doal)	8	0	Broad	LC
<i>Emberizoides herbicola</i> (Emhe)	27	19	Tall	LC
<i>Emberizoides ypiranganus</i> (Emyp)	10	2	Tall	LC

<i>Embernagra platensis</i> (Empl)	27	1	Tall	LC
<i>Falco sparverius</i> (Fasp)	0	3	Broad	LC
<i>Furnarius rufus</i> (Furu)	1	6	Broad	LC
<i>Gallinago paraguaiiae</i> (Gapa)	0	4	Short	LC
<i>Geranoaetus albicaudatus</i> (Geal)	0	1	Broad	LC
<i>Gnorimopsar chopi</i> (Gnch)	1	2	Broad	LC
<i>Mimus saturninus</i> (Misa)	0	1	Broad	LC
<i>Molothrus bonariensis</i> (Mobo)	0	7	Broad	LC
<i>Nothura maculosa</i> (Noma)	3	5	Broad	LC
<i>Progne tapera</i> (Prta)	1	0	Broad	LC
<i>Pseudoleistes guirahuro</i> (Psgu)	0	3	Broad	LC
<i>Rhynchotus rufescens</i> (Rhru)	5	6	Broad	LC
<i>Sicalis luteola</i> (Silu)	7	33	Broad	LC
<i>Sporophila caerulea</i> (Spca)	5	1	Broad	LC
<i>Sporophila cinnamomea</i> (Spci)	3	0	Tall	VU (G)
<i>Sporophila pileata</i> (Sppi)	1	0	Tall	VU (R)
<i>Tapera naevia</i> (Tapa)	3	0	Tall	LC
<i>Tyrannus savana</i> (Tysa)	5	20	Broad	LC
<i>Vanellus chilensis</i> (Vach)	2	11	Short	LC
<i>Volatinia jacarina</i> (Voja)	8	0	Tall	LC
<i>Xanthopsar flavus</i> (Xafl)	0	13	Broad	VU (R, G)
<i>Xolmis irupero</i> (Xoir)	0	2	Broad	LC
<i>Zenaida auriculata</i> (Zeau)	1	0	Broad	LC
<i>Zonotrichia capensis</i> (Zoca)	44	38	Broad	LC
Total	194	255		

\* Association with the height vegetation, short or tall; the broad category indicates species that are less dependent of the grasslands height.

\*\* VU: Vulnerable, NT: Near Threatened, LC: Least Concern, R: Regional threat, G: Global threat.

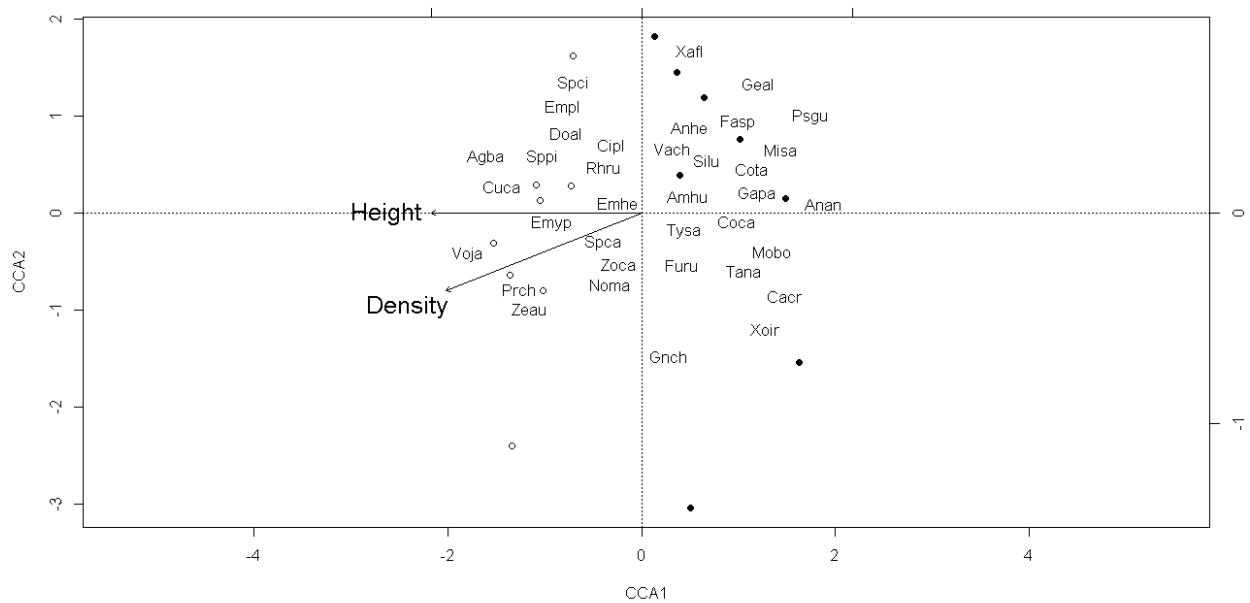


Fig. 2. Ordination diagram generated by the Canonical Correspondence Analysis (CCA) of bird species composition in relation to vegetation structure. Dark circles represent areas of grazed native grasslands; empty circles represent Permanent Preservation Areas (PPAs). Arrows represent mean plant height and mean plant density, respectively. Species names acronyms in Table 1.

However, the CCA model was not significant when we tested it with an ANOVA including the two vegetation variables. Both variables were significant when we analyzed them separately: height ( $F_{1,14} = 1.84$ ,  $p = 0.002$ ) and density ( $F_{1,14} = 1.7$ ,  $p = 0.02$ ). Thus, mean plant height explained 12% of the variation in species composition and mean plant density explained 11%. Also, we detected significant differences in plant height and density when we tested PPAs versus grazed native grassland sites with an ANOVA ( $F_{1,14} = 68$ ,  $p = 0.001$  and  $F_{1,14} = 40$ ,  $p = 0.001$ ), respectively (Fig. 3).

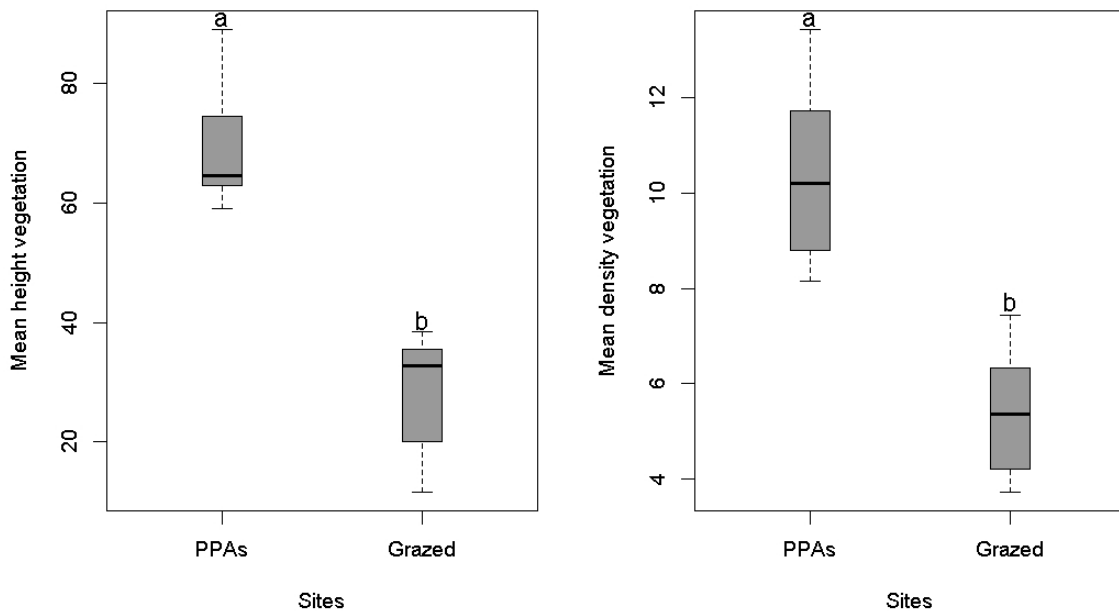


Fig. 3. Boxplots of mean plant height (A) and mean plant density in each one of the sampling sites (B), showing differences among sampled sites, with their maximum and minimum values and standard error. Different letters indicate significant differences between treatments.

Four of the species recorded are threatened in regional or global categories (*Sporophila pileata*, *Sporophila cinnamomea*, *Culicivora caudacuta*, *Xanthopsar flavus*) and one as regionally near threatened species (*Cistothorus platensis*). The three first species were exclusively observed in the PPAs, whereas *X. flavus* was only found in the grazed native grasslands. *Cistothorus platensis* was recorded in both areas.

## Discussion

Our results demonstrate a turnover of species between areas, bird species recorded in the PPAs that depend on tall grass and preserved vegetation (e.g. *Sporophila* sp.) were replaced by species associated with short grass and (besides) by species that are less dependent on the height of the vegetation in the grazed native grasslands (e.g. *Anthus* sp.).



These results demonstrate that presence of PPAs and grazed native grasslands with moderate levels of grazing are essential for the conservation of grassland birds, because two groups of species are benefited, short and tall grass dependent. Grassland birds differ in their sensitivity to disturbance of grasslands by grazing (Azpiroz et al., 2102). Areas with lower or no grazing are necessary to ensure viable populations of specialized tall grass species (Isacch and Cardoni, 2011). On the other hand, in grazed grasslands, a short grass assemblage of birds is benefited (Azpiroz et al., 2012).

Specific variations in habitat characteristics, such as the difference in recorded plant height and density, demonstrated to determine differences in bird species composition in the study areas. In the studies developed by Fisher and Davis (2010) and Dias et al. (2014), the authors indicated that plant height was the main factor associated with diversity and composition of bird species in grasslands. This difference in vegetation demonstrates the importance of grassland mosaics with plants of different heights for bird diversity. Many grassland birds require a mosaic with different habitat patches to fulfill their reproductive requirements (Dias et al., 2014). Currently, these mosaics are generated by patches with different grazing intensity, thereby contributing to the conservation of a great part of bird diversity (Isaach and Cardoni, 2011). On the other hand, Vickery et al. (1999) recommend that some areas should not be managed, for obtaining the maximum diversity of grassland birds. They also recognize that specific management practices can satisfy the specific requirements of a subset of species, but can not benefit the others. Thus, this habitat heterogeneity is necessary to ensure species coexistence and maintaining the diversity of grassland bird communities (Codesido et al., 2013; Dias et al., 2014; Howick et al., 2015).

The register of threatened *Xanthopsar flavus* in grazed native grasslands demonstrated the importance of adequate management in private farms for maintain grassland-associated birds (Develey et al., 2008; Fontana et al., 2016). Furthermore, three threatened bird species

found in our study were exclusive to the PPAs. These species are typical of tall and well preserved grasslands, in addition to being sensitive to any sort of disturbance (Bencke, 2009). The presence of threatened species in PPAs is satisfactory from the conservation point of view. However, we do not know whether these populations will remain viable in the long run, since indirect effects of afforestation in adjacent areas are still scarcely known. Indirect effects of neighboring tree plantations can affect the physical and biotic characteristics of adjacent areas, such as facilitation of shrub encroachment and increase of nest predation rates (Azpiroz et al., 2012; Reino et al., 2010).

Our results demonstrate the importance of maintaining protected and non-protected grasslands for conservation of grassland bird species. However, it is fundamental to investigate whether populations in the PPAs remain stable or these areas are only a temporary refuge in the face of imminent extinction. Furthermore, the maintenance of grassland PPAs and managed grasslands in a sustainable way might favor a high diversity of bird species in the study region, and help to avoid the processes that lead to extinction of strictly grassland species. Our results also highlighted the necessity of maintaining PPAs, especially in agricultural and grazing areas. Although PPAs in grasslands are protected by law, they are often neglected. For example, in sampled grazed native grasslands, grassy vegetation along the water courses is not protected, and thus cattle have free access to these areas. Therefore, the maintenance of grasslands PPAs by the landowners might be a useful tool to increase protection of the grasslands vegetation in private land, since landowners can act as important agents for the conservation of birds in the grasslands of south Brazil.

### **Acknowledgments**

We thank E. F. de Araújo who provided information on the study area. We also thank the landowners who authorized bird sampling on their properties. We are grateful to the field

assistance of A. M. Pezda, J. K. F. Mähler Jr. and B. A. Maslak. L.I.J received a scholarship from CAPES (Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior). S.M.H holds a research grant from Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), process 304820/ 2014-8. Thanks to two anonymous reviewers for all suggestions that improved our manuscript.

Funding: This work was supported by CMPC Celulose Riograndense.

## References

Azpiroz, A.B., et al., 2012. Ecology and conservation of grassland birds in southeastern South America: a review. *J. Field Ornithol.* 83, 217-246.

Bencke, G.A., 2009. Diversidade e conservação da fauna dos Campos do Sul do Brasil. In: Pillar, V.D.P., Müller, S.C., Castilhos, Z.M.S., Jacques, A.V.A. (Eds.), *Campos Sulinos - conservação e uso sustentável da biodiversidade*. Ministério do Meio Ambiente, Brasília, Brasil, pp. 101-121.

Bibby, C., Burgess, N., Hill, D., Mustoe, S., 1992. *Bird census techniques*. Academic Press, London.

CFB, 2012. Código Florestal Brasileiro. Lei Nº 12.651, de 25 de maio de 2012. [http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/\\_ato2011-2014/2012/lei/112651.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/112651.htm) (accessed 18.03.2015).

Codesido, M., González-Fischer, C.M., Bilenca, D.N., 2008. Asociaciones entre diferentes patrones de uso de la tierra y ensambles de aves en agroecosistemas de la región pampeana, Argentina. *Ornitol. Neotrop.* 19, 575-585.

Codesido, M., González-Fischer, C.M., Bilenca, D.N., 2013. Land bird assemblages in different agricultural landscapes: A case study in the Pampas of Central Argentina. *BioOne* 115, 8-16.

Develey, P.F., et al., 2008. Conservação das aves e da biodiversidade no bioma Pampa aliada a sistemas de produção animal. *Rev. Bras. Ornitol.* 16, 308-315.

Dias, A.T.C., Scarano, F.R., 2007. *Clusia* as nurse plant. In: Lüttge, U. (Ed.), *Clusia – a woody neotropical genus with remarkable plasticity and diversity*. Springer, Heidelberg, pp. 55-72.

Dias, R.A., Bastazini, V.A.G., Gianuca, A.T., 2014. Bird-habitat associations in coastal rangelands of southern Brazil. *Iheringia Sér. Zool.* 104, 200-208.

DOE, 2014. Diário Oficial do Estado do Rio Grande do Sul. Espécies da Fauna Silvestre Ameaçadas de Extinção no Estado do Rio Grande do Sul. Decreto nº 51.797, de 08 de Setembro de 2014. Porto Alegre, RS, Brasil.

Filloy, J., et al., 2010. On the similarity among bird communities: testing the influence of distance and land use. *Acta Oecol.* 36, 333-338.

Fisher, R.J., Davis, S.K., 2010. From Wiens to Robel: a review of grassland-bird habitat selection. *J. Wildl. Manage.* 74, 265-273.

Fontana, C.S., et al., 2016. Conservation of grasslands birds in south Brazil: a land management perspective. *J. Nat. Conserv.* 14, 83-87.

Google Earth, 2014. Google Earth, version 7.1.5. <https://www.google.com/earth/download/ge/agree.html> (accessed 12.11.2014).

- Hoekstra, J.M., et al., 2005. Confronting a biome crisis: global disparities of habitat loss and protection. *Ecol. Lett.* 8, 23-29.
- Hovick, T.J., et al., 2015. Spatial heterogeneity increases diversity and stability in grassland bird communities. *Ecol. Appl.* 25, 662-672.
- Isacch, J.P., Cardoni, D. A., 2011. Different grazing strategies are necessary to conserve endangered grassland birds in short and tall salty grasslands of the flooding pampas. *Condor* 113, 724–734.
- IUCN, 2015. IUCN Red List of Threatened Species, version 2015.4. <http://www.iucnredlist.org> (accessed 19.03.2015).
- Jacoboski, L.I., Mendonça-Lima, A., Hartz, S.M., 2016. Structure of birds communities in eucalyptus plantations: nestedness as a pattern on species distribution. *Braz. J. Biol.* 76, 583-591.
- Oksanen, J., et al., 2015. *Vegan: Community Ecology Package*. Rpackage Version 2.3-1. <http://CRAN.R-project.org/package=vegan> (accessed 21.09.2015).
- Overbeck, G.E., et al., 2007. Brazil's neglected biome: the south Brazilian campos. *Perspect. Plant Ecol. Evol. Syst.* 9, 101-116.
- Overbeck, G.E., et al., 2015. Conservation in Brazil needs to include non-forest ecosystems. - *Divers. Distrib.* 21, 1455-1460.
- R Development Core Team, 2015. *R: A Language and Environment for Statistical Computing*. Vienna, Austria. <http://www.R-project.org> (accessed 21.09.2015).

Reino, L., et al., 2010. Does afforestation increase bird nest predation risk in surrounding farmland? *Forest Ecol. Manag.* 260, 1359-1366.

Vickery, P.D., et al., 1999. Conservation of grassland birds in the Western Hemisphere. – In: Vickery, P.D., Herkert, J.R. (Eds.), *Ecology and Conservation of Grassland Birds of the Western Hemisphere. Studies in Avian Biology*, 19. The Cooper Ornithological Society, California.

## CAPÍTULO 2

### **Does afforestation of grassland ecosystems affect the phylogenetic structure of bird communities?#**

Lucilene I. Jacoboski<sup>1\*</sup>, André L. Luza<sup>1</sup>, Raquel K. Paulsen<sup>2</sup>, Angelo M. Pezda<sup>1</sup>, Sandra M. Hartz<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Laboratório de Ecologia de Populações e Comunidades (Lepec). Programa de Pós-Graduação em Ecologia. Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS), Rio Grande do Sul, Brasil.

<sup>2</sup>Graduação em Ciências Biológicas. Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS), Rio Grande do Sul, Brasil.

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

# Artigo formatado de acordo com as normas da revista *Acta Oecologica*.

**Abstract**

Forest plantations are among the main threats to the grassland ecosystems of southern South America. The key question is whether such plantations affect the evolutionary diversity of bird communities, since previous studies have shown a reduction in taxonomic and functional diversity. Considering that high levels of phylogenetic diversity can ensure the resilience of communities and high evolutionary potential to adapt to environmental changes, we investigate whether the conversion of native grasslands to forest plantations can cause impacts on the evolutionary diversity of bird communities through different dimensions of diversity. We investigated this in the in southern Brazil where native grasslands predominate and where they have been afforested in recent years. We collected data from bird communities in grasslands and forest native environments and eucalyptus plantations. Our results not detect a reduction in phylogenetic diversity in planted areas but demonstrate taxonomic impoverishment of bird communities. Furthermore, we registered a reduction in the evolutionary distinctiveness in bird communities in forest plantations and variation in the phylogenetic composition among environments, indicating evolutionary adaptations of the species to the habitat, forest or grassland. That is, riparian forest lineages are more apt to colonize forest plantations, while grassland lineages are unfit to do so. Afforestation of grassland ecosystems may represent a future threat to the maintenance of evolutionary distinct bird species, as well as to strictly grassland species, which have been shown to be evolutionary unsuitable for colonizing forest plantations. We recommend the implantation of forest plantations in already converted or degraded areas, and we emphasize the importance of non-intensive economic activities, such as cattle production, which has been shown to be beneficial for the maintenance of the evolutionary and taxonomic diversity of bird communities.



Keywords: avifauna, evolutionary distinctiveness, forest plantations, phylogenetic diversity, Pampa

## **Introduction**

Afforestation, that is, the implantation of forests where they did not historically occur, is generally detrimental to biodiversity (Brockerhoff et al., 2008; Veldman et al., 2015). Together with agriculture, afforestation of native grasslands of southern South America represents one of the main threats to grassland biodiversity (Develey et al., 2008; Azpiroz et al., 2012). Forest plantations generally result in the homogenization of biodiversity, as a result of simplification and change to the landscape (Brockerhoff et al., 2008; Filloy et al., 2010), and altered species composition, mainly due to the loss of habitat specialist species (Dias et al., 2013; Jacoboski et al., 2016a). Currently, Brazil is one of the largest cellulose producers in the world, ranking fourth (CNA 2016). Fiscal incentive policies for forestry have led to the rapid expansion of forest plantations over the native grasslands of southern Brazil, which currently occupy about one million hectares (Crawshaw et al., 2007), while the total area of remaining grassland within the Pampa biome currently represents about six million hectares (Hasenack et al., 2007). Although most of the natural phytophysiology of this region is composed of grasslands, there are natural patches of forest, mainly in riparian zones. In this way we have in the region of study a pool of birds associated to the grasslands and another to the riparian forests.

The afforestation of grassland ecosystems is worrying, since the grassland ecosystems are among the most threatened of the planet due to the low rate of protection and high degree of conversion (Hoekstra et al. 2005). As a consequence many species dependent on these ecosystems are currently threatened with extinction, as well as species of birds of the forest patches of the Pampa. Different types of anthropic activities may preserve some resources for

birds, such as livestock in native grasslands, and when properly managed can ensure the conservation of the diversity of the grassland avifauna (Develey et al., 2008; Fontana et al., 2016). Forest plantations with extremely low levels of internal complexity may function as supplementary habitat for some bird species, especially when inserted into forest ecosystems (Mendonça-Lima 2012; Jacoboski et al., 2016a), however, species diversity is very low compared to native forest habitats (Marsden et al., 2001; Volpato et al., 2010). Nevertheless, when planted in grassland ecosystems, such plantations result in a new landscape scenario, and strictly grassland birds may be extinguished locally, while generalist species with greater affinity with forests may be found more easily, often representing subsets of native forest species (Dias et al., 2013; Jacoboski et al., 2016a; Phifer et al., 2016). In this way, species that are benefited by disturbances tend to expand their populations and replace species that do not adapt to the new local landscape (McKinney and Lockwood 1999).

Some characteristics of species, evolved over thousands of years, may predispose some lineages to benefits or impairments from changes in the local landscape (McKinney and Lockwood 1999). As species evolve within communities, evolutionary processes should be considered as a consequence of species interactions under shared environmental conditions (Webb et al., 2002; Cavender-Bares et al., 2009). Variation in the response of species to changes caused by forest plantations may be due to specific combinations of traits of each bird species, acquired through evolutionary processes (Webb 2002; Jacoboski et al., 2016b). Thus, investigating the phylogenetic structure of communities can help to understand the historical and ecological factors that shape species assemblages (Webb et al., 2002). Some proposed metrics allow the evaluation of the evolutionary relationships of species within and between communities. Phylogenetic diversity (PD), for example, is a widely used metric in community ecology studies, and provides a measure of phylogenetic richness for communities (Faith 1992). Another metric, is evolutionary distinctiveness (ED), which allows the

determination of the rarity of a species in a phylogeny (Isaac et al., 2007). This metric proposes that species with longer branches and little or no branch sharing within the phylogeny would be more evolutionarily distinct, whereas species with shorter branch lengths and higher branch sharing would be evolutionarily similar (Jetz et al., 2014). In this sense, birds of node (non-passerine) lineages possess greater evolutionary distinctiveness, and consequently greater overall risk of evolutionary loss of unique traits (Jetz et al., 2014), whereas evolutionarily recent species would have greater adaptive potential in face of current and future environmental changes (Mouquet et al., 2012). These metrics are important tools for identifying future conservation priorities (Jetz et al., 2014; Veron et al., 2017).

As anthropic actions have transformed ecosystems around the globe, future evolutionary processes will not be the same as those in the past, and the fate of lineages will be determined by the combination of characters that a species possesses (*e.g.* population size, geographic distribution, dispersal ability) (Krajewski 1991). Considering the accelerated conversion of ecosystems and the loss of diversity, it is extremely necessary to use metrics that optimize the amount of information about the communities studied (Rossatti et al., 2015). Thus, incorporating measures that take into account the evolutionary history of species can help in future conservation strategies, reducing the chance of single traits being lost forever (Jetz et al., 2014). Two scenarios can be considered in this regard: the first is conservation of older lineages, which would preserve species with greater evolutionary distinction (Mace et al., 2003; Winter et al., 2013), and guarantee the preservation of unique traits (Mouquet et al., 2012; Jetz et al., 2014). The second is to conserve younger lineages with greater adaptive potential in relation to future environmental changes, or where the species evolution would be more probable, thus attempting to conserve key elements of evolutionary processes (Mace et al., 2003; Mouquet et al., 2012). This choice is arbitrary and that any of the scenarios

contributes to the conservation of the other, since the main premise for the conservation of older or younger lineages is habitat conservation.

Considering that the rate of loss of phylogenetic diversity in the future may be much higher than the rate of species loss, since endangered species are not randomly distributed within the phylogeny (Veron et al., 2017), it is surprising that few studies have investigated the effects of the conversion of native habitats in relation to the evolutionary diversity of birds. Frishkoff et al. (2014) reported a significant reduction in the phylogenetic diversity of bird communities in several monocultures (*e.g.* banana, sugarcane, coffee, melon, rice), suggesting a general pattern of loss of phylogenetic diversity (PD) with the conversion of native forests. On the other hand, Prescott et al. (2016) reported no reduction in phylogenetic diversity comparing bird communities of native forests and monocultures of palm oil and pasture. However, considering the conversion of grassland ecosystems into cultivated forests, we still do not know the effect of this practice on the phylogenetic structure of bird communities.

We evaluated the effect of afforestation of grassland ecosystems on the phylogenetic structure of bird communities. We sampled bird assemblages in native habitats (grazed and non-grazed grasslands and riparian forests) and in afforested grasslands and tested three hypotheses: 1) As habitat modification might cause the loss of habitat specialist (forest or grassland) and functionally unique species (Dias et al., 2013; Frishkoff et al., 2014), expected that afforested grassland should have more taxonomically and phylogenetically impoverished bird communities than native habitat and more closely related species (phylogenetic clustering; Helmus et al., 2010; Sobral & Cianciaruso 2016) than native habitats. 2) Because recent less evolutionary distinct species present a greater tendency to colonize modified environments (Morelli et al., 2016; Prescott et al., 2016), we expected difference in evolutionary distinctiveness between plantation and native habitats. 3) Since forest bird

lineages historically faced different evolutionary processes in relation grassland lineages (Sobral & Cianciaruso 2016) and forest plantations would act as barriers for grassland-adapted species, we expected that riparian forests and plantations should have more similar lineage composition than grasslands and forest plantations.

## **Material and methods**

### **Study area**

We conducted the study in the grasslands of the Pampa biome in extreme southern Brazil. These grasslands are part of the grasslands of southeastern South America (SESA grasslands), the region of greatest extension of grassland ecosystems in the Neotropics (Azpiroz et al., 2012). In this biome, forests are mostly restricted to riparian zones, representing 5.38% of the total area of the biome, while the grasslands represent 23.03% of the total area. Of the total area of the biome about 60% has already been converted (MMA 2007). Historically the main use of these grasslands was for livestock, but presently the conversion of these grasslands to silviculture and agriculture is changing the grassy landscape (Fontana and Bencke 2015).

We performed sampling at 34 sites in four municipalities located in the west-central portion of the state of Rio Grande do Sul: São Gabriel (30° 20' 11''S, 54 ° 19' 12''W), Rosário do Sul (30° 15' 30'' S, 54° 54' 51''W), Santa Margarida do Sul (30° 20' 19''S, 54° 4' 15''W) and Vila Nova do Sul (30° 20' 17''S, 53° 52' 33''W). We sampled four different habitat types: riparian forest, non-grazed native grassland, grazed native grassland (native habitats) and eucalyptus plantation. Each environment had eight sampling sites, except the

riparian forest, which had ten, although all environments had the same number of point counts.

The sample sites were selected from Google Earth images (2014) and later verified in the field. Some of the riparian forests sampled had influence from cattle in their interior and, consequently, poorly developed understories. The non-grazed grasslands are Permanent Preservation Areas (PPAs) inserted within areas of eucalyptus plantation. The PPAs comply with the determination proposed by the Brazilian Forest Code, law 12.651/12 (CFB 2012), which, among other functions, aims to protect the vegetation along the margins of watercourses. Within the PPAs, there is no type of management (*e.g.* grazing, fire) has taken place for at least five years, when the plantations were established. For the grazed grassland sites, excessively grazed areas were not considered. These sites also had small watercourses, however, there was no maintenance of PPAs. The eucalyptus plantations considered were above 15 m in height and lacked an understory.

### Bird sampling

We conducted bird sampling during the period of austral spring-summer from 2014 to 2016 covering three bird-breeding seasons. We performed a single visit at each of the 34 sites and sampled the birds using the point count method (Bibby et al., 1992). We distributed the counting points according to the size of each site, varying from three to nine points per site, separated from each other for at least a distance of 200 m. According to Bibby et al. (1992), this distance is ideal for guaranteeing statistical independence among sample points. We recorded all bird species seen or heard for a period of 10 minutes at each of the points within a fixed radius of 50 m. We limited the radius of observation to 50 m in order to maximize detectability and decrease potential observer error from attempting to identify cryptic species over long distances (Howick et al., 2015) and to maximize the detectability of species that are

heard at lower distances in forest environments. We had a total of 50 counting points in each type of sampled environment, totalizing 200 points. Samplings started 10 minutes after sunrise and continued for up to three hours. We did all sampling on days without wind or rain. Birds in flight were not considered.

### Phylogenetic trees

To evaluate the phylogenetic structure of the bird communities we obtained phylogenies from a comprehensive database of 10,000 phylogenetic trees (Jetz et al., 2012). These phylogenies are of the stage 2 type, based on Hackett et al. (2008) and are constructed with genetic data from 158 bird clades, where each species is assigned to one of these clades. Species with no genetic information were partially restricted within their clades using a combination of consensus trees and taxonomic information (Jetz et al., 2012). Thus, since not all species have molecular data, each tree represents a different hypothesis about the evolutionary relationships between bird species. In order to prevent uncertainties and possible deviation of the results when considering only a single phylogenetic tree, we conducted analyses using a set of 1,000 phylogenetic trees. From these phylogenies, we generate average phylogenetic values for all calculated metrics and for each of the communities, except for the analysis of phylogenetic composition in which we used a consensus tree generated from the mesquite program (Maddison & Maddison 2010), using the option “consensus tree” which provides a consensus tree from a set of trees.

### Statistical analyses

Our species composition matrices included, depending on the analysis, data on presence/absence or abundance for 107 bird species. We organized the matrices for the site

analysis since our objective was to compare variation among different habitats and not among counting points. To test hypothesis 1, which predicts taxonomic and phylogenetic impoverishment of communities in forest plantations, we calculated the Simpson diversity index for taxonomic diversity (Magurran 1988) and the phylogenetic diversity index (PDFaith) (Faith 1992) and an index of phylogenetic diversity derived from Rao quadratic entropy which we call here PDRao (Hardy and Jost 2008). PDFaith is an index based on the sum of the total length of the branches of all species coexisting in an assemblage and demonstrates phylogenetic richness (Faith 1992). PDRao is an index that, instead of considering taxonomical data, incorporates data from the phylogeny of the species. PDRao integrates phylogenetic distances between species and differences in species abundance between sites, thus providing a measure of phylogenetic diversity (Hardy and Senterre 2007). Unlike PDFaith, PDRao is not influenced by species richness and takes into account the abundance of species. In relation to hypothesis 1, we also calculated the indices of Mean Pairwise Phylogenetic Distance (MPD) and Mean Nearest Pairwise Distance (MNTD) (Webb et al., 2002). MPD expresses the average phylogenetic distance between all taxa of an assemblage, revealing patterns of phylogenetic clustering and dispersion according co-occurrence patterns (Webb et al., 2002, Kraft et al., 2007). MPD tend to capture more basal relationships between species (Webb et al., 2002, Prescott et al., 2016). The index MNTD is similar to MPD, however, it measures the average phylogenetic distance between an individual and the nearest or most closely related taxon and is based on the phylogenetic distance of the terminal branches (Webb et al., 2002).

We calculated standardized effect sizes (ses) for PD, MPD and MNTD indexes, in order to obtain a measure of phylogenetic diversity independent of species richness (Webb et al., 2002; Swenson 2014). Standardized effect size values were generated from the comparison between the observed phylogenetic diversity and random phylogenetic diversity



obtained by null models (Kembel et al., 2010). To obtain random values of phylogenetic diversity, we ran 999 permutations of the independent swap null model, which randomizes species incidence while maintaining the occurrence frequency and the species richness in the sites (Gotelli 2000). Positive values of sesPD indicate greater phylogenetic diversity than expected, given the species richness observed; negative values indicate lower than expected phylogenetic diversity given the number of species (Webb et al., 2002; Prescott et al., 2016). Positive values of sesMPD and sesMNTD indicate phylogenetic dispersion while negative values indicate clustering (Webb et al., 2002; Pavoine and Bonsall 2011).

To test hypothesis 2, which considers grassland bird species as evolutionary distinct and, therefore, unable to colonize forested areas, we quantified the evolutionary distinctiveness (ED) of the species for each community, also based on 1,000 phylogenies. We calculated ED using Fair proportion (Isaach et al., 2007), which is calculated by summing the length of the branch of a given species to the root of the tree and dividing by the number of points that the branch supports or shares (Isaach et al., 2007; Veron et al., 2017). This index expresses a measure of uniqueness of the evolutionary history of a species in a phylogenetic tree (Jetz et al., 2014). Species with few relations and long branch-lengths in the tree have higher values of ED, while species with many relations or close relatives have lower values (Frishkoff et al., 2014).

To test hypothesis 3, which predicts differences in phylogenetic composition between forest and grassland environments due to differing evolutionary processes faced by the species, we explore the variation in phylogenetic composition among the sampled environments using Principal Components Analysis of Phylogenetic Structure (PCPS) (Duarte 2011). This metric explores patterns of variation in phylogenetic composition among communities along environmental gradients, allowing the identification of, among others factors, the association between each lineage with the habitat type, as well as the degree of

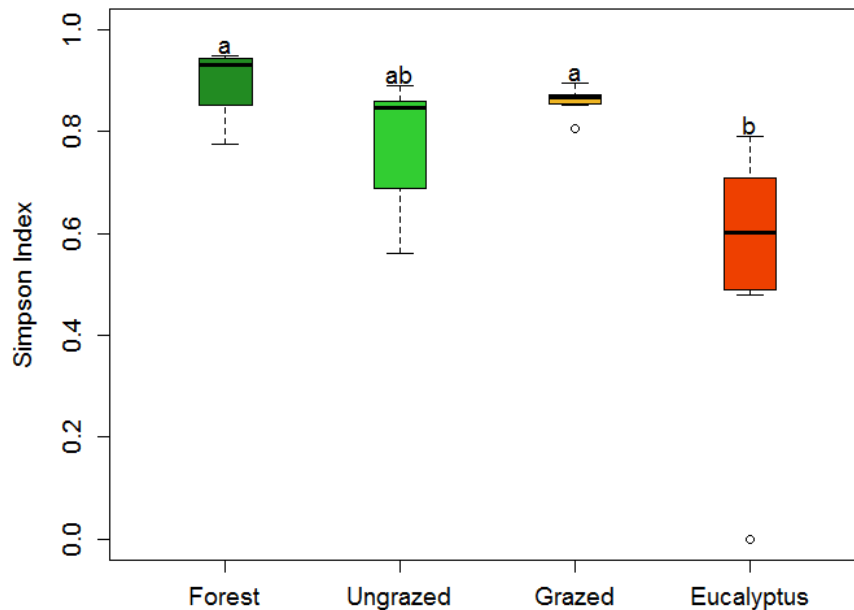
phylogenetic turnover among environments (phylobetadiversity) (Debastiani & Duarte 2014). The principal components analysis was performed with an occurrence matrix that describes the composition of species weighted by phylogenetic distances between pairs of species, thus generating phylogenetic eigenvectors called PCPS (Duarte 2011). PCPS with higher eigenvalues (generally the first PCPS axes [eigenvectors]) describe broad phylogenetic gradients by capture the phylogenetic variation close to the root of the phylogeny; PCPS with each time smaller eigenvalues progressively capture phylogenetic variation close to the extremities of the phylogeny (Duarte 2011). We used the first two axes of PCPS in analysis of variance to identify variation in the phylogenetic composition among habitats, since the two first axes captured most of the variation in phylogenetic composition (more than 10%).

We used univariate analysis of variance (ANOVA) to testing for differences in each diversity metric across habitats. For testing for differences in PDFaith, PDRao, sesPD, sesMPD, sesMNTD and ED among habitats, we used mean index values obtained across 1,000 phylogenies. We used Tukey's test contrast analysis to testing for differences in diversity between habitats when habitat had significant effect in the ANOVA. All analyses were performed in software R (R Core Team 2015), using the packages *picante* (Kembel *et al.* 2010), *vegan* (Oksanen *et al.* 2015), *ape* (Paradis *et al.* 2011), *ade4* (Dray *et al.* 2015) and PCPS (Debastiani & Duarte 2014).

## Results

We recorded 107 species of birds in the sampled environments (Appendix S1, S4, S5, S6). Of these species, three are included in the global category of Threatened according to IUCN (2015): *Culicivora caudacuta*, *Sporophila cinnamomea* and *Xanthopsar flavus*. All three were recorded in grassland areas, with the first two being in non-grazed areas while the third was in a grazed area. The largest number of species was recorded in the riparian forest,

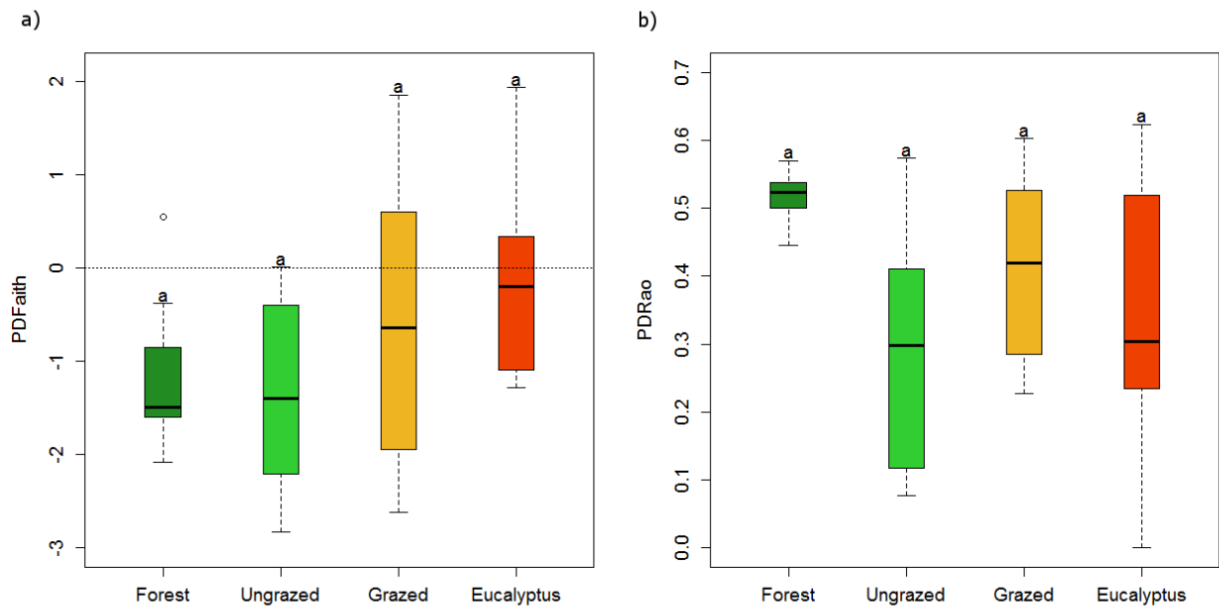
while the lowest was in eucalyptus plantations. The grazed and non-grazed grasslands exhibited similar richness. Of the 24 species recorded in the eucalyptus plantations, 17 were shared with the riparian forest and only four with grassland areas. Simpson's diversity index demonstrated a significantly lower diversity in the eucalyptus plantations (Fig.1).



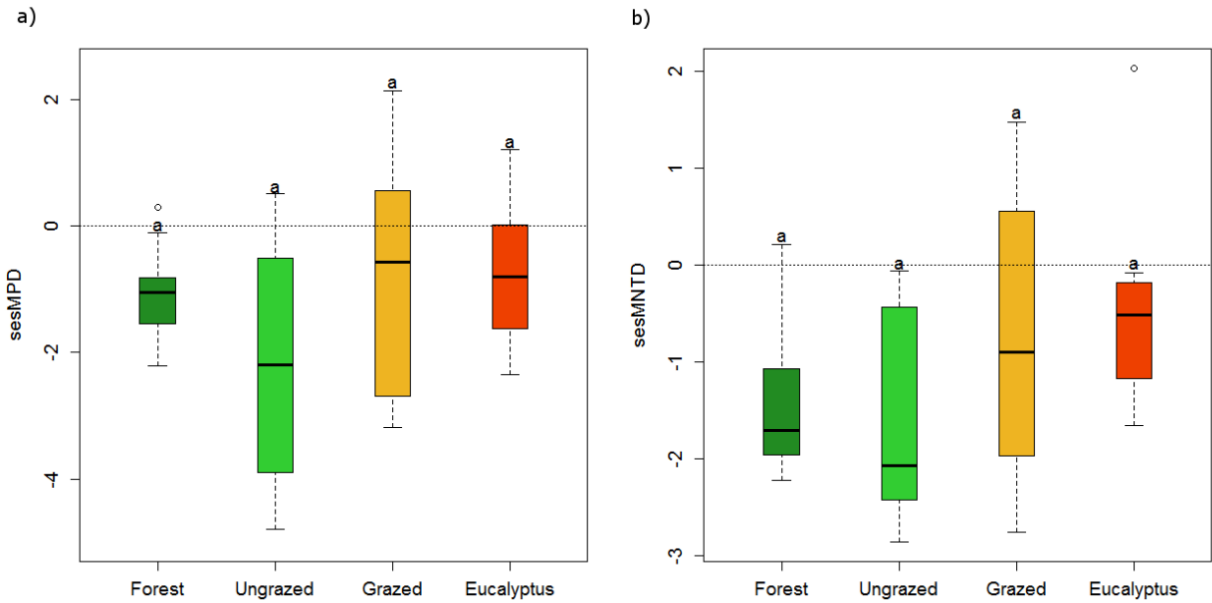
**Fig. 1.** Simpson's taxonomic diversity index, showing the difference between the sampled environments. Different letters indicate significant differences between treatments.

In relation to the indices for phylogenetic structure of the communities, PDFaith and PDRao showed that afforestation does not result in phylogenetic impoverishment in plantations since there were no significant differences between habitats (Fig. 2a-b). We observed that the phylogenetic diversity in the riparian forest was lower than expected given the total pool of species. The sesMPD also showed no differences among the environments, and the average distance between riparian forest species was lower than expected, indicating that all habitats have phylogenetic clustered bird communities (Fig. 3a). However, the average

phylogenetic distance between the related species (sesMNTD) was lower than expected in the non-grazed grasslands and in the eucalyptus plantations, but also without significant differences among environments (Fig. 3b). Both sesMPD and sesMNTD indicated a pattern of phylogenetic clustering for all sampled communities (for p values see Supplementary material, table S2).

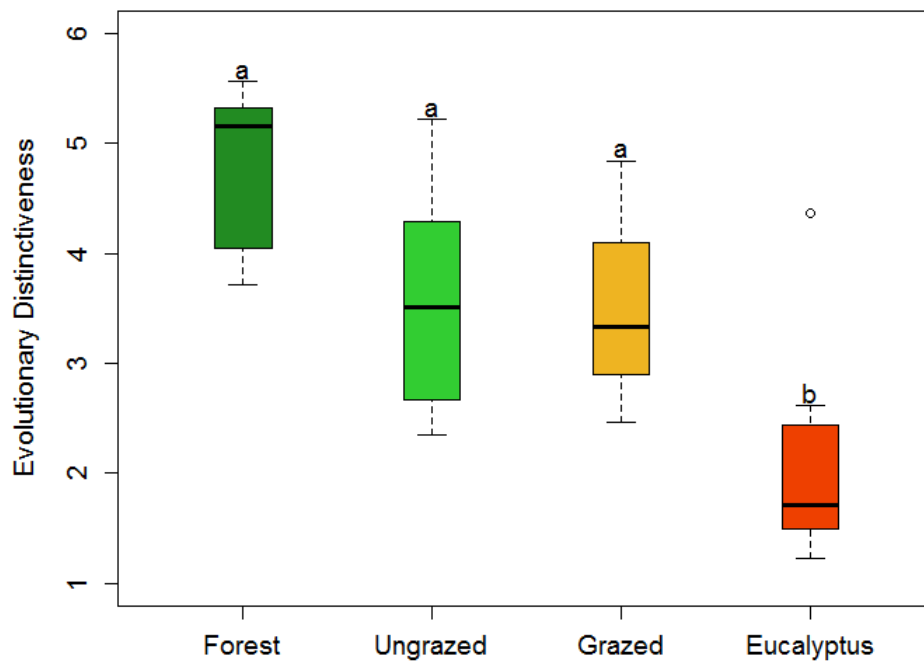


**Fig. 2.** (a) Faith Phylogenetic diversity and (b) Rao Phylogenetic diversity. Shared letters indicate no significant difference.



**Fig. 3.** (a) Mean pairwise difference (sesMPD), adjusted for species richness and (b) mean nearest taxon difference (sesMNTD) adjusted for species richness. Shared letters indicate no significant difference.

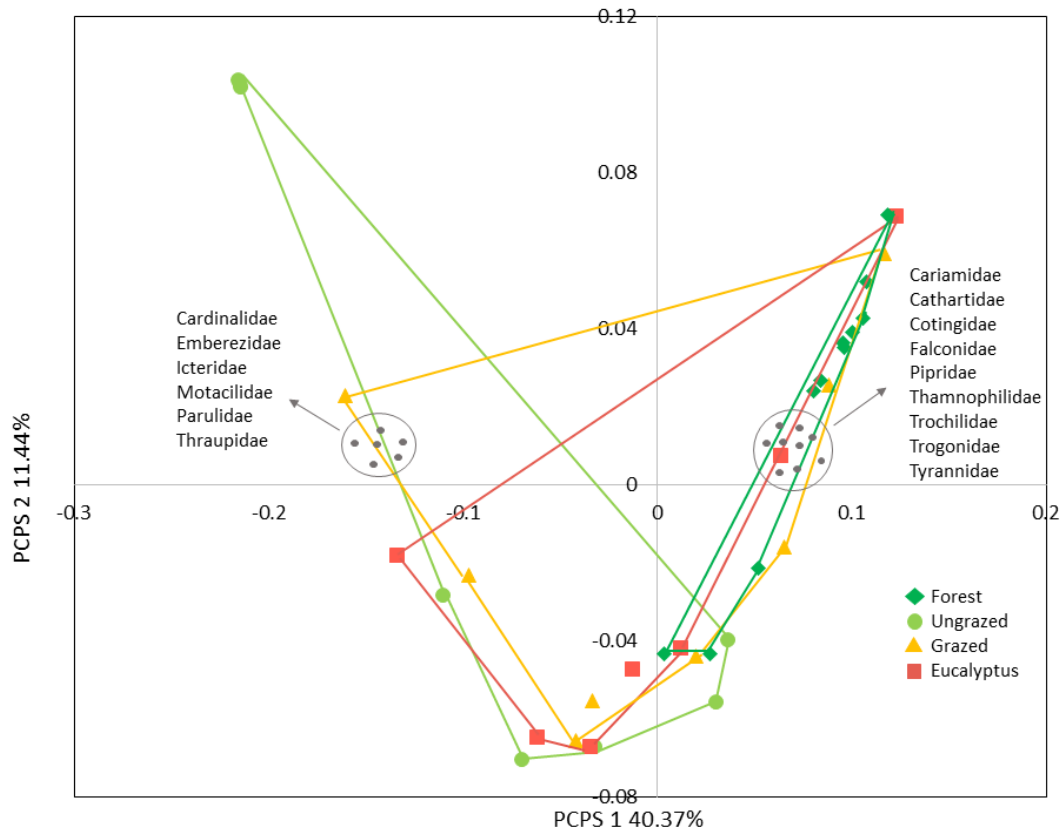
Regarding evolutionary distinctiveness, species of the native habitats had significantly higher ED relative to the eucalyptus plantations (Fig. 4), support our hypothesis (for p values see Supplementary material, table S2).



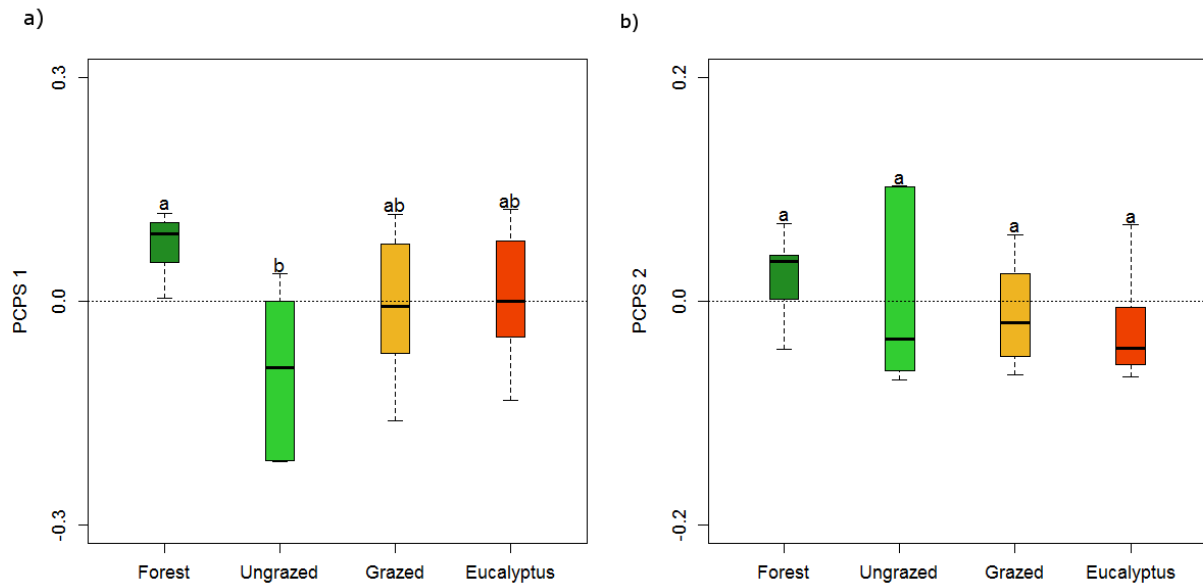
**Fig. 4.** Evolutionary distinctiveness (ED) in riparian forest, ungrazed, grazed and eucalyptus. Different letters indicate significant difference.

The pattern of variation in phylogenetic composition throughout the sites showed a phylogenetic clustering among the forest (riparian and plantations) and grassland areas (grazed and non-grazed), that is, some clades seem to be more associated with grassland vegetation while other are more associated with forest vegetation (Fig. 5). The bird community occurring in the eucalyptus plantations appears to be formed by lineages of both riparian forest and grazed grasslands. The first two axes explained a high percentage, about 50%, of the variation in phylogenetic composition. Contrast analysis revealed that the non-grazed grasslands and the riparian forest differed in phylogenetic composition, with the

highest phylobetadiversity in the non-grazed grasslands (Fig. 6, for p values see Appendix S3).



**Fig. 5.** Scatter diagram of the first two axes of the Principal Coordinates of the Phylogenetic Structure (PCPS) analysis of the phylogenetic composition of the bird communities in relation to the sampled environments. The families that presented a positive or negative correlation greater than 80% were plotted in relation to the first two axes generated by the PCPS.



**Fig. 6.** Boxplots generated from the first two axes (a, b) respectively of the PCPS, showing the variation in phylogenetic composition among the sampled environments. Different letters indicate significant difference.

## Discussion

Our results provide evidence that afforestation of grassland ecosystems leads to the taxonomic impoverishment of bird communities. However, we did not record phylogenetic impoverishment of bird communities in the eucalyptus plantations. The habitats did not differ in bird phylogenetic diversity, as measured by indexes based on phylogenetic distances and branch lengths. Most of the species recorded in the plantations were shared with the riparian forest, which contributed to the similar phylogenetic diversity in forest plantations and native habitats. Species found in forest plantations and native habitats are distributed among several clades of Passeriformes, resulting in large relatedness among coexisting species. Further, the large frequency of Passeriformes contribute to the phylogenetic clustering recorded. These results are similar to those of Prescott et al. (2016), who did not find significant differences



for phylogenetic diversity of bird communities between monocultures of palm oil and native forests in Colombia. However, these same authors demonstrated that phylogenetic diversity in the cultivated areas increased according to the extent of the adjacent forest remnants, evidencing the importance of native environments near cultivated areas for the maintenance of phylogenetic diversity. This may also be the case for the area studied by us, since a study performed in the same region by Pezda (2015) found that riparian forest close to forest plantations can serve as a source of species for the plantations, thus contributing to the maintenance of the levels of phylogenetic diversity within eucalyptus plantations. Thus, in landscapes that do not have remnant forest near the plantations, we can expect a very low in phylogenetic diversity.

Our results provide evidence that afforestation of grasslands ecosystem leads to alterations in the phylogenetic composition of bird communities due to the loss of evolutionarily distinctive species. Tinamidae, Rallidae, Rheidae and Craciade represent the most distinct clades in our pool. Indeed, recent findings suggest that human activities pose a threat to evolutionarily distinct species (Friskhof et al., 2014; Edwards et al., 2015; Morelli et al., 2016; Prescott et al., 2016). The greater evolutionary distinctiveness in the grasslands and riparian forests indicates that these habitats may have greater stability and optimization in the use of resources, since the species present complementary traits in relation to the forest plantations (Petchey 2003). Human-modified habitats having less evolutionarily-distinct species are predominantly dominated by species of younger clades are more able to adapting to current rates of habitat conversion than species of old and unique lineages (Morelli et al., 2016). Thus, if native ecosystems continue to be converted in to forest plantations distinct lineages of birds will face severe population declines and extinction in a near future (Frishkoff et al., 2014), such as threatened species of more recent lineages, recorded in our study. The species included in categories of threat recorded by us belong to more recent lineages, and

although they do not exhibit high ED values, they also deserve attention because these species are currently in global threat categories due to the loss of grassland habitat and high specificity of habitat (Azpiroz et al., 2012; Serafini 2013). That is, the afforestation of the grasslands also negatively affects more recent lineages that present high specificity to the habitat.

We observed large variations in phylogenetic composition among habitats, which was related to the specific ecosystem which species evolved (forest or grassland) (Corbelli et al., 2015). The association of lineages to a specific habitat suggest the evolutionary stability in the habitat type occupied by the species along their evolutionary history (Diniz-Filho et al., 2011). Birds phylogenetic diversity in local communities is shaped by either a forest pool (species of riparian forest and forest plantations) or a grassland pool (species of grazed and non-grazed grasslands), which suggest that evolutionarily-defined adaptations to specific habitats explain differences in bird phylogenetic diversity between native and afforested habitats (Sobral & Cianciaruso 2016). Since the forest plantations are structurally more similar to riparian forests than grasslands, riparian forest lineages tend to occur in eucalyptus plantations even in grassland biomes, highlighting the effects of grassland afforestation for the grassland biodiversity (Fillooy et al., 2010; Corbelli et al., 2015).

The results of both the analysis of phylogenetic composition and the analysis of evolutionary distinctiveness demonstrate important conservation implications, such as reorienting areas to forest plantations, supervise the maintenance of PPAs in cattle farms, and ultimately encourage economic activities that are compatible with conservation of the taxonomic and evolutionary diversity of the species of birds in grassland ecosystems. For example, when properly managed, livestock can guarantee the conservation of taxonomic diversity (Develey et al., 2008; Fontana et al., 2016; Jacoboski et al., 2017) and, based on our

results, can also maintain species with elevated levels of evolutionary distinctiveness and habitat specialists.

Our study provides evidence of the importance of using other dimensions of diversity to capture as much information as possible about the species and communities studied, demonstrating that species conservation plans should be integrated. We recorded a decrease in taxonomic diversity and alterations in phylogenetic composition of communities according to grassland afforestation, which can be considered a warning about the future of bird species with unique traits and habitat specialists. Considering that only 4.6% of grassland ecosystems worldwide are protected (Hoekstra et al., 2005), the future of this avifauna depends on the type and intensity of land use in unprotected areas. Our results also demonstrate that the occupation of lineages of birds in a given habitat reflects the evolutionary history of the species. Thus, directing the expansion of forest plantations to areas already converted to other uses can help in the conservation of distinct evolutionary species as well as species that are habitat specialists, which are evolutionarily incapable of inhabiting planted forests.

### **Acknowledgments**

We thank CMPC Celulose Riograndense for financial and logistical support. We are grateful to E. F. de Araújo who provided information on the study area. We also thank the landowners who authorized bird sampling on their properties. We are grateful to the field assistance of J. K. F. Mähler Jr. and B. A. Maslak. We are grateful S.C. Müller and V. J. Debastiani for their valuable suggestions on the final version of the manuscript L.I.J received a scholarship from CAPES (Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior). S.M.H holds a research grant from Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), process 304820/2014-8.

## References

- Azpiroz, A. B., Isacch, J. P., Dias, R. A., Giacomo, A. S., Fontana, C. S., Palarea, C. M., 2012. Ecology and conservation of grassland birds in southeastern South America: a review. *J. Field Ornithol.* 83, 217-246.
- Bibby, C., Burgess, N., Hill, D., Mustoe, S., 1992. *Bird census techniques*. Academic Press, London.
- Brockhoff, E. G., Jactel, H., Parrotta, J. A., Quine, C. P., Sayer J., 2008. Plantation forests and biodiversity: oxymoron or opportunity? *Biodivers. Conserv.* 17, 925-951.
- Cavender-Bares, J., Kozak, K. H., Fine, P. V. A., Kembel, S. W., 2009. The merging of community ecology and phylogenetic biology. *Ecol. Lett.* 12, 693-715.
- CFB (Código Florestal Brasileiro), 2012. Lei N°12.651, de 25 de maio de 2012. <http://www.planalto.gov.br/ccivil03/ato2011-2014/2012/lei/112651.htm/> (accessed 25 September 2016).
- CNA (Confederação da Agricultura e Pecuária do Brasil), 2016. <http://www.cnabrazil.org.br/noticias/o-brasil-e-um-dos-maiores-produtores-de-florestas-plantadas-do-mundo/> (accessed 10 October 2016).
- Corbelli, J. M., Zurita, G. A., Filloy, J., Galvis, J. P., Vespa, N. I., Bellocq, I., 2015. Integrating taxonomic, functional and phylogenetic beta diversities: interactive effects with the biome and land use across taxa. *PLoS ONE* 10, e0126854.
- Crawshaw, D., Dall'Agnol, M., Cordeiro, J. L. P., Hasenack, H., 2007. Caracterização dos campos sul-rio-grandenses: uma perspectiva da ecologia da paisagem. *Boletim Gaúcho de*

Geografia 33, 233-252.

Debastiani, V. J., Duarte, L. S., 2014. PCPS – an R-package for exploring phylogenetic eigenvectors across metacommunities. *Front. Biogeogr.* 6.3, 144-148.

Develey, P. F., Setubal, R. B., Dias, R. A., Bencke, G. A., 2008. Conservação das aves e da biodiversidade no bioma Pampa aliada a sistemas de produção animal. *Rev. Bras. Ornitol.* 16, 308–315.

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-grassland afforestation in southeastern South America. *Iheringia Ser. Zool.* 103, 12-19.

Diniz-Filho, J. A. F., Cianciaruso, M. V., Rangel, T. F., Bini, L. M., 2011. Eigenvector estimation of phylogenetic and functional diversity. *Funct. Ecol.* 25, 735-744.

Dray, S., Dufour, A., Thioulouse J., 2015. Package ‘ade4’. The comprehensive R archive network. <http://cran.r-project.org/web/packages/ade4/ade4.pdf> (accessed 15 September 2016).

Duarte, L. D. S., 2011. Phylogenetic habitat filtering influences forest nucleation in grasslands. *Oikos* 120, 208-215.

Edwards, D. P., Gilroy, J. J., Thomas, G. H., Uribe, C. A. M., Hugaasen, T., 2015. Land-Sparing agriculture best protects avian phylogenetic diversity. *Curr. Biol.* 25, 2384-2391.

Faith, D. P., 1992. Conservation evaluation and phylogenetic diversity. *Biol. Conserv.* 61, 1-10.

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 Oecol* 36, 333-338

- Fontana, C. S., Bencke, G. A., 2015. Biodiversidade de aves, in: Pillar, V. D. P., Lange, O. (Eds.), Os campos do Sul, Porto Alegre, pp. 93-99, Rede Campos Sulinos, UFRGS.
- Fontana, C. S., Dotta, G., Marques, C. K., Repenning, M., Agne, C. E., Santos, R. J., 2016. Conservation of grasslands birds in south Brazil: a land management perspective. *Nat. Conservacao* 14, 83-87.
- Frishkoff, L. O., Karp, D. S., M'gonigle, L. K., et al., 2014. Loss of avian phylogenetic diversity in Neotropical agricultural systems. *Science* 345, 1343–1346.
- Google Earth, 2014. Google Earth, version 7.1.5. <https://www.google.com/earth/download/ge/agree.html> (accessed 10 August 2014).
- Gotelli, N. J., 2000. Null model analysis of species cooccurrence patterns. *Ecology* 81, 2606-2621.
- Hackett, S. J., Kimball, R. T., Reddy, S., et al., 2008. A phylogenomic study of birds reveals their evolutionary history. *Science* 320, 1763-1768.
- Hardy, O. J., Jost, L., 2008. Interpreting and estimating measures of community phylogenetic structuring. *J. Ecol.* 96, 849-852.
- Hardy, O. J., Senterre, B., 2007. Characterizing the phylogenetic structure of communities by an additive partitioning of phylogenetic diversity. *J. Ecol.* 95, 493–506.
- Hasenack, H., Cordeiro, J. L. P., Costa, B. S. C., 2007. Cobertura vegetal atual do Rio Grande do Sul, in: Dall'agnol, M., Nabinger, C., Sant'anna, D. M., Santos, R. J. (Eds.), II Simpósio de Forrageiras e Produção Animal, pp. 15-21. Departamento de Forrageiras e Agrometeorologia/UFRGS, Porto Alegre.

Helmus, M. R., Keller, W., Paterson, M. J., Yan, N. D., Cannon, C. H., Rusak, J.A., 2010. Communities contain closely related species during ecosystem disturbance. *Ecol. Lett.* 13, 162-174.

Hoekstra, J. M., Boucher, T. M., Ricketts, T. H., Roberts, C., 2005. Confronting a biome crisis: global disparities of habitat loss and protection. *Ecol. Lett.* 8, 23–29.

Howick, T. J., Elmore, R. D., Fuhlendorf, S. D., Engle, D. M., Hamilton, R. G., 2015. Spatial heterogeneity increases diversity and stability in grassland bird communities. *Ecol. Appl.* 25, 662–672.

Isaach, N. J., Turvey, S. T., Collen, B., Waterman, C. & Baillie, J. E., 2007. Mammals on the EDGE: conservation priorities based on threat and phylogeny. *PLoS ONE* 2, e296.

IUCN, 2015. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2015.4. <http://www.iucnredlist.org> (accessed 10 September 2016).

Jacoboski, L. I., Mendonça-Lima, A., Hartz, S. M., 2016a. Structure of bird communities in eucalyptus plantations: nestedness as a pattern of species distribution. *Braz. J. Biol.* 76, 583-591.

Jacoboski, L. I., Debastiani, V. J., Mendonça-Lima, A., Hartz, S. M., 2016b. How do diversity and functional nestedness of bird communities respond to changes in the landscape caused by eucalyptus plantations? *Community Ecol.* 17, 107-113.

Jacoboski, L. I., Paulsen, R. K., Hartz, S. M., 2017. Bird-grassland associations in protected and non-protected areas in southern Brazil. *Perspect. Ecol. Conserv.* 15, 109-114.

- Jetz, W., Thomas, G. H., Joy, J. B., Hartmann, K., Mooers, A. O., 2012. The global diversity of birds in space and time. *Nature* 491, 444-448.
- Jetz, W., Thomas, G. H., Joy J. B., Redding, D. W., Hartmann, K., Mooers, A. O., 2014. Global distribution and conservation of evolutionary distinctness in birds. *Curr. Biol.* 24, 919-930.
- Kembel S. W., Cowan P. D., Helmus M. R., Cornwell W. K., Morlon H., Ackerly D. D., Blomberg, S. P. & Webb, C. O. (2010) Picante: R tools for integrating phylogenies and ecology. *Bioinformatics* 26, 1463–1464.
- Kraft, N. J. B., Cornwell, W. K., Webb, C. O., Ackerly, D. D., 2007. Trait evolution, community assembly, and the phylogenetic structure of ecological communities. *Am. Nat.* 170, 271-283.
- Krajewski, C., 1991. Phylogeny and diversity. *Science* 254, 918-919.
- Mace, G. M., Gittleman, J. L., Purvis, A., 2003. Preserving the tree of life. *Science* 300, 1707–1709.
- Maddison, W. P., Maddison, D. R., 2010. Mesquite: A Modular System for Evolutionary Analysis, Version 2.74. <http://mesquiteproject.org> (accessed 14 September 2016).
- Magurran, A. E., 1988. *Ecological Diversity and Its Measurement*. Princeton University Press, Princeton.
- Marsden, S. J., Whiffin, M., Galetti, M., 2001. Bird diversity and abundance in forest fragments and Eucalyptus plantations around an Atlantic forest reserve, Brazil. *Biodivers. Conserv.* 10, 737-751.



- McKinney, M. L., Lockwood J. L., 1999. Biotic homogenization: a few winners replacing many losers in the next mass extinction. *Trends Ecol. Evol.* 14, 450-453.
- Mendonça-Lima, A., 2012. Estrutura de habitat, diversidade e comportamento da avifauna em sistemas de silvicultura em Floresta Ombrófila Mista. Ph.D thesis. Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Brazil.
- MMA, 2007. Probio: cobertura vegetal do bioma Pampa. Porto Alegre. UFRGS e Embrapa. Relatório técnico. 31 p.
- Morelli, F., Benedetti, Y., Ibáñez-Álamo, J. D., Jokimäki, J., Mänd, R., Tryjanowski, P. Møller, A. P., 2016. Evidence of evolutionary homogenization of bird communities in urban environments across Europe. *Global Ecol. Biogeogr.* 25, 1284-1293.
- Mouquet, N., Devictor, V., Meynar, C. N., et al., 2012. Ecophylogenetics: advances and perspectives. *Biol. Rev.* 87, 769-85.
- Oksanen, J. F., Blanchet, F. G., Friendly, M., et al., 2015. *vegan: Community Ecology Package*. R package version 2.0-5. <http://cran.r-project.org/web/packages/vegan/index.html> (accessed 12 November 2016).
- Paradis, E., Bolker, B., Claude, J., et al., 2011. Package ‘ape’: Analysis of Phylogenetics and Evolution. <http://cran.r-project.org/web/packages/ape/ape.pdf> (accessed 12 November 2016).
- Pavoine, S., Bonsall, M. B., 2011. Measuring biodiversity to explain community assembly: a unified approach. *Biol. Ver.* 86, 792-812.
- Petchey, O. L., 2003. Integrating methods that investigate how complementarity influences ecosystem functioning. *Oikos* 101, 323–30.

- Pezda, A.M., 2015. Influência da silvicultura na composição e diversidade de aves florestais no bioma Pampa. Dissertation. Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Brazil
- Phifer, C. C., Knowlton, J. L., Webster, C. R., Flaspohler, D. J., Licata, J. A., 2016. Bird community responses to afforested eucalyptus plantations in the Argentine pampas. *Biodivers. Conserv.* 25, 1-29.
- Prescott, G. W., Gilroy, J. J., Haugaasen, T., Uribe, C. A. M., Foster, W. A., Edwards, D. P., 2016. Managing Neotropical oil palm expansion to retain phylogenetic diversity. *J. Appl. Ecol.* 53, 150-158.
- R Development Core Team, 2015. R: A language and environment for statistical computing. Vienna: R Foundation for Statistical Computing. ISBN 3-900051-07-0.
- Rossatti, N. B., Silva, D. M., Batalha, M. A., 2015. Loss of phylogenetic and functional originalities of woody cerrado species in simulated extinction scenarios. *Austral Ecol.* 40: 267-274.
- Serafini, P. P., 2013. Plano de Ação Nacional para a conservação dos passeriformes ameaçados dos Campos Sulinos e Espinilho (Série Espécies Ameaçadas, 31). Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade, Brasília.
- Sobral, F. L., Cianciaruso, M. V., 2016. Functional and phylogenetic structure of forest and savanna Bird assemblages across spatial scales. *Ecography* 39, 533–541.
- Swenson, N. G., 2014. *Functional and Phylogenetic Ecology in R*. Springer Science & Business Media, New York.

Veldman, J. W., Overbeck, G. E., Negreiros, D., et al., 2015. Where Tree Planting and Forest Expansion are Bad for Biodiversity and Ecosystem Services. *BioScience* 65, 1011-1018.

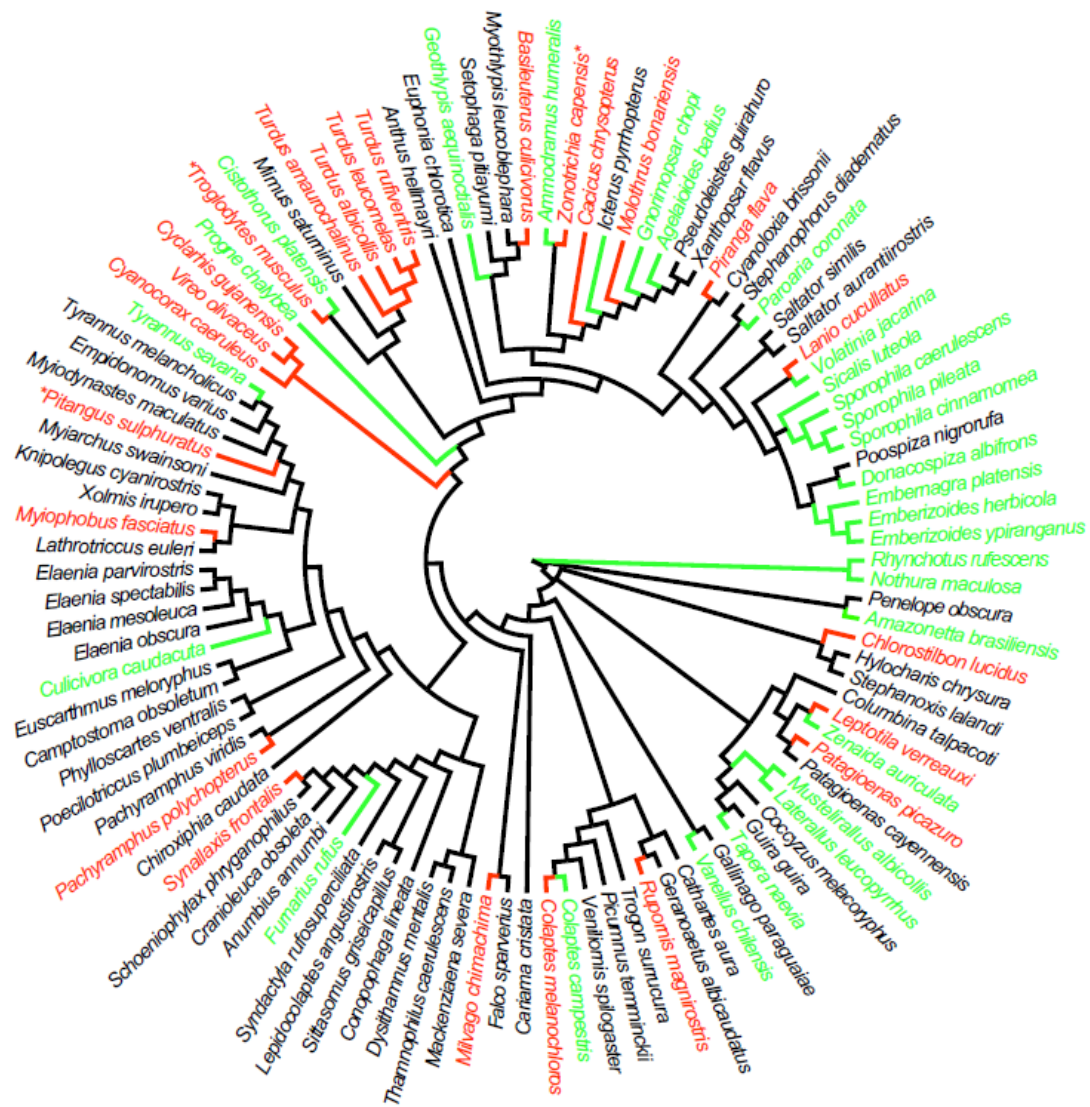
Veron, S., Davies, T. J., Cadotte, M. W., Clergeau, P., Pavoine, S., 2017. Predicting loss of evolutionary history: Where are we? *Biol. Rev.* 92, 271–291.

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 Ecol. Manag.* 260, 1156-1163.

Webb, C. O., Ackerly, D. D., McPeck, M. A., Donoghue, M. J., 2002. Phylogenies and Community Ecology. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 33, 475-505.

Winter, M., Devictor, V., Schweiger, O., 2013. Phylogenetic diversity and nature conservation: where are we? *Trends Ecol. Evol.* 28, 199-204.





**Fig. S2.** A consensus phylogenetic tree representing the 107 species of birds. The branches and names of the species are colored according to the habitat that the species were registered: light green: species registered in the ungrazed grasslands; red: species recorded in eucalyptus plantations. Asterisks indicate species shared between habitats.



**Table S1.** Total species number of bird species sampled in each of the habitats.

Species	Forest	Ungrazed	Grazed	Eucalyptus
<i>Agelaioides badius</i>	1	3	0	0
<i>Amazonetta brasiliensis</i>	0	6	5	0
<i>Ammodramus humeralis</i>	0	23	49	0
<i>Anthus hellmayri</i>	0	0	11	0
<i>Anumbius annumbi</i>	0	0	4	0
<i>Basileuterus culicivorus</i>	22	0	0	5
<i>Basileuterus leucoblepharus</i>	31	0	0	0
<i>Buteo albicaudatus</i>	0	0	1	0
<i>Buteo magnirostris</i>	0	0	0	1
<i>Cacicus chrysopterus</i>	5	0	0	0
<i>Camptostoma obsoletum</i>	10	0	0	0
<i>Cariama cristata</i>	0	0	2	0
<i>Cathartes aura</i>	1	0	0	0
<i>Chiroxiphia caudata</i>	1	0	0	0
<i>Chlorostilbon lucidus</i>	0	0	0	1
<i>Cistothorus platensis</i>	0	1	4	0
<i>Coccyzus melacoryphus</i>	7	0	0	0
<i>Colaptes campestris</i>	0	3	6	0
<i>Colaptes melanochloros</i>	0	0	0	2
<i>Columbina talpacoti</i>	0	0	1	0
<i>Conopophaga lineata</i>	1	0	0	0
<i>Coryphospingus cucullatus</i>	0	0	0	4
<i>Cranioleuca obsoleta</i>	1	0	0	0
<i>Culicivora caudacuta*</i>	0	2	0	0
<i>Cyanocompsa brissonii</i>	2	0	0	0
<i>Cyanocorax caeruleus</i>	4	0	0	0
<i>Cyclarhis gujanensis</i>	11	0	0	1
<i>Donacospiza albifrons</i>	0	8	0	0
<i>Dysithamnus mentalis</i>	2	0	0	0

<i>Elaenia mesoleuca</i>	5	0	0	0
<i>Elaenia obscura</i>	2	0	0	0
<i>Elaenia parvirostris</i>	7	0	0	3
<i>Elaenia spectabilis</i>	1	0	0	0
<i>Emberizoides herbicola</i>	0	27	19	0
<i>Emberizoides ypiranganus</i>	0	10	2	0
<i>Embernagra platensis</i>	0	27	1	0
<i>Empidonomus varius</i>	4	0	0	0
<i>Euphonia chlorotica</i>	3	0	0	0
<i>Euscarthmus meloryphus</i>	11	0	0	0
<i>Falco sparverius</i>	0	0	3	0
<i>Furnarius rufus</i>	1	1	6	1
<i>Gallinago paraguaiiae</i>	0	0	4	0
<i>Geothlypis aequinoctialis</i>	6	4	1	0
<i>Gnorimopsar chopi</i>	0	1	2	0
<i>Guira guira</i>	0	0	1	0
<i>Hylocharis chrysura</i>	3	0	0	0
<i>Icterus cayanensis</i>	0	2	0	0
<i>Knipolegus cyanirostris</i>	3	0	0	0
<i>Laterallus leucopyrrhus</i>	0	1	0	0
<i>Lathrotriccus euleri</i>	6	0	0	0
<i>Lepidocolaptes angustirostris</i>	1	0	0	0
<i>Leptotila verreauxi</i>	65	0	0	5
<i>Mackenziaena severa</i>	1	0	0	0
<i>Milvago chimachima</i>	0	0	0	3
<i>Mimus saturninus</i>	0	0	1	0
<i>Molothrus bonariensis</i>	0	0	7	2
<i>Myiarchus swainsoni</i>	4	0	0	0
<i>Myiodynastes maculatus</i>	17	0	0	0
<i>Myiophobus fasciatus</i>	1	0	0	1
<i>Nothura maculosa</i>	0	3	5	0



<i>Pachyramphus polychopterus</i>	6	0	0	5
<i>Pachyramphus viridis</i>	3	0	0	0
<i>Paroaria coronata</i>	3	4	9	1
<i>Parula pitiayumi</i>	41	0	0	0
<i>Patagioenas cayennensis</i>	4	0	0	0
<i>Patagioenas picazuro</i>	5	0	0	3
<i>Penelope obscura</i>	1	0	0	0
<i>Phylloscartes ventralis</i>	5	0	0	0
<i>Picumnus temminckii</i>	1	0	0	0
<i>Piranga flava</i>	0	0	0	1
<i>Pitangus sulphuratus</i>	14	1	2	1
<i>Poecilotriccus plumbeiceps</i>	13	0	0	0
<i>Poospiza nigrorufa</i>	1	0	0	0
<i>Porzana albicollis</i>	0	2	0	0
<i>Progne tapera</i>	0	1	0	0
<i>Pseudoleistes guirahuro</i>	0	0	3	0
<i>Rhynchotus rufescens</i>	0	5	6	0
<i>Saltator aurantirostris</i>	10	0	0	0
<i>Saltator similis</i>	36	0	0	0
<i>Schoeniophylax phryganophilus</i>	0	0	7	0
<i>Sicalis luteola</i>	0	7	33	0
<i>Sittasomus griseicapillus</i>	7	0	0	0
<i>Sporophila bouvreuil</i>	0	1	0	0
<i>Sporophila caerulescens</i>	0	5	1	0
<i>Sporophila cinnamomea*</i>	0	1	0	0
<i>Stephanophorus diadematus</i>	13	0	0	0
<i>Stephanoxis lalandi</i>	4	0	0	0
<i>Synallaxis frontalis</i>	7	0	0	1
<i>Syndactyla rufosuperciliata</i>	12	0	0	0
<i>Tapera naevia</i>	0	3	0	0
<i>Thamnophilus caerulescens</i>	18	0	0	0

<i>Troglodytes aedon</i>	3	2	0	1
<i>Trogon surrucura</i>	4	0	0	0
<i>Turdus albicollis</i>	13	0	0	1
<i>Turdus amaurochalinus</i>	45	0	0	9
<i>Turdus leucomelas</i>	0	0	0	4
<i>Turdus rufiventris</i>	22	0	0	5
<i>Tyrannus melancholicus</i>	1	0	0	0
<i>Tyrannus savana</i>	0	5	20	0
<i>Vanellus chilensis</i>	0	2	11	0
<i>Veniliornis spilogaster</i>	7	0	0	0
<i>Vireo olivaceus</i>	19	0	0	3
<i>Volatinia jacarina</i>	0	7	0	0
<i>Xanthopsar flavus*</i>	0	0	13	0
<i>Xolmis irupero</i>	0	0	2	0
<i>Zenaida auriculata</i>	6	1	0	0
<i>Zonotrichia capensis</i>	33	44	38	21

---

\* Threatened species

**Table S2.** p values and confidence intervals (95%) for the contrasts between habitats after the Tukey's test and for each of the calculated metrics, lwr showing the lower end value of the interval and upr showing the upper final value. The asterisks indicate significant differences ( $p \leq 0.05$ ).

	Simpson			PDFaith			PDRao			sesMPD			sesMNTD			ED		
	lwr	upr	p	Lwr	upr	p	lwr	upr	p	lwr	upr	p	Lwr	upr	p	lwr	upr	p
Forest - Ungrazed	-0.051	0.355	0.196	-1.588	1.283	0.991	0.038	0.421	0.063	-1.481	2.635	0.871	-1.582	1.309	0.993	0.107	2.385	0.067
Forest - Grazed	-0.131	0.274	0.773	-0.824	2.047	0.657	-0.085	0.295	0.448	-1.273	2.843	0.729	-0.723	2.167	0.534	0.177	2.454	0.018*
Forest - Eucalyptus	0.065	0.471	0.006*	-2.544	0.443	0.244	-0.015	0.365	0.08	-1.452	2.664	0.853	-2.558	0.449	0.247	1.559	3.836	0.001*
Ungrazed - Grazed	-0.133	0.294	0.736	-2.308	0.781	0.543	-0.076	0.325	0.351	-2.377	1.962	0.993	-2.414	0.696	0.449	-1.269	1.13	0.998
Ungrazed - Eucalyptus	-0.329	0.098	0.466	-2.802	0.396	0.194	-0.146	0.255	0.881	-2.198	2.141	0.999	-2.801	0.419	0.206	2.652	-0.251	0.012*
Grazed - Eucalyptus	-0.411	0.017	0.049*	-2.038	1.16	0.877	-0.27	0.131	0.781	-1.273	2.348	0.995	-1.942	1.278	0.942	-2.582	-0.182	0.019*

**Table S3.** p values and confidence intervals (95%) for the contrasts between habitats after Tukey's test and for the PCPS axes, lwr showing the lower end value of the interval and upr showing the upper final value. The asterisks indicate significant differences ( $p \leq 0.05$ ).

	PCPS1			PCPS2		
	Lwr	upr	p	lwr	upr	p
Forest – Ungrazed	0.063	0.275	0.0001*	-0.054	0.082	0.943
Forest – Grazed	-0.021	0.190	0.155	-0.036	0.100	0.596
Forest - Eucalyptus	-0.025	0.195	0.177	-0.028	0.114	0.369

Ungrazed - Grazed	-0.029	0.199	0.202	-0.091	0.056	0.915
Ungrazed - Eucalyptus	-0.033	0.202	0.232	-0.105	0.047	0.730
Grazed - Eucalyptus	-0.011	0.117	0.999	-0.087	0.064	0.976

---

### CAPÍTULO 3

#### **Como a diversidade funcional de comunidades de aves responde as mudanças causadas pelo florestamento de ecossistemas campestres?#**

Lucilene Inês Jacoboski<sup>1\*</sup>, Sandra Maria Hartz<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Laboratório de Ecologia de Populações e Comunidades (Lepec). Programa de Pós-Graduação em Ecologia. Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS), Rio Grande do Sul, Brasil.

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

# Artigo formatado de acordo com as normas da revista *Community Ecology*.

## Resumo

Mudanças no uso do solo podem levar a redução ou perda de funções específicas desempenhadas pelas espécies de aves. Medidas de diversidade funcional podem prever respostas de comunidades a essas mudanças. Aqui nós investigamos o efeito do florestamento dos campos do sul da América do Sul sobre a diversidade funcional de atributos ecológicos de comunidades de aves, utilizando diferentes métricas. Nós coletamos dados de comunidades de aves em habitats nativos (campo pastejado e não pastejado e floresta ripária) e em habitats convertidos em plantações de eucalipto. Nós identificamos 109 espécies de aves, sendo que a maior diversidade taxonômica foi registrada nos habitats nativos. Nós não registramos uma redução na diversidade funcional em áreas plantadas, pelo contrário, encontramos uma menor diversidade funcional em áreas de floresta ripária, enquanto áreas de campo nativo e plantações não apresentaram diferença significativa, exceto entre campo pastejado e plantios pós-corte. Dentre as outras métricas avaliadas, somente a equabilidade funcional apresentou diferenças significativas, com os maiores valores registrados em plantações. Nossos resultados demonstram uma maior redundância funcional na floresta ripária, o que pode conferir maior estabilidade para essas comunidades, enquanto em plantios, maiores valores de diversidade funcional, podem indicar comunidades bastante dinâmicas e menos estáveis do ponto de vista funcional. Além disso, nossos resultados demonstram que a utilização dos recursos se dá de forma bem similar entre habitats nativos e plantados. Nossos resultados demonstram que plantações de eucalipto podem ser viáveis como habitat para uma pequena parcela da avifauna registrada no *pool* local, no entanto resta saber se o uso dessas plantações pelas aves é efetivo ou apenas de forma ocasional, estudos futuros auxiliariam a capacidade de explicar a ocupação do espaço funcional nessas áreas.

Palavras-chave: diversidade funcional, aves, plantações de eucalipto, Pampa

## **Introdução**

A conversão de habitats nativos para outros usos do solo deve aumentar nos próximos anos em virtude do crescimento da população humana e maior demanda de recursos (Newbold et al. 2013). Geralmente, a degradação florestal é tida como uma das maiores ameaças à perda de biodiversidade (Fahrig 2003). Já em ecossistemas não-florestais a conversão destes para florestas plantadas está entre os principais fatores de perda de diversidade (Azpiroz et al. 2012, Overbeck et al. 2015). Ecossistemas não-florestais, como os campos nativos mantêm uma biodiversidade única, associada tanto ao campo como as florestas ripárias, que ocorrem em menor proporção dentro desse ecossistema (Overbeck et al. 2007). Como a biodiversidade é um importante elemento no funcionamento e estabilidade dos ecossistemas (Walker 1995, Cardinale et al. 2012), o declínio na biodiversidade pode levar a consequências a longo prazo nos ecossistemas, acarretando a redução no funcionamento dos ecossistemas e prejudicando a execução de serviços ecossistêmicos (Brockerhoff et al. 2013, Luck et al. 2013). Espécies de aves por exemplo, fornecem importantes serviços ecossistêmicos, como controle biológico de pragas, polinização e dispersão de sementes (Sekercioglu 2006). Para examinar as consequências da perda ou redução da biodiversidade no funcionamento dos ecossistemas, podem ser usados atributos das espécies que podem prever como espécies vão responder às mudanças (Díaz e Cabido 2001).

As características e a amplitude do nicho ecológico de cada espécie podem influenciar a capacidade das espécies em explorar diferentes tipos de habitats, sejam eles habitats degradados ou novos habitats criados por atividades humanas (Jacoboski et al. 2016, Zurita et al. 2017). Atributos funcionais dos indivíduos tem fortes impactos em funções ecossistêmicas, podendo gerar grandes reduções nos processos ecológicos (Cardinale et al. 2012). Dada a ligação entre diversidade funcional e serviços ecossistêmicos, é importante entender como mudanças no uso do solo podem ser manejadas para prevenir a perda de diversidade funcional

e otimizar a diversidade funcional em paisagens modificadas (Luck et al. 2013, Prescott et al. 2016). Com o aumento da intensidade e mudanças no uso do solo e diferenças nas respostas das espécies de aves, comunidades de aves estão se tornando menos diversas e dominadas por tipos particulares de espécies, principalmente espécies generalistas (Newbold et al. 2014, De Coster et al. 2015). Vários estudos têm mostrado que os atributos ecológicos de espécies, incluindo diferentes *taxa* (plantas, mamíferos, aves, anfíbios, formigas) ajudam a explicar diferenças nas respostas às mudanças no uso do solo (Flynn et al. 2009, Ernst et al. 2006, Corbelli et al. 2015, Jacoboski et al. 2016). Para aves não-migratórias, tamanho corpóreo maior, especialistas de habitat e dieta, espécies com maior tempo de desenvolvimento têm se mostrado mais sensíveis a mudanças no uso do solo (Sekercioglu 2007, Tschardt et al. 2008, Newbold et al. 2013).

Habitats antrópicos estruturalmente e biologicamente menos diversos, como plantações de eucalipto, levam a reduções na diversidade taxonômica e funcional de comunidades de aves quando comparados com ecossistemas florestais nativos (Corbelli et al. 2015, Jacoboski et al. 2016, Phifer et al. 2016). Porém, o efeito dessas plantações na diversidade funcional de aves no Pampa, considerando tanto comunidades de aves dos campos (pastejados e não-pastejados) como das florestas ripárias são desconhecidos. Sabe-se que o florestamento de ecossistemas campestres leva a reduções na riqueza e abundância de espécies em áreas plantadas na savana argentina (Phifer et al. 2016) e mudanças na composição de espécies nos campos do sul do Brasil (Dias et al. 2013). Outro estudo realizado em uma savana colombiana, López-Ricaurte et al. (2017) encontraram que aves especialistas campestres podem ser bastante sensíveis a conversão de savanas para plantações de óleo de palma. Logo, mudanças na riqueza e composição de espécies podem alterar a execução de funções ecossistêmicas desempenhadas pelas aves através de mudanças nas combinações de atributos entre as espécies (Flynn et al. 2009).



Nos campos localizados no sul da América do Sul a principal atividade econômica nestes campos até alguns anos atrás era a pecuária em campo nativo, uma atividade tradicional que quando manejada de forma adequada é compatível com a conservação da avifauna nativa (Fontana et al. 2016, Jacoboski et al. 2017). Porém, nos últimos anos houve a intensificação e conversão destes campos para a silvicultura e agricultura. A intensificação da produção de celulose e madeira nestes campos leva a mudanças nas comunidades de aves típicas de campo, já que espécies que dependem de recursos exclusivamente campestres são bastante sensíveis a conversão dos campos e são extintas localmente (Dias et al. 2013, Phifer et al. 2016). Comparado com outros biomas, os impactos de mudanças no uso do solo associados com a intensificação desses usos nos campos sulinos ainda são pouco estudados. Nesse sentido, o objetivo desse estudo é avaliar se o florestamento dos campos do bioma Pampa reduz a diversidade funcional de comunidades de aves, comparando tanto habitats campestres como florestais nativos e plantações de eucalipto em diferentes estágios de desenvolvimento. Assim nós predizemos que: 1) Considerando que mudanças no uso do solo podem levar a reduções na diversidade taxonômica e funcional de comunidades de aves (Edwards et al. 2013, Jacoboski et al. 2016), nós esperamos que o florestamento dos campos diminua a diversidade taxonômica e funcional de comunidades de aves, enquanto o pastejo não deve reduzir. 2) Serviços ecossistêmicos como o controle de pragas podem ser mantidos em paisagens altamente modificadas (Luck et al. 2013, De Coster et al. 2015). Assim, nós predizemos que a conversão dos campos para o florestamento, causa mudanças na composição funcional de atributos das espécies de aves, aumentando a ocorrência de espécies insetívoras e onívoras em áreas de plantio de eucalipto adulto e em áreas após o corte do eucalipto.

## **Material e métodos**

## Área de estudo

Nós conduzimos o estudo nos campos do bioma Pampa no extremo sul do Brasil. Esses campos fazem parte dos chamados campos do sudeste da América do Sul (SESA *grasslands*), região com a maior extensão de ecossistemas campestres no Neotrópico (Azpiroz et al. 2012). Dentro do bioma Pampa estão delimitadas 10 ecorregiões caracterizadas com base na sua vegetação, altitude e tipo de solo (Hasenack et al. 2010). A ecorregião que compreende a área de estudo é denominada de Campo Misto de Andropogôneas e Compostas, onde no estrato inferior predominam as espécies prostradas e no estrato superior destacam-se capins do gênero *Andropogon spp.* (Hasenack et al. 2010). Atualmente a conversão desses campos para a silvicultura e agricultura está mudando a paisagem local (Fontana e Bencke 2015). Dentro deste bioma as florestas estão mais restritas às zonas ripárias.

Nós realizamos amostragens em 50 sítios, em quatro municípios localizados na porção centro-oeste do estado do Rio Grande do Sul: São Gabriel (30° 20' 11"S, 54 ° 19' 12"W), Rosário do Sul (30° 15' 30" S, 54° 54' 51"W), Santa Margarida do Sul (30° 20' 19''S, 54° 4' 15''W) e Vila Nova do Sul (30° 20' 17''S, 53° 52' 33''). Nós amostramos seis diferentes tipos de habitat: floresta ripária, campo nativo não-pastejado, campo nativo pastejado e plantações de eucalipto adulto, plantações de eucalipto em estágio inicial de desenvolvimento e também amostramos áreas de plantio logo após o corte (Fig. 1). Cada ambiente contou com oito sítios de amostragem, exceto a floresta ripária que teve 10 sítios amostrados.

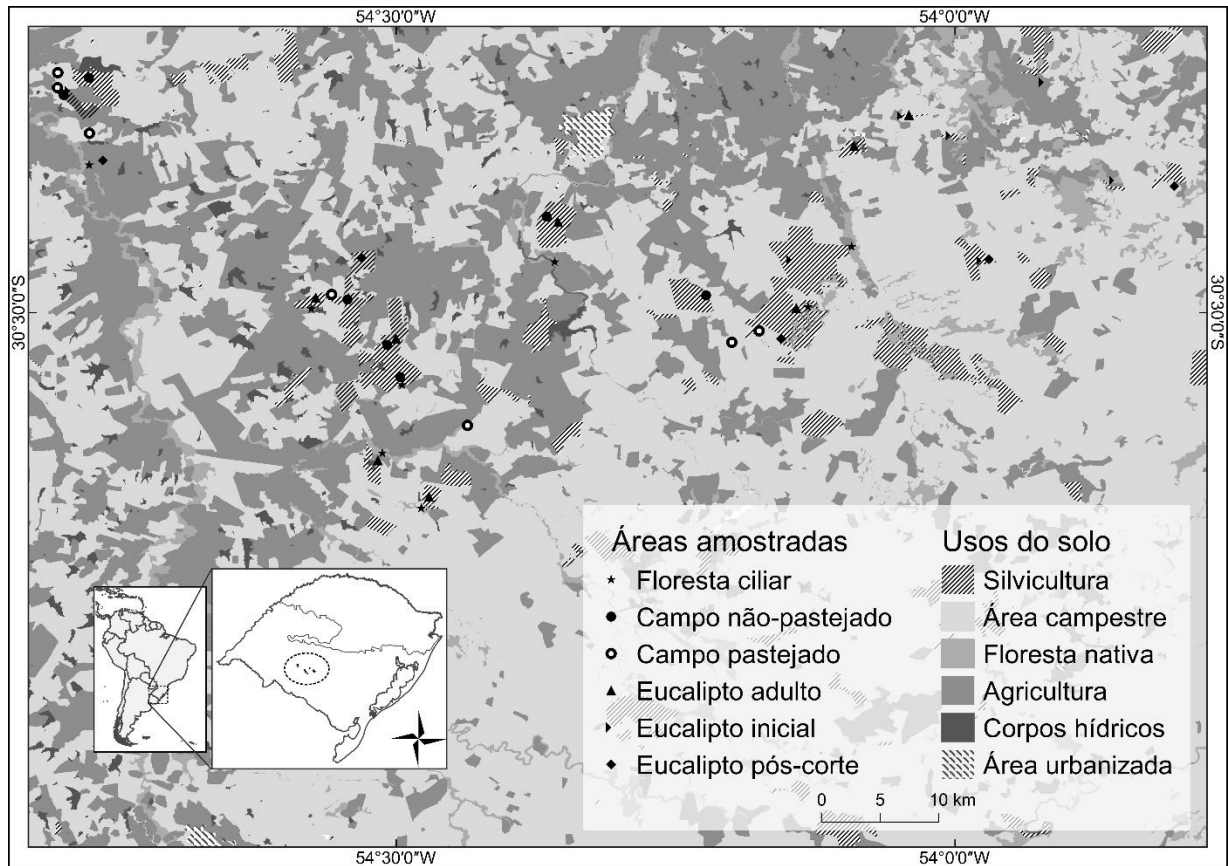


Figura 1. Localização da área de estudo no estado do Rio Grande do Sul e dos sítios amostrados.

Algumas das florestas ripárias amostradas apresentavam vestígios da presença de gado em seu interior e conseqüentemente sub-bosque pouco desenvolvido. O campo não-pastejado refere-se às Áreas de Preservação Permanente (APPs) inseridas dentro dos hortos de plantações de eucalipto. As APPs cumprem a determinação proposta pelo Código Florestal Brasileiro, lei 12.651/12 (CFB, 2012), que entre outras funções, visa proteger a vegetação na margem de cursos de água. Dentro das APPs não ocorre nenhum tipo de manejo (*e.g.* pastejo, fogo) há pelo menos cinco anos, quando foram implantados os plantios. Os sítios de campo pastejado também apresentavam pequenos cursos d'água, porém nestes não há manutenção das APPs. Os plantios de eucalipto em estágio inicial apresentavam altura de no máximo dois metros e vegetação herbácea e campestre em desenvolvimento, enquanto os plantios de

eucalipto em estágio adulto apresentavam altura superior a 15 m e sub-bosque ausente. Em plantios pós-corte não havia qualquer tipo de vegetação, apenas resíduos de colheita (para mais detalhes ver Tab. 1).

Tabela 1. Caracterização de cada um dos habitats amostrados em relação ao tipo de vegetação predominante.

Habitat	Características da vegetação
Floresta ripária	Vegetação com altura variando de seis a oito metros de altura com sub-bosque pouco desenvolvido em algumas áreas devido a presença de gado.
Campo não pastejado	Campos sem nenhum tipo de manejo há pelo menos cinco anos. Altura média da vegetação variando de 60 cm a um metro.
Campo pastejado	Campo com nível intermediário de pastejo, apresentando dois estratos verticais da vegetação. Altura média variando de cinco a 40 cm.
Plantações de eucalipto (adulto)	Plantações com idade superior a quatro anos de idade e com altura superior a 15 m. Sub-bosque ausente.
Plantações de eucalipto (inicial)	Plantações com menos de um ano de idade e com no máximo dois metros de altura. Sub-bosque dominado por vegetação herbácea-campestre.
Plantações pós-corte	Não há vegetação, predominam resíduos de colheita.

#### Amostragem das aves

Nós realizamos as amostragens das aves durante a primavera-verão austral de 2014 a 2016 abrangendo três estações reprodutivas das espécies de aves. Nós realizamos uma única visita em cada um dos 50 sítios e amostramos as aves através do método de pontos de contagem (Bibby et al. 1992). As amostragens foram distribuídas de forma que em cada estação reprodutiva todos os diferentes tipos de habitat foram amostrados. Nós distribuimos os pontos de contagem conforme o tamanho de cada um dos sítios, variando de três a nove pontos por sítio, separados um do outro por uma distância de 200 m (Bibby et al. 1992), mantendo uma distância mínima de 50m das bordas do habitat. Os pontos foram alocados de forma aleatória. De acordo com Bibby et al. (1992), essa distância é ideal para garantir a independência estatística entre pontos amostrais. Nós registramos todas as espécies de aves vistas ou ouvidas pelo período de 10 minutos em cada um dos pontos e mantivemos um raio

fixo de 50 m. Nós limitamos o raio de observação em 50 m para maximizar a detectabilidade e diminuir o potencial de erro do observador ao identificar espécies crípticas em longas distâncias (Howick et al. 2015) e para maximizar a detectabilidade de espécies que são ouvidas a distâncias menores em ambientes florestais. Tivemos um total de 50 pontos de contagem em cada tipo de ambiente amostrado, totalizando 300 pontos de contagem. As amostragens iniciavam 10 min. após o nascer do sol e se estendiam por até três horas depois. Nós realizamos todas as amostragens em dias sem vento ou chuva. Aves em voo não foram consideradas.

#### Atributos funcionais

Nós coletamos dados de atributos para as espécies de aves registradas e selecionamos 4 atributos para serem medidos: massa corpórea, dieta predominante (onívoro, insetívoro, granívoro, frugívoro, nectarívoro, carnívoro, saprófago), substrato de forrageio (solo, vegetação, ar, água) e substrato de nidificação (solo, vegetação). Nós escolhemos esses atributos considerando a maior probabilidade destes responderem às mudanças no uso do solo provocadas pelos plantios de eucalipto (Tab. 2). Além disso, essa escolha foi baseada em outros estudos que usaram os mesmos atributos e estes demonstraram que alterações no uso do solo levam a mudanças na diversidade funcional (Luck et al. 2013, Sekercioglu 2012, Jacoboski et al. 2016). A perda ou redução desses atributos pode resultar na perda de processos chave para o ecossistema, como diminuição nas taxas de predação, dispersão de sementes e polinização (Luck et al. 2013, Newbold et al. 2013). Nós utilizamos diferentes fontes para caracterizar as espécies de aves em relação aos seus atributos (Belton 1994, Del Hoyo et al. 1992-2002, Del Hoyo et al. 2003-2006, Wilman et al. 2014).

Tabela 2. Lista de atributos medidos e importância ecológica que podem ser afetados por mudanças no habitat.

Atributos	Importância ecológica
Massa corpórea	Relacionada com a taxa metabólica, comportamento de forrageamento, longevidade e <i>home-range</i> .
Dieta	Relacionada com a dispersão de sementes, polinização, controle biológico, remoção de carcaças, deposição de nutrientes.
Substrato de forrageio	Relacionado com o comportamento de forrageio e todos os aspectos de uso de recursos pelas aves.
Substrato de nidificação	Relacionado ao tamanho de ninhada e sucesso reprodutivo.

Lista de atributos elaborada a partir de informações contidas em Sekercioglu (2006) e Luck et al. (2012).

#### Análises estatísticas

Inicialmente para verificar a correlação espacial entre os pontos amostrados, nós realizamos uma análise de correlação de Mantel (Mantel 1967) entre uma matriz de distância a partir da matriz de composição taxonômica e uma matriz feita a partir das coordenadas geográficas de cada ponto. Nós também testamos se os diferentes anos de amostragem influenciaram na composição de espécies através de uma análise de Coordenadas Principais (PCoA). Posteriormente nós calculamos o índice de diversidade taxonômica das espécies de aves registradas, através do índice de diversidade de Simpson (Magurran 1988). Nós também calculamos o índice de diversidade funcional padronizada (sesFD, *standard effect size*). Além disso, calculamos outras quatro métricas de diversidade funcional: riqueza funcional (FRic), equabilidade funcional (FEve), divergência funcional (FDiv) e dispersão funcional (FDis).

Como o índice de diversidade funcional (FD) é reconhecidamente dependente da riqueza de espécies, nós calculamos o  $sesFD$ , que padroniza os valores de diversidade funcional removendo os efeitos da riqueza de espécies (Swenson 2014). Assim, comunidades com maior diversidade funcional, dada a riqueza de espécies observada, terão valores positivos de  $sesFD$  e aquelas funcionalmente menos diversas terão valores negativos (Prescott et al. 2016). Para  $sesFD$ , nós primeiro calculamos um dendrograma funcional para todas as nossas espécies, usando o método *Unweighted Pair Group Method with Arithmetic Mean* (UPGMA). Esse método identifica duas espécies mais próximas na matriz e forma um agrupamento. Uma nova matriz de distância é então calculada entre a distância entre esse agrupamento e todas as outras espécies. As duas espécies nesta nova matriz que estão mais próximas entre si formam o próximo agrupamento e assim por diante até que todas as espécies estejam agrupadas (Swenson 2014). Para calcular  $sesFD$  nós utilizamos o modelo nulo *taxa.labels* que mantém a riqueza de espécies em cada comunidade (Swenson 2014).

Nós também calculamos quatro métricas complementares de diversidade funcional (FRic, FEve, FDiv e FDis). Esses índices medem a distribuição dos atributos das espécies em um espaço multidimensional e são independentes da riqueza de espécies e um dos outros (Villéger et al. 2008). A riqueza funcional (FRic), representa a quantidade do espaço funcional preenchido na comunidade (Villéger et al. 2008). Uma comunidade com maior FRic deve ser aquela com muitos atributos e uma maior efetividade na utilização dos recursos, enquanto baixo FRic, sugere a ausência de alguns atributos (Prescott et al. 2016). FEve mede a regularidade na distribuição das espécies e suas abundâncias ao longo do espaço funcional, um gradiente de atributos e equabilidade na distribuição da abundância através das espécies (Villéger et al. 2008). Comunidades com alta FEve devem apresentar abundância igual através do espaço de atributos, indicando que os recursos estão sendo usados eficientemente na comunidade (Prescott et al. 2016). FDiv representa como a abundância se distribui ao



longo de um eixo de atributos funcionais, dentro do espaço ocupado pela comunidade (Mason et al. 2005), as espécies mais abundantes têm valores mais extremos de atributos. Assim, a divergência é baixa quando as espécies mais abundantes têm atributos funcionais que são relacionados ao centro do espaço funcional, já quando as espécies mais abundantes têm valores de atributos funcional extremos, a divergência é alta (Villéger et al. 2008). Em um contexto multivariado, a divergência funcional demonstra como a abundância está distribuída dentro do volume de espaço do atributo funcional ocupado pela espécie (Villéger et al. 2008).  $FDis$  é a distância média do atributo no espaço multidimensional de uma única espécie para o centroide de todas as espécies, ela pode levar em conta a abundância das espécies mudando a posição do centroide em direção à espécie mais abundante e pesar distâncias de cada espécie pela sua abundância relativa (Laliberté e Legendre 2010). Essa medida incorpora a riqueza e divergência funcional, assim altos valores de  $FDis$  podem indicar que a comunidade tem maior riqueza ou divergência funcional (Prescott et al. 2016).

Com os valores para cada uma das métricas calculadas para cada um dos sítios amostrados, nós realizamos análises de variância univariada (ANOVA), seguida de teste de Tukey, para comparar os contrastes entre os habitats, a fim de avaliar possíveis diferenças na estrutura taxonômica e funcional de comunidades de aves entre os ambientes amostrados. Todas as análises foram realizadas no *software* R (R Core Team 2015), utilizando os pacotes *picante* (Kembel et al. 2010) e *FD* (Laliberté et al. 2014).

Além dessas análises, nós também quantificamos quais atributos funcionais estão relacionados positiva ou negativamente com cada um dos habitats amostrados. Para isso nós usamos uma análise RLQ (Dolédec et al. 1996). RLQ é uma abordagem multivariada que liga informação da abundância de espécies, atributos de espécies e característica do ambiente. Essa métrica usa três diferentes matrizes: uma matriz de espécies x atributos (matriz Q), uma matriz de unidades amostrais x espécies (matriz L) e uma matriz de unidades amostrais x

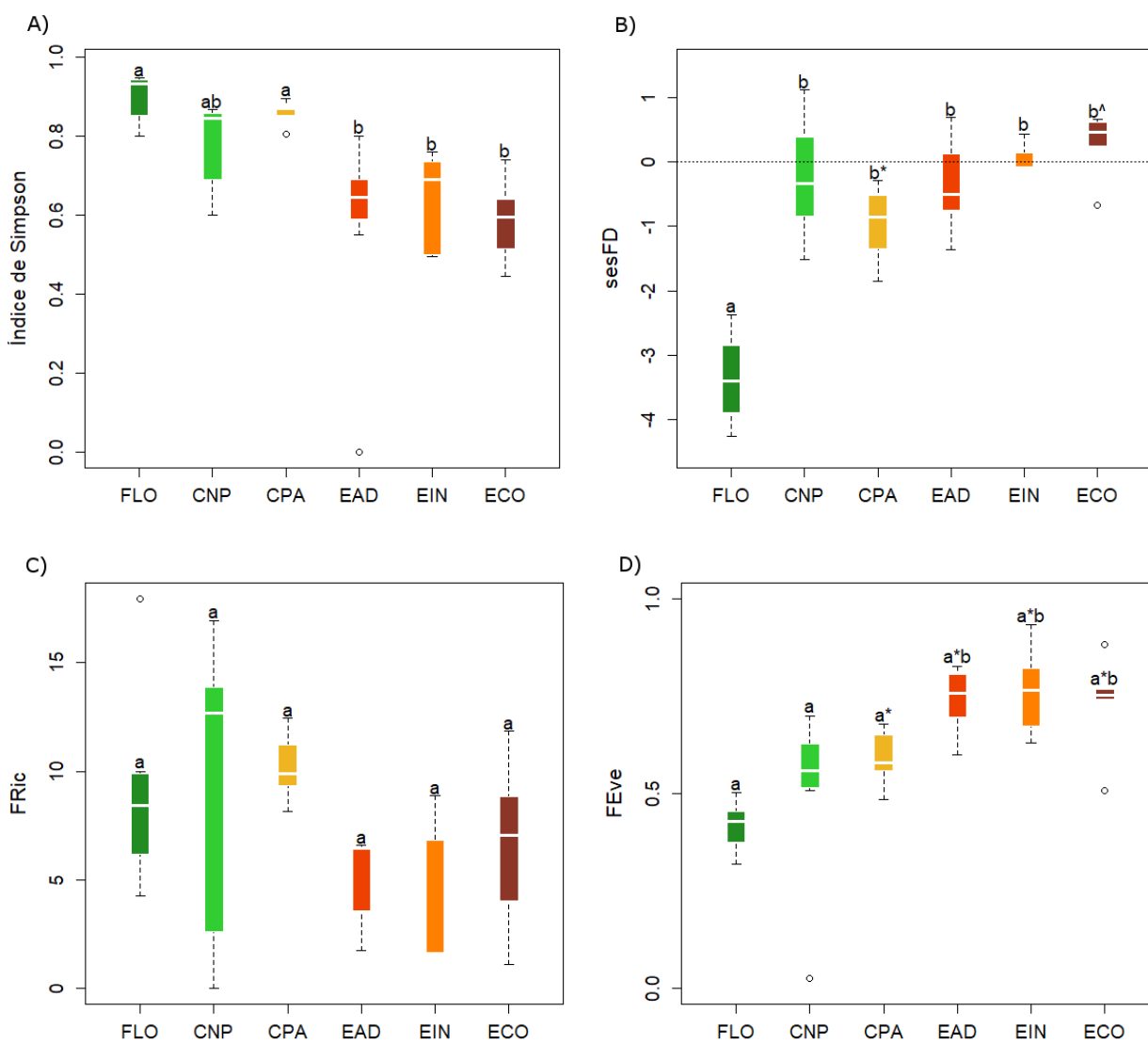
variáveis ambientais (matriz R), como variáveis ambientais consideramos aqui cada um dos habitats amostrados (Dray e Legendre 2008). RLQ é um método de ordenação que une os dados das três matrizes (ver Dray et al. 2003 para mais detalhes). A partir dessas três matrizes, uma quarta matriz é gerada, de atributos x variáveis ambientais. Nós utilizamos o modelo nulo *modeltype=6*, o único que não infla o erro tipo I (Dray e Legendre 2008, ter Braak et al. 2012). Esse modelo é uma abordagem combinada que permuta os sítios que estão nas linhas e espécies que estão nas colunas. Após um teste de permutação (9999 permutações), é possível identificar a força de associação entre os atributos das espécies e cada habitat. Para essa análise, nós utilizamos o pacote *ade4* (Chessel et al. 2004) no ambiente R (R Core Team 2015).

## Resultados

Nós registramos um total de 109 espécies de aves, inseridas em 39 famílias e 14 ordens (Tab.1, Mat. suplementar). Somente uma espécie foi registrada em todos os habitats – *Zonotrichia capensis*. Das espécies registradas três estão inseridas em categoria global de ameaça de acordo com a IUCN (2015): *Culicivora caudacuta*, *Sporophila cinnamomea* e *Xanthopsar flavus*. Outras duas espécies constam com registro de ameaça regional (DOE, 2014): *Sporophila pileata* e *Mackenziaena severa*. Todas estas espécies, exceto *M. severa* foram registradas em áreas de campo. Em relação aos pontos amostrados o teste de Mantel indicou que não houve correlação espacial significativa ( $r= 0.02$ ,  $P = 0.23$ ). A análise exploratória demonstrou que os diferentes anos de amostragem não apresentaram diferenças entre si na composição de espécies.

A maior diversidade taxonômica foi registrada na floresta ripária e nos campos e a menor nas áreas de plantio, considerando todos os estágios de desenvolvimento (Fig. 2A). A maioria das espécies registradas nos plantios adultos foi também registrada na floresta ripária.

A floresta ripária apresentou o menor nível de sesFD (menor sesFD do que esperado dada a riqueza de espécies) (Fig. 2B), enquanto FEve foi maior nos plantios de eucalipto, em todos seus estágios de desenvolvimento (Fig. 2D). FRic, FDiv e FDis não apresentaram nenhuma diferença significativa entre os tratamentos (Fig. 2C, E, F) (Tab. 2, Mat. suplementar).



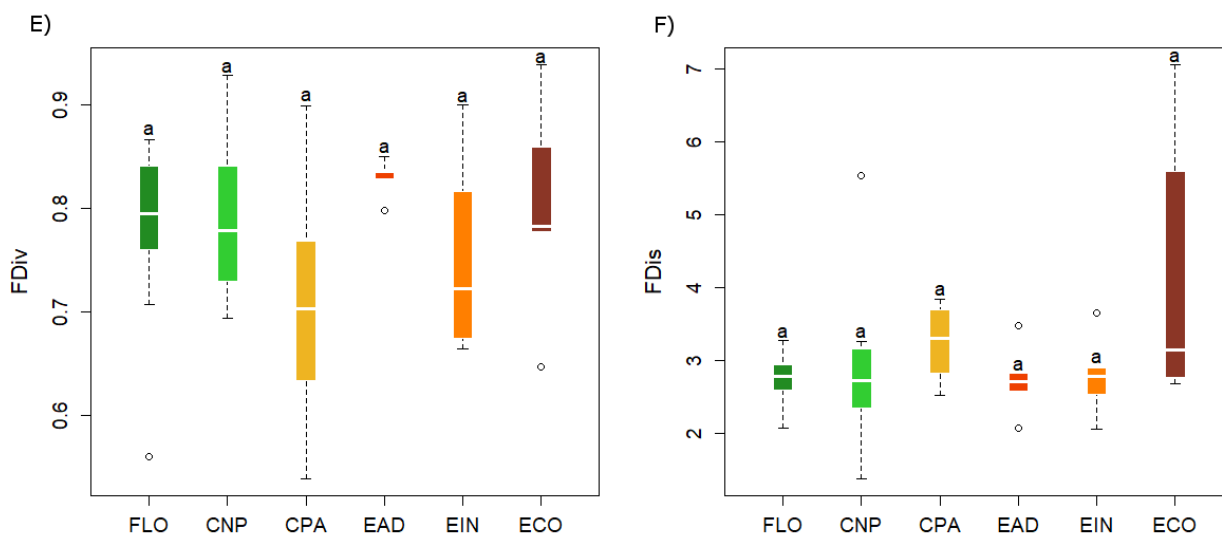


Figura 2. Boxplots para os valores de: A) diversidade taxonômica, B) diversidade funcional (sesFD), C) riqueza funcional (FRic), D) equabilidade funcional (FEve), E) divergência funcional (FDiv) e F) dispersão funcional (FDis). Letras diferentes indicam diferenças significativas, letras iguais com símbolos também indicam diferenças significativas. Letras iguais desacompanhadas de qualquer símbolo não indicam diferença significativa. Legenda: FLO (floresta ripária), CNP (campo não-pastejado), CPA (campo pastejado), EAD (eucalipto adulto), EIN (eucalipto inicial), ECO (eucalipto pós-corte).

As relações mais evidentes entre atributos e habitat estão relacionadas aos plantios cortados. Espécies que nidificam no solo e aquelas com maior massa corpórea foram positivamente associadas com os plantios logo após o corte. Já, espécies que nidificam na vegetação foram negativamente associadas com esse estágio dos plantios (Fig. 3). Nenhuma das categorias de dieta apresentou associação com os habitats.

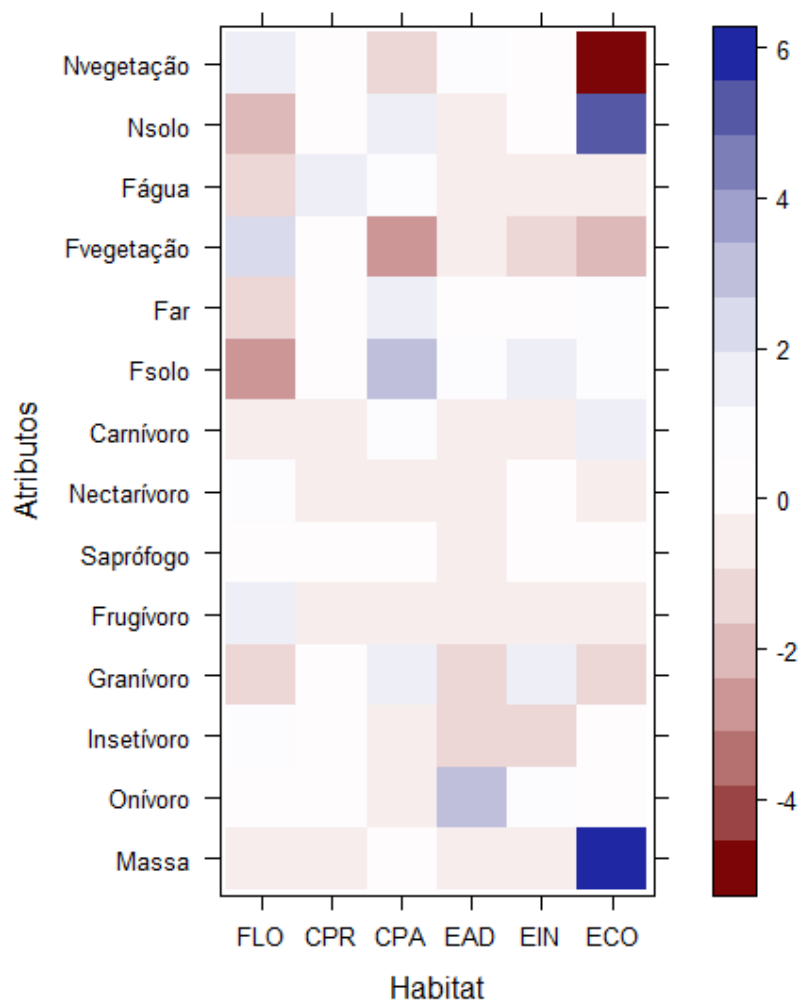


Figura 3. Relação entre atributos funcionais e habitat. Cores mais intensas representam as associações mais fortes entre atributo e habitat. A cor azul representa associações positivas entre atributo e habitat, enquanto a cor vermelha representa associações negativas. Legenda: Nvegetação (nidifica na vegetação), Nsolo (nidifica no solo), Fágua (forrageia na água), Far (forrageia no ar), Fvegetação (forrageia na vegetação), Flo (floresta ripária), CNP (campo não-pastejado), CPA (campo pastejado), EAD (eucalipto adulto), EIN (eucalipto inicial), ECO (eucalipto pós-corte).

## Discussão

Com relação a nossa primeira hipótese que previa uma redução na diversidade taxonômica e funcional, nossos resultados demonstram que o florestamento dos campos do Pampa não altera de uma maneira similar a diversidade de espécies e diversidade de atributos funcionais. O florestamento dos campos do Pampa reduz a diversidade de espécies, especialmente especialistas de vegetação campestre e florestal, já que essas espécies não são registradas em plantações. Apesar da ausência dessas espécies nas plantações e da menor diversidade, nós não registramos uma redução nos níveis de diversidade funcional nos plantios. Há mudanças na composição de espécies entre os habitats (dados não publicados) mas não uma mudança na composição funcional. Ou seja, há um *turnover* de espécies que apresentam atributos semelhantes e também uma substituição de especialistas por generalistas de dieta e habitat, resultado semelhante ao de De Coster et al. (2015) que também encontrou similaridade funcional entre áreas fragmentadas com diferentes graus de perturbação na floresta Atlântica. A diversidade funcional (sesFD) na floresta ripária foi significativamente menor do que nos plantios e não diferiu estatisticamente entre as áreas de campo nativo e plantações florestais, exceto entre o campo pastejado e plantações após o corte. Esses resultados são opostos àqueles registrados por Jacoboski et al. (2016), onde registrou-se uma menor diversidade funcional em plantios de eucalipto em relação à floresta nativa. Por outro lado, Prescott et al. (2016) também registraram diversidade funcional menor em áreas de florestas nativas em comparação com plantios de óleo de palma na Colômbia. Esses resultados sugerem que há altos níveis de redundância funcional na floresta ripária (Pavoine e Bonsall 2011) e, provavelmente essas comunidades e os serviços ecossistêmicos que elas fornecem podem ser mais estáveis ao longo do tempo, conferindo maior resiliência a comunidade (Walker 1995, Sayer et al. 2017). Dispersão de sementes, controle biológico e polinização são mantidos na floresta ripária, enquanto em outros habitats prevalece o controle biológico devido ao predomínio de insetívoros (ver Tab. 1). Além disso outros atributos que

não estão relacionados a funções ecológicas também são similares entre as áreas, como substrato de nidificação e forrageio.

Luck et al. (2013) demonstraram que a modificação da paisagem não reduz a diversidade funcional das comunidades de aves de forma equivalente, embora certos tipos de uso do solo tenham diversidade funcional mais baixa. Considerando o *pool* local de espécies, os plantios de eucalipto demonstraram não afetar outros componentes da diversidade funcional, como riqueza, divergência e dispersão funcional nos campos do sul do Brasil. Somente a equabilidade funcional (FEve) apresentou diferenças significativas entre os habitats amostrados. Segundo nossos resultados FRic não apresentou diferenças significativas, sugerindo que tanto nos habitats nativos como em plantios, a efetividade no uso dos recursos se dá de forma semelhante entre as comunidades, já que o espaço do nicho é ocupado de forma similar (Mason et al. 2005, Schleuter et al. 2010). Jonasson et al. (2017) também não registraram redução na riqueza funcional de aves em campos cultivados comparando diferentes gradientes de intensidade do uso do solo e heterogeneidade da paisagem. Esses resultados podem estar relacionados ao fato de que a riqueza funcional leva em conta a diversidade morfológica das comunidades, que é fortemente influenciada por espécies com morfologias extremas (frugívoros de grande porte, por exemplo) (Villéger et al. 2008). Tivemos em nossas amostragens baixa representatividade de frugívoros, assim a diversidade morfológica das espécies de aves em cada habitat é bastante similar.

Comunidades que apresentaram maior FEve foram aquelas dos plantios em todos os seus estágios de desenvolvimento. Maior FEve pode indicar que os recursos estão sendo utilizados de forma mais eficiente (Mason et al. 2005), porém FEve também pode indicar sub ou superexploração do espaço, no caso de subexploração, uma alta FEve pode sugerir que o habitat não é muito complexo estruturalmente, o que significa que há um número menor de nichos ocupados de forma uniforme e com poucas interações entre as espécies de aves

(Schleuter et al. 2010). Embora nós não tenhamos quantificado a complexidade do habitat, podemos inferir que há uma menor complexidade dentro das plantações (Brockhoff et al. 2008), devido a homogeneização e menor estratificação vertical da vegetação, levando a altos níveis de equabilidade funcional. Já a diminuição da equabilidade funcional (FEve) na floresta ripária e no campo não-pastejado pode indicar menores combinações de atributos, que pode interferir na execução de processos funcionais (Edwards et al. 2013).

Além disso, nossos resultados demonstram que a conversão dos campos para plantações de eucalipto não afeta a divergência funcional (FDiv) das comunidades de aves. Ou seja, ambos os habitats apresentam combinação similar de atributos ecológicos e funções ecossistêmicas similares sendo executadas (Mason et al. 2005), como substratos de nidificação e forrageio e controle biológico. Esses resultados são similares aos de Prescott et al. (2016) e Edwards et al. (2013), os quais também não encontraram diferenças significativas comparando FDiv entre comunidades de aves em florestas nativas e plantios de óleo de palma na Colômbia e no sudeste asiático. Esses resultados sugerem que comunidades dos plantios de eucalipto têm nichos igualmente diferenciados e competição similar de recursos aos das comunidades de habitats nativos (Prescott et al. 2016). A dispersão funcional (FDis) que incorpora riqueza e divergência funcional, e da mesma forma que FRic e FDiv também não apresentou diferença significativa entre os habitats, demonstrando a similaridade no uso de recursos e na diferenciação de nicho entre as espécies. FDis é mais sensível a distribuição de atributos no espaço e menos sensível a riqueza de espécies (Bregman et al. 2016). Barbaro et al. (2014), sugeriram que a dispersão funcional está associada com a diversidade da paisagem, que filtra espécies por meio de seus atributos ecológicos. Plantios de eucalipto podem funcionar como filtros ambientais (Flynn et al. 2009, Gómez et al. 2010), selecionando espécies com atributos similares, mas apesar disso o nosso *pool* de espécies parece ser bem semelhante em termos funcionais, tanto em habitats nativos como em plantações.



Em relação a segunda hipótese que previa aumento da representação de espécies insetívoras e onívoras em áreas de plantio de eucalipto adulto e em áreas após o corte do eucalipto, não registramos fortes associações positivas ou negativas entre esses atributos e habitats. Entretanto registramos uma associação positiva entre a massa corpórea e espécies que nidificam no solo e plantios após o corte. Espécies que nidificam na vegetação apresentaram uma associação negativa com esse estágio dos plantios. O registro de *Rhea americana* em plantios após o corte, certamente contribuiu para a associação da maior massa corpórea com esse habitat. A associação de alguns atributos com esse estágio dos plantios, demonstra a plasticidade de muitas espécies típicas de áreas abertas que retornam às áreas logo após o corte. Como nem todas as espécies respondem de forma negativa a perturbações humanas, muitas das espécies do *pool* retornam quando a área atinge um aspecto mais próximo do original. Esse é um resultado bem interessante, principalmente para estudos que envolvem restauração de áreas campestres. Embora sem nenhum tipo de vegetação nessas áreas, espécies onívoras e insetívoras como *R. americana* e *Xolmis cinereus* acabam encontrando recursos suplementares dentro dessas áreas e estão entre os principais colonizadores dessas áreas. Luck et al. (2013) e De Coster et al. (2015) sugerem que serviços ecossistêmicos, como polinização e controle biológico, podem ser mantidos mesmo em paisagens altamente modificadas.

Nosso estudo demonstra que apesar da redução na diversidade taxonômica de espécies, o florestamento dos campos sulinos não resulta em redução da diversidade funcional, sugerindo que a combinação de atributos e execução das funções desempenhadas pelas espécies é relativamente similar entre os habitats. Ou seja, espécies parecem ser funcionalmente equivalentes, mas diferem em suas respostas ao distúrbio, enquanto especialistas de habitat são extintos localmente, espécies generalistas tendem a expandir suas populações para as plantações. Tal fato garante que a função dentro da comunidade seja

mantida quando houver declínio de uma determinada população (Sitters et al. 2016). Desta forma, a diversidade funcional de atributos de aves não responde negativamente ao florestamento de ecossistemas campestres na região estudada. Porém, pode haver uma menor estabilidade das comunidades em áreas de plantio (*i.e.* Sayer et al. 2017). Como as espécies tem requerimentos de habitat variado e respondem as mudanças no habitat de acordo com combinações de atributos ecológicos e morfológicos (Devictor et al. 2008, Jacoboski et al. 2016), as plantações de eucalipto no Pampa podem não ser totalmente inadequadas para a suplementação de habitat ou para movimentos de deslocamento e abrigo de algumas espécies encontradas no *pool* local.

### **Agradecimentos**

Nós agradecemos a CMPC Celulose Riograndense pelo suporte financeiro e logístico. Nós somos gratas a E. F. de Araújo que forneceu informações sobre a área de estudo. Nós também agradecemos aos proprietários que autorizaram a amostragem de aves em suas propriedades. Agradecemos também o auxílio em campo de R. K. Paulsen, B. A. Maslak, A. M. Pezda, J. K. F. Mähler Jr. L.I.J recebeu bolsa de estudos da CAPES (Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior). S.M.H possui uma bolsa de pesquisa do Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), processo 304820/2014-8.

### **Referências**

Azpiroz, A. B., J. P. Isacch, R. A. Dias, A. S. Giacomo, C. S. Fontana and C. M. Palarea. 2012. Ecology and conservation of grassland birds in southeastern South America: a review. *J. Field Ornithol.* 83: 217-246.

- Barbaro, L., B. Giffard, Y. Charbonnier, I. van Halder and E. G. Brockerhoff. 2014. Bird functional diversity enhances insectivory at forest edges: a transcontinental experiment. *Divers. Distrib.* 20:149–159.
- Belton, W. 1994. *Aves do Rio Grande do Sul: distribuição e biologia*. São Leopoldo: UNISINOS.
- Bibby, C., N. Burgess, D. Hill et al. 1992. *Bird Census Techniques*. Academic Press, London.
- Bregman, T. P., A.C. Lees, H. E. A. MacGregor, B. Darski, N. G. de Moura, A. Aleixo, J. Barlow and J. Tobias. 2016. Using avian functional traits to assess the impact of land-cover change on ecosystem processes linked to resilience in tropical forests. *Proc. R. Soc. B* 283: 20161289.
- Brockerhoff, E. G., H. Jactel, J. A. Parrotta, C. P. Quine and J. Sayer. 2008. Plantation forests and biodiversity: oxymoron or opportunity? *Biodivers. Conserv.* 17: 925-951.
- Brockerhoff, E.G., H. Jactel, J.A. Parrotta and S. F. Ferraz. 2013. Role of eucalypt and other planted forests in biodiversity conservation and the provision of biodiversity-related ecosystem services. *For. Ecol. Manag.* 301:43–50.
- Cardinale, B. J., J. M. Duffy, A. Gonzalez, D. U. Hooper, C. Perrings, C.P. Venail, A. Narwani, G. M. Mace, D. Tilman, D. A. Wardle, A. P. Kinzig, G. C. Daily, M., Loreau, J.B. Grace, A. Larigauderie, D. S. Srivastava and S. Naeem. 2012. Biodiversity loss and its impact on humanity. *Nature* 486: 59-67.
- CFB, 2012. Código Florestal Brasileiro. Lei N°12.651, de 25 de maio de 2012. <http://www.planalto.gov.br/ccivil03/ato2011-2014/2012/lei/112651.htm> (accessed 15 April 2015).

- Chessel, D., A.B. Dufour and J. Thioulouse. 2004. The ade4 package — I: one-table methods. *R News* 4, 5–10.
- Corbelli, J. M., G. A. Zurita, J. Filloy, J. P. Galvis, N. I. Vespa and I. Bellocq. 2015. Integrating taxonomic, functional and phylogenetic beta diversities: interactive effects with the biome and land use across taxa. *PLoS ONE* 10: e0126854.
- De Coster, G., Banks-Leite, C., Metzger, J. P. 2015. Atlantic forest bird communities provide different but not fewer functions after habitat loss. *Proc. R Soc. Lond. Biol.* 282: 20142844.
- Del Hoyo, J., A. Elliot and J. Sargatal. 1992–2002. *Handbook of the Birds of the World*. Lynx, Barcelona. (Ostrich to ducks, vols. 1–7).
- Del Hoyo, J., A. Elliot and D. Christie. 2003–2006. *Handbook of the Birds of the World*. Lynx, Barcelona. (Broadbills to tapaculos, vols. 8–11).
- Devictor, V., R. Julliard, F. Jiguet and D. Couvet. 2008. Distributions of specialists and generalist species along spatial gradients of habitat disturbance and fragmentation. *Oikos* 11: 507–514.
- Dias, R. A., V. A. G. Bastazini, M. S. S. Gonçalves, F. C. Bonow and S. C. Müller. 2013. Shifts in composition of avian communities related to temperate-grassland afforestation in southeastern South America. *Iheringia Ser. Zool.* 103: 12-19.
- Díaz, S. and M. Cabido. 2001. Vive la différence: plant functional diversity matters to ecosystem processes. *Trends Ecol. Evol.* 16: 646–655.

DOE, 2014. Diário Oficial do Estado do Rio Grande do Sul. Espécies da Fauna Silvestre Ameaçadas de Extinção no Estado do Rio Grande do Sul. Decreto nº51.797, de 08 de setembro de 2014. Porto Alegre, RS, Brasil.

Dolédec, S., D. Chessel, C.J.F. Ter Braak and S. Champely. 1996. Matching species traits to environmental variables: a new three-table ordination method. *Environ. Ecol. Stat.* 3: 143–166.

Dray, S., D. Chessel and J. Thioulouse 2003. Co-inertia analysis and the linking of ecological data tables. *Ecology* 84: 3078–3089.

Dray, S., and P. Legendre. 2008. Testing the species traits-environment relationship: the fourth-corner problem revisited. *Ecology* 89:3400–3412.

Edwards, F.A., D.P. Edwards, K.C. Hamer and R.G. Davies. 2013. Impacts of logging and conversion of rainforest to oil palm on the functional diversity of birds in Sundaland. *Ibis* 155: 313–326.

Ernst, R., Linsenmair, K.E. and M-O. Rödel. 2006 Diversity erosion beyond the species level: dramatic loss of functional diversity after selective logging in two tropical amphibian communities. *Biol. Conserv.* 133: 143–155.

Fahrig, L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 34: 487–515.

Flynn D.F.B., M. Gogol-Prokurat, T. Nogeire, N. Molinari, B.T. Richers, B.B. Lin, N. Simpson, M.M. Mayfield and F. de Clerck. 2009. Loss of functional diversity under land use intensification across multiple taxa. *Ecol. Lett.* 12: 22–33.

Fontana C. S. and G. A. Bencke. 2015. Biodiversidade de aves. In: Os campos do Sul. Pillar V. D. P. and O. Lange (eds.) pp. 93-99. Porto Alegre, Rede Campos Sulinos, UFRGS.

Fontana, C.S., G. Dotta, C.K. Marques, et al. 2016. Conservation of grasslands birds in south Brazil: a land management perspective. *J. Nat. Conserv.* 14: 83–87.

Google Earth. 2014. Google Earth, version 7.1.5. Available from URL: <https://www.google.com/earth/download/ge/agree.html> (accessed 14 August 2014).

Gómez, J.P., G.A. Bravo, R.T. Brumfield, J.G. Tello, and C.D. Cadena. 2010. A phylogenetic approach to disentangling the role of competition and habitat filtering in community assembly of neotropical forest birds. *J. Anim. Ecol.* 79: 1181-1192.

Hasenack, H., E. Weber, I. I. Boldrini and R. Trevisan. 2010. Mapa de sistemas ecológicos da ecorregião das savanas uruguaias. Porto Alegre: Centro de Ecologia UFRGS e TNC. Relatório técnico. 22 p.

Howick, T. J., R. D. Elmore, S. D. Fuhlendorf, D. M. Engle and R. G. Hamilton. 2015. Spatial heterogeneity increases diversity and stability in grassland bird communities. *Ecol. Appl.* 25: 662–672.

IUCN. 2015. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2015.4. <http://www.iucnredlist.org> (accessed 14 April 2015).

Jacoboski, L. I., V. J. Debastiani, A. Mendonça-Lima and S. M. Hartz. 2016. How do diversity and functional nestedness of bird communities respond to changes in the landscape caused by eucalyptus plantations? *Community Ecol.* 17: 107-113.

- Jacoboski, L. I., R. K. Paulsen and S. M. Hartz. 2017. Bird-grassland associations in protected and non-protected areas in southern Brazil. *Perspect. Ecol. Conserv.* 15: 109-114.
- Jonason, D., J. Ekroos, E. Öckinger, J. Helenius, M. Kuussaari, J. Tiainen, H. G. Smith and R. Lindborg. 2017. Weak functional response to agricultural landscape homogenisation among plants, butterflies and birds. *Ecography* 40: 1221–1230.
- Kembel, S. W., P. D. Cowan, M. R. Helmus, W. K. Cornwell, H. Morlon, D. D. Ackerly, S. P. Blomberg and C. O. Webb. 2010. Picante: R tools for integrating phylogenies and ecology. *Bioinformatics* 26: 1463–1464.
- Laliberté, E. and P. Legendre. 2010. A distance-based framework for measuring functional diversity from multiple traits. *Ecology* 91: 299–305.
- Laliberté, E., P. Legendre and B. Shipley. 2014. FD: Measuring Functional Diversity (FD) from Multiple Traits, and Other Tools for Functional Ecology. R package version 1.0-12.
- López-Ricaurte, L., D. P. Edwards, N. Romero-Rodríguez, J. J. Gilroy. 2017. Impacts of oil palm expansion on avian biodiversity in a Neotropical natural Savana. *Biol. Conserv* 213: 225–233.
- Luck, G. W., A. Carter and L. Smallbone. 2013. Changes in Bird Functional Diversity across Multiple Land Uses: Interpretations of Functional Redundancy Depend on Functional Group Identity. *PLoS ONE* 8:e63671.
- Luck, G.W., S. Lavorel, S. McIntyre and K. Lumb. 2012. Improving the application of vertebrate trait-based frameworks to the study of ecosystem services. *J. Anim. Ecol.* 81: 1065–1076.

- Magurran, A. E. 1988. *Ecological Diversity and Its Measurement*. Princeton University Press, Princeton.
- Mantel, N. 1967. The detection of disease clustering and a generalized regression approach. *Cancer Res.* 27: 209-220.
- Mason, N. W. H., D. Mouillot, W. L. Lee and J. B. Wilson. 2005. Functional richness, functional evenness and functional divergence: the primary components of functional diversity. *Oikos* 111: 112-118.
- Newbold, T., J.P.W. Scharlemann, S.H.M. Butchart, Ç.H. Sekercioglu, R. Alkemade, H. Booth, and D.W. Purves. 2013. Ecological traits affect the response of tropical forest bird species to land-use intensity. *Proc. R. Soc. Lond. B Biol. Sci.* 280: 20122131.
- Newbold, T, P.W., Jörn, J. P. W. Scharlemann, S. H. M. Butchart, Ç. H. Sekercioglu, L. Joppa, R. Alkemade and D. W. Purves. 2014. Functional traits, land-use change and the structure of present and future Bird communities in tropical forests. *Global Ecol. Biogeogr.* 23: 1073–1084
- Overbeck, G.E., S.C. Müller, A. Fidelis, et al. 2007. Brazil's neglected biome: the south Brazilian campos. *Perspect. Plant Ecol. Evol. Syst.* 9: 101–116.
- Overbeck, G. E., E. Vélez-Martin, F.R. Scarano, T. M. Lewinsohn, C. R. Fonseca, S. T. Meyer, S. C. Muller, P. Ceotto, L. Dadalt, G. Durigan, G. Ganade, M. M. Gossner, D. L. Guadagnin, K. Lorenzen, C. M. Jacobi, W.W. Weisser and V. D. Pillar. 2015. Conservation in Brazil needs to include non-forest ecosystems. *Divers. Distrib.* 21: 1455-1460.
- Pavoine, S. and M.B. Bonsall. 2011. Measuring biodiversity to explain community assembly: a unified approach. *Biol. Rev.* 86: 792–812.



- Phifer C. C., J. L. Knowlton, C. R. Webster, D. J. Flaspohler and J. A. Licata. 2016. Bird community responses to afforested eucalyptus plantations in the Argentine pampas. *Biodivers. Conserv.* 25: 1-29.
- Prescott G. W., J. J. Gilroy, T. Haugaasen, C. A. M. Uribe, W. A. Foster and D. P. Edwards. 2016. Managing Neotropical oil palm expansion to retain phylogenetic diversity. *J. Appl. Ecol.* 53: 150-158.
- R Development Core Team. 2015. R: A language and environment for statistical computing. Vienna: R Foundation for Statistical Computing. ISBN 3-900051-07-0.
- Sayer, C. A., J. M. Bullock and P.A. Martin. 2017. Dynamics of avian species and functional diversity in secondary tropical forests. *Biol. Conserv.* 211: 1–9.
- Schleuter, D., M. Daufresne, F. Massol and C. Argillier. 2010. A user's guide to functional diversity indices. *Ecol. Monogr.* 80: 469–484.
- Sekercioglu, C.H. 2006. Increasing awareness of avian ecological function. *Trends Ecol. Evol.* 21: 464–471.
- Sekercioglu, Ç. H. 2007. Conservation ecology: area trumps mobility in fragment bird extinctions. *Curr. Biol.* 17: 283–286.
- Sekercioglu, Ç.H. 2012. Bird functional diversity and ecosystem services in tropical forests, agroforests and agricultural areas. *J. Ornithol.* 153: 153–161.
- Sitters, H., J. Di Stefano, F. Christie, M. Swan and A. York. 2016a. Bird functional diversity decreases with time since disturbance: Does patchy prescribed fire enhance ecosystem function? *Ecol. Appl.* 26(1): 115–127.

Swenson, N. G. 2014. *Functional and Phylogenetic Ecology in R*. Springer Science & Business Media, New York.

ter Braak, C., Cormont, A., and Dray, S. (2012) Improved testing of species traits-environment relationships in the fourth corner problem. *Ecology* 93: 1525–1526.

Tscharntke, T., C.H. Sekercioglu, T.V. Dietsch, N.S. Sodhi, P. Hoehn and J.M. Tylianakis. 2008. Landscape constraints on functional diversity of birds and insects in tropical agroecosystems. *Ecology* 89: 944–951.

Villéger, S., N.W.H. Mason and D. Mouillot. 2008. New multidimensional functional diversity indices for a multifaceted framework in functional ecology. *Ecology* 89: 2290–2301.

Walker, B. 1995. Conserving Diversity Biological through Ecosystem Resilience. *Conserv. Biol.* 9: 747–752.

Wilman, H., J. Belmaker, J. Simpson, C. De La Rosa, M. M. Rivadeneira, W. Jetz. 2014. EltonTraits 1.0: Species-level foraging attributes of the world's birds and mammals. *Ecology* 95(7): 2027.

Zurita, G. A., G. Pe'er and M. I. Bellocq. 2017. Bird responses to forest loss are influence by habitat specialization. *Divers. Distrib.* 23:650–655.

## Material suplementar

Tabela S1. Lista das espécies de aves registradas no estudo e seus atributos funcionais e o número total de indivíduos de cada espécie. Legenda Habitat: ca (campo), flo (floresta), ba (banhado), ou (outro). Dieta: on (onívoro), gr (granívoro), in (insetívoro), fr (frugívoro), ne (nectarívoro), ca (carnívoro), sa (saprófago). Forrageio: ve (vegetação), ag (água), so (solo), ar (ar). Nidificação: ve (vegetação), so (solo.) FLO (Floresta Ripária), CNP (Campo Não-Pastejado), CP (Campo Pastejado), EAD (Eucalipto adulto), EIN (Eucalipto Inicial), ECO (Eucalipto Pós-Corte).

Espécies	Massa (g)	Dieta	Forrageio	Nidificação	FLO	CNP	CP	EAD	EIN	ECO
<i>Agelaioides badius</i>	42.2	on	ve	ve	1	3	0	0	0	0
<i>Amazonetta brasiliensis</i>	504.5	on	ag	ve	0	6	5	0	0	0
<i>Ammodramus humeralis</i>	16.8	gr	so	ve	0	23	49	0	9	1
<i>Anthus hellmayri</i>	18.3	in	so	so	0	0	11	0	0	1
<i>Anumbius annumbi</i>	33.7	in	so	ve	0	0	4	0	0	0
<i>Basileuterus culicivorus</i>	10.5	in	ve	ve	22	0	0	4	0	0
<i>Cacicus chrysopterus</i>	48.4	on	ve	ve	5	0	0	0	0	0
<i>Camptostoma obsoletum</i>	8	in	ve	ve	10	0	0	0	0	0
<i>Cariama cristata</i>	1500	on	so	ve	0	0	2	0	0	0
<i>Cathartes aura</i>	1600	sa	so	so	1	0	0	0	0	0
<i>Chiroxiphia caudata</i>	23	on	ve	ve	1	0	0	0	0	0
<i>Chlorostilbon lucidus</i>	3.7	ne	ve	ve	1	0	0	0	0	0
<i>Cistothorus platensis</i>	9	in	ve	ve	0	1	4	0	0	0
<i>Coccyzus melacoryphus</i>	50.5	in	ve	ve	7	0	0	0	0	0
<i>Colaptes campestris</i>	180.6	in	so	ve	0	3	6	0	0	0
<i>Colaptes melanochloros</i>	141.6	in	so	ve	0	0	0	2	0	0
<i>Columbina talpacoti</i>	45.5	gr	so	ve	0	0	1	0	0	0

<i>Conopophaga lineata</i>	22.6	in	ve	ve	1	0	0	0	0	0
<i>Coryphospingus cucullatus</i>	15.5	on	so	ve	0	0	0	5	0	0
<i>Cranioleuca obsoleta</i>	13.2	in	ve	ve	1	0	0	0	0	0
<i>Culicivora caudacuta</i>	6	in	ve	ve	0	2	0	0	0	0
<i>Cyanocorax caeruleus</i>	272	on	ve	ve	4	0	0	0	0	0
<i>Cyanoloxia brissonii</i>	24	on	ve	ve	2	0	0	0	0	0
<i>Cyclarhis gujanensis</i>	30.7	in	ve	ve	11	0	0	1	0	0
<i>Donacospiza albifrons</i>	15.6	in	ve	ve	0	8	0	0	0	0
<i>Dysithamnus mentalis</i>	12.5	in	ve	ve	2	0	0	0	0	0
<i>Elaenia mesoleuca</i>	17.6	fr	ve	ve	5	0	0	0	0	0
<i>Elaenia obscura</i>	23.7	fr	ve	ve	2	0	0	0	0	0
<i>Elaenia parvirostris</i>	15.8	in	ve	ve	9	0	0	3	0	0
<i>Elaenia spectabilis</i>	29.2	fr	ve	ve	1	0	0	0	0	0
<i>Emberizoides herbicola</i>	29.3	in	ve	ve	0	27	19	0	2	1
<i>Emberizoides ypiranganus</i>	22.3	in	ve	ve	0	10	2	0	0	0
<i>Embernagra platensis</i>	43.6	in	ve	ve	0	27	1	0	0	0
<i>Empidonomus varius</i>	24.4	in	ve	ve	4	0	0	0	0	0
<i>Euphonia chlorotica</i>	8	fr	ve	ve	3	0	0	0	0	0
<i>Euscarthmus meloryphus</i>	8	in	ve	ve	11	0	0	0	0	0
<i>Falco sparverius</i>	120.4	ca	ar	ve	0	0	3	0	0	2
<i>Furnarius rufus</i>	49	in	so	ou	1	1	6	1	0	0
<i>Gallinago paraguaiiae</i>	122.9	in	so	so	0	0	4	0	0	0
<i>Geothlypis aequinoctialis</i>	12.8	in	ve	ve	6	4	1	0	0	0
<i>Geranoaetus albicaudatus</i>	965	ca	ar	ve	0	0	1	0	0	0
<i>Gnorimopsar chopi</i>	64.5	on	so	ve	0	1	2	0	0	0
<i>Guira guira</i>	144.6	on	ve	ve	0	0	1	0	0	0
<i>Hylocharis chrysura</i>	4.7	ne	ve	ve	3	0	0	0	0	0
<i>Icterus pyrrhopterus</i>	43	on	ve	ve	0	2	0	0	0	0

<i>Knipolegus cyanirostris</i>	15.8	in	ve	ve	3	0	0	0	0	0
<i>Laterallus leucopyrrhus</i>	44	in	so	so	0	1	0	0	0	0
<i>Lathrotriccus euleri</i>	10.8	in	ve	ve	6	0	0	0	0	0
<i>Lepidocolaptes angustirostris</i>	36	in	ve	ve	1	0	0	0	0	0
<i>Leptotila verreauxi</i>	200.2	gr	so	ve	65	0	0	3	0	0
<i>Mackenziaena severa</i>	52	in	ve	ve	1	0	0	0	0	0
<i>Milvago chimachima</i>	320.7	on	ar	ve	0	0	0	1	0	0
<i>Mimus saturninus</i>	70.3	on	so	ve	0	0	1	0	0	0
<i>Molothrus bonariensis</i>	54	on	so	ve	0	0	7	2	0	2
<i>Mustelirallus albicollis</i>	103	on	so	so	0	2	0	0	0	0
<i>Myiarchus swainsoni</i>	25.1	in	ve	ve	4	0	0	0	0	0
<i>Myiodynastes maculatus</i>	44	in	ve	ve	17	0	0	0	0	0
<i>Myiophobus fasciatus</i>	11	in	ar	ve	1	0	0	1	0	0
<i>Myiothlypis leucoblephara</i>	15.2	in	ve	ve	33	0	0	0	0	0
<i>Nothura maculosa</i>	285.2	on	so	so	0	3	5	0	0	0
<i>Pachyramphus viridis</i>	21	in	ve	ve	3	0	0	0	0	0
<i>Pachyramphus polychopterus</i>	20	in	ve	ve	6	0	0	5	0	0
<i>Paroaria coronata</i>	36.9	gr	so	ve	3	4	9	1	0	0
<i>Patagioenas cayennensis</i>	340	gr	so	ve	4	0	0	0	0	0
<i>Patagioenas picazuro</i>	433.2	gr	so	ve	5	0	0	3	0	0
<i>Penelope obscura</i>	1200	fr	ve	ve	1	0	0	0	0	0
<i>Phylloscartes ventralis</i>	7	in	ve	ve	5	0	0	0	0	0
<i>Picumnus temminckii</i>	11.5	in	ve	ve	1	0	0	0	0	0
<i>Piranga flava</i>	38	on	ve	ve	0	0	0	1	0	0
<i>Pitangus sulphuratus</i>	65	on	ve	ve	14	1	2	0	0	1
<i>Poecilotriccus plumbeiceps</i>	6.1	in	ve	ve	13	0	0	0	0	0
<i>Poospiza nigrorufa</i>	16.8	in	ve	ve	1	0	0	0	0	0
<i>Progne tapera</i>	43	in	ar	so	0	1	0	0	0	0

<i>Pseudoleistes guirahuro</i>	86	gr	so	ve	0	0	3	0	0	0
<i>Rhea americana</i>	3300	on	so	so	0	0	0	0	0	7
<i>Rhynchotus rufescens</i>	856.2	in	so	so	0	5	6	0	0	0
<i>Rupornis magnirostris</i>	284	ca	ve	ve	1	0	0	0	0	0
<i>Saltator aurantiirostris</i>	45.9	fr	ve	ve	10	0	0	0	0	0
<i>Saltator similis</i>	48.5	on	ve	ve	34	0	0	0	0	0
<i>Schoeniophylax phryganophilus</i>	16.8	in	ve	ve	0	0	7	0	0	0
<i>Setophaga pitiayumi</i>	7.5	in	ve	ve	41	0	0	0	0	0
<i>Sicalis luteola</i>	15.5	gr	so	ve	0	7	33	0	3	1
<i>Sittasomus griseicapillus</i>	13.1	in	ve	ve	7	0	0	0	0	0
<i>Sporophila bouvreuil</i>	8.5	gr	ve	ve	0	1	0	0	0	0
<i>Sporophila caerulescens</i>	10.5	gr	ve	ve	0	5	1	0	0	0
<i>Sporophila cinnamomea</i>	9.7	gr	ve	ve	0	1	0	0	0	0
<i>Stephanophorus diadematus</i>	35	fr	ve	ve	13	0	0	0	0	0
<i>Stephanoxis lalandi</i>	3.7	ne	ve	ve	4	0	0	0	0	0
<i>Synallaxis frontalis</i>	14	in	ve	ve	7	0	0	1	0	0
<i>Syndactyla rufosuperciliata</i>	25.6	in	ve	ve	12	0	0	0	0	0
<i>Tapera naevia</i>	51.3	in	ve	ve	0	3	0	0	0	0
<i>Thamnophilus caerulescens</i>	20.7	in	ve	ve	18	0	0	0	0	0
<i>Troglodytes aedon</i>	11.8	in	so	ve	3	2	0	1	1	1
<i>Trogon surrucura</i>	73.3	on	ve	ve	4	0	0	0	0	0
<i>Turdus albicollis</i>	58.5	on	ve	ve	13	0	0	1	0	0
<i>Turdus amaurochalinus</i>	58.9	on	ve	ve	45	0	0	8	0	0
<i>Turdus leucomelas</i>	62.5	on	ve	ve	0	0	0	4	0	0
<i>Turdus rufiventris</i>	70.4	on	so	ve	22	0	0	5	0	0
<i>Tyrannus melancholicus</i>	42.8	in	ve	ve	1	0	0	0	0	0
<i>Tyrannus savana</i>	31.5	in	ar	ve	0	5	20	0	3	3
<i>Vanellus chilensis</i>	333.2	in	so	so	0	2	11	0	3	13

<i>Veniliornis spilogaster</i>	40	in	ve	ve	7	0	0	0	0	0
<i>Vireo chivi</i>	16.5	in	0	ve	19	0	0	3	0	0
<i>Volatinia jacarina</i>	9	gr	0	ve	0	7	0	0	6	0
<i>Xanthopsar flavus</i>	43	in	so	ve	0	0	13	0	0	0
<i>Xolmis cinereus</i>	56.9	in	ve	ve	0	0	0	0	1	5
<i>Xolmis irupero</i>	30	in	ar	ve	0	0	2	0	0	0
<i>Zenaida auriculata</i>	134.6	gr	so	ve	6	1	0	0	8	1
<i>Zonotrichia capensis</i>	21.8	on	so	ve	33	44	38	21	27	8

Tabela S2. Valores e intervalo de confiança (95%) para o contraste entre os habitats após teste de Tukey e para cada uma das métricas calculadas, lwr mostrando os menores valores do intervalo e upr mostrando os maiores valores. Os asteriscos indicam diferenças significativas ( $p \leq 0.05$ ).

	Simpson			sesFd			FRic			FEve			FDiv			FDis		
	Lwr	upr	p	lwr	Upr	p	lwr	upr	p	lwr	Upr	P	lwr	upr	p	lwr	upr	p
Floresta – Preservado	-0.091	0.397	0.435	-4.014	-2.237	0.514	-6.771	6.536	0.999	-0.271	0.079	0.570	-0.142	0.119	0.999	-1.491	1.129	0.998
Floresta – Pastejado	-0.172	0.317	0.948	-3.313	-1.536	0.335	-7.539	5.768	0.998	-0.348	0.002	0.055*	-0.057	0.203	0.554	-1.819	0.801	0.850
Floresta - Eucalipto A	0.128	0.618	0.006*	-3.954	-2.019	0.237	-3.366	12.000	0.545	-0.520	-0.115	0.004*	-0.202	0.099	0.906	-1.417	1.435	1
Floresta - Eucalipto I	-0.554	-0.021	0.027*	2.432	4.367	0.100	-12.870	2.496	0.344	-0.513	-0.108	0.005*	-0.174	0.127	0.996	-1.387	1.465	0.999
Floresta - Pós-corte	0.078	0.611	0.004*	-4.633	2.699	0.232	-4.959	10.408	0.890	-0.513	-0.108	0.005*	-0.173	0.128	0.997	-2.752	0.100	0.081
Preservado - Pastejado	-0.177	0.338	0.934	-1.637	0.235	0.241	-6.246	7.782	0.999	-0.108	0.261	0.811	-0.221	0.053	0.456	-1.053	1.709	0.979
Preservado - Eucalipto A	-0.478	0.037	0.131	-1.150	0.872	0.998	-12.431	3.563	0.559	0.010	0.432	0.034*	-0.117	0.197	0.970	-1.681	1.302	0.998
Preservado - Eucalipto I	-0.414	0.143	0.695	-0.737	1.285	0.963	-13.301	2.692	0.363	0.038	0.459	0.012*	-0.191	0.122	0.984	-1.633	1.350	0.999
Preservado - Pós-corte	-0.470	0.086	0.326	-0.470	1.552	0.600	-10.839	5.155	0.889	0.003	0.425	0.044*	-0.146	0.168	0.999	-0.347	2.637	0.218
Pastejado - Eucalipto A	-0.559	-0.043	0.013	-0.449	1.573	0.560	-13.199	2.795	0.384	-0.065	0.355	0.324	-0.033	0.281	0.190	-2.009	0.974	0.900
Pastejado - Eucalipto I	-0.494	0.062	0.210	-0.036	1.986	0.064	-14.069	1.924	0.225	-0.038	0.383	0.161	-0.107	0.206	0.931	-1.961	1.022	0.932

Pastejado - Pós-corte	-0.551	0.005	0.058	0.230	2.253	0.008*	-11.607	4.387	0.749	-0.072	0.349	0.376	-0.062	0.252	0.465	-0.675	2.308	0.576
Eucalipto A - Eucalipto I	-0.193	0.364	0.939	-0.668	1.494	0.859	-9.742	8.002	0.999	-0.206	0.261	0.999	-0.249	0.099	0.786	-1.546	1.643	0.999
Eucalipto A - Pós-corte	-0.307	0.250	0.999	-1.760	0.401	0.426	-10.464	7.280	0.994	-0.227	0.240	0.999	-0.145	0.203	0.995	-2.929	0.260	0.146
Eucalipto I - Pós-corte	-0.241	0.354	0.992	-1.348	0.814	0.975	-11.334	6.409	0.958	-0.199	0.268	0.997	-0.220	0.128	0.967	-2.881	0.308	0.175



## Considerações finais

Como resultados desta tese demonstramos no capítulo 1 registros inéditos sobre a ocorrência de espécies de aves em Áreas de Preservação Permanente inseridas dentro de hortos florestais no bioma Pampa e realizamos uma comparação dessas comunidades com aquelas presentes em campo nativo pastejado. Nos capítulos 2 e 3 demonstramos a importância de considerar diferentes componentes da diversidade na investigação de padrões em comunidades de aves, considerando o caso do florestamento dos campos do bioma Pampa. Com relação ao capítulo 1 vimos que a manutenção de mosaicos de campos nativos de diferentes alturas é imprescindível para maximizar a biodiversidade local de aves campestres. Além disso, as APPs desempenham um papel fundamental na conservação de aves dependentes de campos altos. Como a conservação da biodiversidade não pode depender unicamente de áreas protegidas, propriedades particulares tem um papel importante nesse sentido, com a manutenção das áreas destinadas à proteção da vegetação e biodiversidade local, como as Áreas de Preservação Permanente (APP) e áreas destinadas a Reserva Legal (RL) (CFB 2012), tanto florestais como campestres. Dessa forma, a conservação e manutenção da biodiversidade dos campos pode ser alcançada de forma satisfatória.

Esses resultados são positivos do ponto de vista conservacionista, no entanto nós não sabemos se as populações de aves dentro das APPs podem se manter viáveis em longo prazo por dois fatores: 1) Considerando o processo de sucessão vegetal em áreas de campo sem manejo (PILLAR e VÉLEZ, 2010), aves especialistas de campo alto registradas nessas áreas podem estar ameaçadas pelo processo de sucessão dos campos, especialmente dentro dos hortos mais antigos, onde os distúrbios relativos ao pastejo e/ou fogo não ocorrem há mais tempo (5-7 anos). Em muitas dessas áreas a vegetação está em processo de transição para floresta com o predomínio de arbustos, principalmente espécies do gênero *Baccharis* e algumas arvoretas. 2) O segundo fator a ser considerado a longo prazo são os efeitos indiretos de

plantações de eucalipto nas áreas de vegetação nativa adjacentes. Esses ainda são pouco conhecidos sobre a biodiversidade, mas existem evidências de que plantações de eucalipto podem afetar características físicas e bióticas em áreas adjacentes, tais como a diminuição no fluxo de água de riachos, facilitação do desenvolvimento arbóreo e aumento nas taxas de predação de ninhos (JACKSON *et al.*, 2005; REINO *et al.*, 2010). Nesse sentido para avaliar a viabilidade em longo prazo para a avifauna campestre nas APPS seria interessante a realização de monitoramentos constantes nessas áreas. Além disso, para garantir a conservação das espécies ameaçadas desses campos seria interessante a implementação de práticas de manejo de forma experimental através da supressão da vegetação lenhosa especialmente em áreas de ocorrência de espécies de aves ameaçadas de extinção.

Com relação aos diferentes componentes da diversidade (*i.e.* taxonômica, filogenética e funcional), o florestamento dos campos do sul do Brasil não altera de uma maneira similar a diversidade de espécies e a diversidade filogenética e funcional. Plantações florestais demonstraram afetar negativamente apenas a diversidade taxonômica, enquanto a diversidade filogenética e funcional não apresentou respostas negativas ao florestamento. Quando habitats nativos são substituídos por habitats antropogênicos, como plantações florestais, as mudanças na estrutura da vegetação levam a redução da disponibilidade de nichos, resultando na redução ou perda de várias espécies de aves, especialmente aquelas que apresentam um grau de especialização maior. Em nosso estudo especialistas de campo não tiveram registros em plantações, sugerindo que esta paisagem não fornece recursos para nidificação e forrageamento de aves especialistas campestres (CODESIDO *et al.*, 2013). Aves especialistas florestais também não tiveram registros em plantações, evidenciando limitações dessas espécies em ocupar plantações florestais. Por outro lado, nós registramos um compartilhamento de espécies de aves da floresta ripária com as plantações, demonstrando que algumas espécies de aves, típicas de borda e com menor grau de especialização de habitat e dieta podem encontrar em

plantações recursos suplementares. Ou seja, para espécies de aves dependentes da vegetação campestre e especialistas florestais, plantações florestais funcionam como uma barreira, enquanto para espécies associadas a vegetação florestal e generalistas, as plantações funcionam como um filtro permitindo o fluxo de espécies entre os habitats (Fig.1).

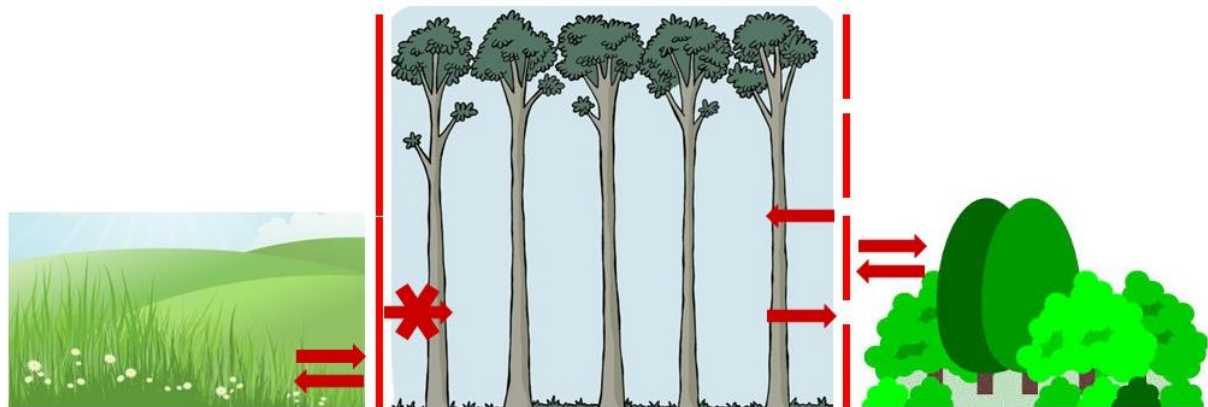


Figura 1. Representação demonstrando o comportamento das espécies de aves em relação as plantações florestais (setas). Para aves dependentes de vegetação campestre plantações florestais funcionam como uma barreira – as espécies são extintas localmente. Já para aves associadas a vegetação forestal e que não apresentam uma alta especificidade ao habitat, plantações florestais funcionam como um filtro – as espécies utilizam as plantações de forma suplementar ao habitat nativo.

A redução da diversidade taxonômica em plantações não resultou na redução na diversidade filogenética de comunidades de aves nas plantações. Ou seja, apesar da redução no número de espécies, as comunidades de aves não estão perdendo diversidade filogenética em áreas plantadas. As espécies de aves que utilizam as plantações não estão restritas a um clado específico, mas estão distribuídas em vários clados da filogenia, assim como as espécies registradas nos ambientes nativos, certamente pelo fato de que estas espécies compartilham atributos similares. Por outro lado, espécies evolutivamente distintas não são capazes de

persistir em áreas de plantações de eucalipto, onde predominam as espécies mais recentes (generalistas) e que demonstram maior capacidade para adequar-se a mudanças no habitat (MACE *et al.*, 2003; MOUQUET *et al.*, 2012). Para espécies evolutivamente distintas, assim como linhagens recentes e especialistas de habitat, o florestamento dos campos pode levar a redução de suas populações e atributos únicos dessas espécies podem enfrentar risco de extinção em um futuro próximo.

Da mesma forma que a redução da diversidade taxonômica não resultou na redução da diversidade filogenética, também não houve uma redução na diversidade funcional em áreas plantadas, sugerindo que os atributos das espécies e a execução das funções desempenhadas pelas espécies é relativamente similar entre os habitats. Entretanto, pode haver uma maior estabilidade e resiliência em comunidades de habitats nativos, pois se mesmo a perda de biodiversidade tem pequeno impacto nas funções ecossistêmicas, essa perda pode reduzir a capacidade dos ecossistemas para ajustar-se as mudanças ambientais (estabilidade ou resiliência) (CARDINALE *et al.*, 2012). O retorno das espécies para as áreas logo após o corte demonstra a plasticidade dessas espécies em colonizar o habitat e executar funções em paisagens altamente degradadas.

Nossos dados referem-se apenas ao registro/ocorrência de espécies de aves em áreas cultivadas e como o uso de diferentes índices pode fornecer respostas complementares das comunidades em relação a mudanças no habitat. Ainda há poucas informações de como se dá o uso das plantações pelas espécies de aves (*i.e.* forrageio, reprodução). MENDONÇA-LIMA e HARTZ (2014) demonstraram mudanças no comportamento de forrageio de *Phylloscartes ventralis* em áreas de silvicultura com *Pinnus*. Estudos detalhados a nível individual, incluindo padrões de movimento, nidificação e forrageamento, podem lançar mais luz sobre a forma de ocupação e permanência das espécies de aves nessas áreas e podem indicar de forma mais

precisa como ocorre a utilização do espaço funcional nessas áreas. Para finalizar podemos dizer que plantações florestais não são totalmente inadequadas para espécies de aves, pois apesar da redução na diversidade de espécies nós registramos uma similaridade na diversidade filogenética e funcional entre os habitats nativo e cultivado. Ainda assim nós recomendamos que novas plantações sejam realizadas em áreas já convertidas evitando principalmente a conversão de ecossistemas não-florestais.

## Referências

- CARDINALE, B. J. *et al.* Biodiversity loss and its impact on humanity. **Nature**, v. 486, pp. 59-67, 2012.
- CFB, 2012. Código Florestal Brasileiro. Lei N°12.651, de 25 de maio de 2012, [http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/ato2011-2014/2012/lei/112651.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/ato2011-2014/2012/lei/112651.htm) (accessed 18 March 2015).
- CODESIDO, M.; GONZÁLEZ-FISCHER, C.M.; BILENCA, D.N. Land bird assemblages indifferent agricultural landscapes: a case study in the Pampas of Central Argentina. **BioOne**, v. 115, pp. 8–16, 2013.
- MACE, G. M.; GITTLEMAN, J. L.; PURVIS, A. Preserving the tree of life. **Science**, v. 300, pp. 1707–1709, 2003.
- MENDONÇA-LIMA, A.; HARTZ, S.M. Foraging behavioral of *Phylloscartes ventralis* (Aves, Tyrannidae) in native and planted forests of southern Brazil. **Iheringia, Série Zoologia**, v. 104, pp. 391-398, 2014.
- JACKSON, J. B. *et al.* Trading water for carbon with biological carbon sequestration. **Science**, v. 310, pp. 1944-1947, 2005.
- MOUQUET, N. *et al.* Ecophylogenetics: advances and perspectives. **Biological Reviews**, v. 87, pp. 769-85, 2012.
- PILLAR, V.D.P.; VÉLEZ, E. Extinção dos campos sulinos em unidades de conservação: um fenômeno natural ou um problema ético? **Natureza e conservação**, v. 8, pp. 84-86, 2010.

REINO, L. *et al.* Does afforestation increase birdnest predation risk in surrounding farmland?

**Forest Ecology and Management**, v. 260, pp. 1359–1366, 2010.