

INSTITUTO FEDERAL DE EDUCAÇÃO, CIÊNCIA E TECNOLOGIA FARROUPILHA
CAMPUS PANAMBI
ESPECIALIZAÇÃO EM BIODIVERSIDADE E CONSERVAÇÃO

RAQUEL TORMES DO AMARANTE

**AVES DE SUB-BOSQUE COMO BIOINDICADORAS DE FLORESTAS NATURAIS
E PLANTADAS NO EXTREMO SUL DA MATA ATLÂNTICA**

Júlio de Castilhos, RS

2023

Raquel Tormes do Amarante

**AVES DE SUB-BOSQUE COMO BIOINDICADORAS DE FLORESTAS NATURAIS
E PLANTADAS NO EXTREMO SUL DA MATA ATLÂNTICA**

Trabalho de Conclusão de Curso
apresentado ao Curso de Especialização
em Biodiversidade e Conservação do
Campus Panambi do Instituto Federal
Farroupilha para a obtenção do título de
Especialista.

Orientador: Anderson Saldanha Bueno

Júlio de Castilhos, RS

2023

RAQUEL TORMES DO AMARANTE

**AVES DE SUB-BOSQUE COMO BIOINDICADORAS DE FLORESTAS NATURAIS
E PLANTADAS NO EXTREMO SUL DA MATA ATLÂNTICA**

Este trabalho foi julgado adequado para obtenção do título de Especialista, pelo Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia Farroupilha, e aprovado na sua forma final pela comissão avaliadora abaixo indicada.

Júlio de Castilhos, RS, 24 de abril de 2023.

Dr. Anderson Saldanha Bueno (Orientador)
IFFar – *Campus* Júlio de Castilhos

Dra. Geruza Leal Melo
IFFar – *Campus* Alegrete

Dr. Franchesco Della Flora
IFFar – *Campus* Júlio de Castilhos

RESUMO

A presença ou ausência de espécies em um ambiente pode indicar sua qualidade ambiental. Portanto, identificar espécies indicadoras é fundamental para avaliar o estado de conservação de ecossistemas. Neste estudo, buscamos identificar aves indicadoras em florestas naturais e plantadas com *Araucaria angustifolia* ou *Pinus elliottii* na Floresta Nacional de Passo Fundo, RS. Para amostrar as aves, utilizamos redes de neblina em 18 unidades amostrais, sendo seis em cada tipo florestal. Foi registrado um total de 51 espécies, das quais 23 foram analisados por terem sido capturadas 10 ou mais vezes. Dessas 23 espécies, apenas quatro espécies foram associadas a tipos florestais específicos: *Leptopogon amaurocephalus*, *Synallaxis cinerascens*, *Chiroxiphia caudata* e *Zonotrichia capensis*. O estudo indicou que os tipos florestais não são suficientemente diferentes para que a maioria das espécies utilize um tipo florestal em detrimento do outro. Tal resultado sugere que as florestas plantadas podem servir como habitat complementar ou alternativo para a maioria das espécies registradas, incluindo espécies consideradas dependentes do habitat florestal.

Palavras-chave: avifauna, espécies indicadoras, Floresta Ombrófila Mista, silvicultura.

ABSTRACT

The presence or absence of species in an environment can indicate its environmental quality. Therefore, identifying indicator species is essential for assessing the conservation status of ecosystems. In this study, we aimed to identify indicator birds in natural and planted forests with *Araucaria angustifolia* or *Pinus elliottii* in the Passo Fundo National Forest, RS. To survey birds, we used mist nets in 18 sampling units, with six in each forest type. A total of 51 species were recorded, of which 23 were analyzed as they were captured 10 or more times. Of these 23 species, only four species were associated with specific forest types: *Leptopogon amaurocephalus*, *Synallaxis cinerascens*, *Chiroxiphia caudata*, and *Zonotrichia capensis*. The study indicated that the forest types are not sufficiently different for most species to prefer one forest type over the other. This result suggests that planted forests can serve as complementary or alternative habitats for most of the recorded species, including species considered dependent on forest habitat.

Keywords: avifauna, indicator species, Mixed Ombrophilous Forest, silviculture.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 – A) Localização da Floresta Nacional de Passo Fundo, RS, Brasil; B) Localização das 18 unidades amostrais nos diferentes tipos florestais.	10
Figura 2 – Porcentagem de indivíduos capturados por espécie em cada tipo florestal na Floresta Nacional de Passo Fundo, RS, Brasil.....	13

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	7
2. MATERIAIS E MÉTODOS.....	9
2.1 Área de estudo	9
2.2 Desenho amostral	10
2.3 Coleta de dados	11
2.4 Análise dos dados	11
3. RESULTADOS	13
4. DISCUSSÃO	14
5. CONCLUSÃO.....	16
6. REFERÊNCIAS.....	17

1. INTRODUÇÃO

A Mata Atlântica é um dos biomas mais complexos do mundo, abrigando mais de 20 mil espécies vegetais, sendo que oito mil delas são endêmicas, além de mais de duas mil espécies de animais vertebrados (SANTOS *et al.*, 2020). Entretanto, desde a colonização do Brasil, esse bioma tem sido o mais afetado pela perda de cobertura florestal. Além disso, grande parte do que restou da cobertura florestal corresponde a centenas de milhares de fragmentos florestais desconectados e pequenos demais para manter populações de diversas espécies (RIBEIRO *et al.*, 2009). Por se tratar de um bioma com elevado grau de endemismo (> 1.500 espécies de plantas vasculares) e ter perdido mais de 70% da sua cobertura original, a Mata Atlântica é considerada um *hotspot* de biodiversidade (MYERS *et al.*, 2000).

A Floresta Ombrófila Mista é uma fitofisionomia característica da Mata Atlântica, que foi fonte de matéria-prima para as indústrias madeireiras e teve importante papel na economia dos estados do sul do Brasil até o final da década de 1970 (GUERRA *et al.*, 2002). Porém, a exploração desmedida levou ao esgotamento da Floresta Ombrófila Mista, que é estimada em cobrir apenas de 1% a 2% da cobertura original nesses estados (CASTELLA; BRITEZ, 2004). Uma forma encontrada para contornar essa situação foi através de programas de reflorestamento utilizando espécies exóticas como *Pinus* spp., que fez com que muitas áreas originalmente cobertas por Floresta Ombrófila Mista fossem substituídas por plantações de espécies exóticas e, mais tarde, por plantações da espécie nativa *Araucaria angustifolia* (GUERRA *et al.*, 2002).

Diversos estudos evidenciam que as plantações de árvores exóticas possuem um valor de conservação limitado em comparação com as florestas naturais (BARLOW *et al.* 2007; BEIROZ *et al.*, 2017, 2018; GRIES *et al.*, 2012) e geralmente inferior às plantações de árvores nativas (FONSECA *et al.*, 2009; VOLPATO *et al.*, 2010). Tem sido observado que algumas espécies florestais generalistas têm a capacidade de prosperar em florestas plantadas (GARDNER *et al.*, 2008; MARTELLO *et al.*, 2018; TAVARES *et al.*, 2019). No entanto, outras espécies especialistas de habitat são sensíveis a novas condições ambientais, o que pode levar à sua raridade ou extinção local (GARDNER *et al.*, 2008; MARTELLO *et al.*, 2018; TAVARES *et al.*, 2019).

Uma maneira eficaz de detectar e monitorar padrões de mudança na biodiversidade causados por atividades humanas, como a substituição de florestas naturais por plantações de árvores, é utilizar espécies ou grupos de espécies como bioindicadores do estado de conservação ambiental (SANTOS *et al.*, 2006). A composição da fauna pode espelhar o funcionamento do ecossistema devido à sua associação com as características e processos do ambiente em que vivem, bem como à sua sensibilidade a mudanças ambientais (WINK *et al.*, 2005).

As aves desempenham uma variedade de funções ecológicas importantes, incluindo dispersão de sementes, polinização, controle de pragas e deposição de nutrientes, que são cruciais para o funcionamento e dinâmica dos ecossistemas naturais e antrópicos (SEKERCIOGLU, 2012). Devido à sua estreita relação com o ambiente e seu estado de conservação, as aves são um dos primeiros grupos a sentirem os impactos das mudanças ambientais; além disso, existe um amplo conhecimento acerca da sistemática e da biologia das espécies, o que facilita o estudo desse grupo (DÁRIO; ALMEIDA, 2000; DÁRIO *et al.*, 2002). Portanto, as aves são adequadas para avaliar o estado de conservação ambiental dos ecossistemas.

Em paisagens antropizadas, a riqueza de espécies pode se manter quase inalterada, pois a perda de espécies especialistas de habitat pode ser substituída pelo ganho de espécies adaptadas a perturbações (BANKS-LEITE *et al.*, 2014). Assim, a presença ou ausência de determinadas espécies em um ambiente pode servir como indicador de qualidade ambiental, visto que a presença de espécies especialistas de habitat pode indicar ambientes em bom estado de conservação, enquanto a sua ausência pode indicar ambientes degradados (PIRATELLI *et al.*, 2008). Portanto, a identificação de grupos de espécies indicadoras é crucial para avaliar ambientes em diferentes níveis de conservação (BAESSE, 2015), e os estudos que investigam as respostas dessas espécies são fundamentais para o monitoramento de ecossistemas.

Diante disso, e considerando que as espécies de aves respondem à heterogeneidade e à complexidade do habitat (CASTAÑO-VILLA *et al.*, 2019) e que plantações de árvores são estruturalmente mais simples do que florestas naturais (SOLAR *et al.*, 2015), nosso objetivo foi identificar espécies de aves indicadoras de floresta natural e de plantações de árvores nativas e exóticas.

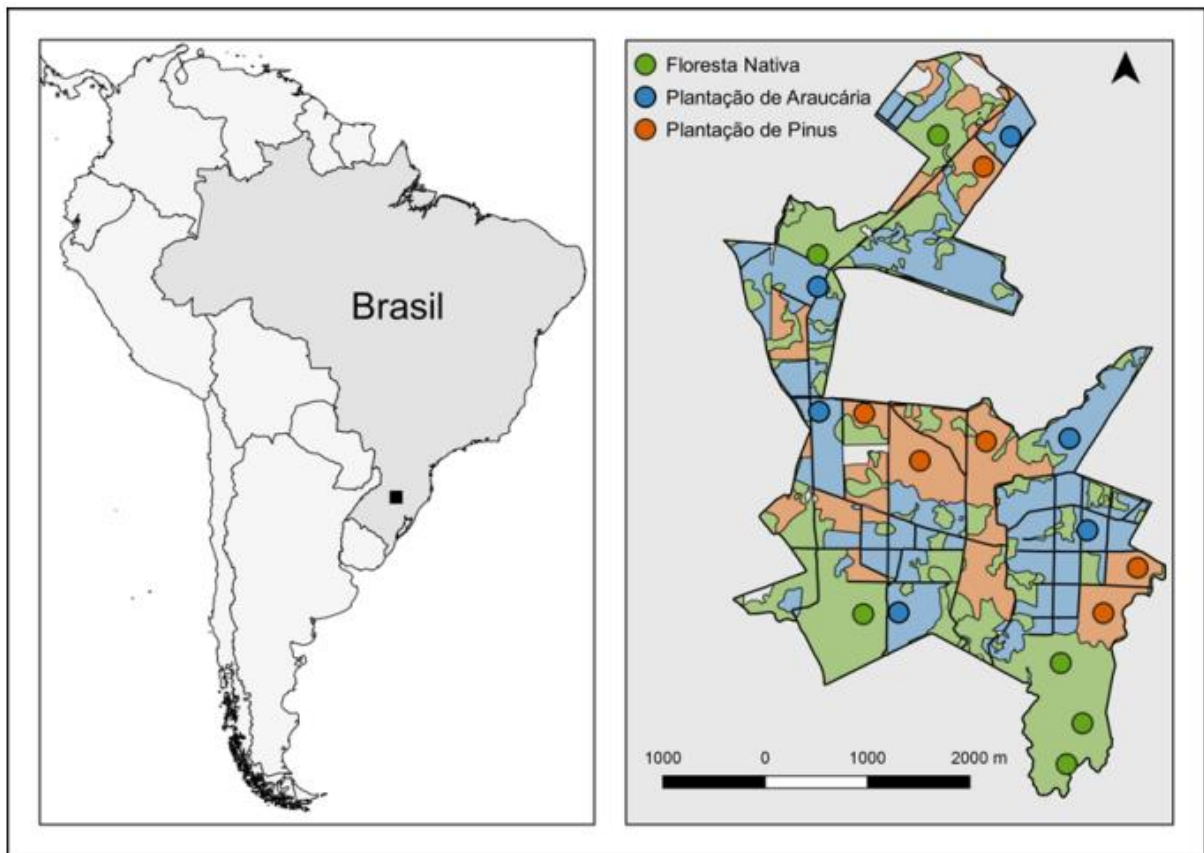
2. MATERIAIS E MÉTODOS

2.1 Área de estudo

O estudo foi realizado na Floresta Nacional de Passo Fundo (28° 18' 53" S, 52° 11' 18" O), localizada no município de Mato Castelhano, RS (Figura 1). A área de estudo é uma unidade de conservação de uso sustentável, inserida no bioma Mata Atlântica, representado pela Floresta Ombrófila Mista. Essa fitofisionomia ocorre predominantemente nas regiões sul do Brasil e é caracterizada por florestas subtropicais úmidas, que possuem uma vegetação diversificada composta por uma combinação de espécies de árvores, com destaque para a araucária (*Araucaria angustifolia*). A unidade de conservação possui uma área de aproximadamente 1.300 ha. Desse total, 354,80 ha são remanescentes de Floresta Ombrófila Mista, 431,27 ha são plantados com espécie nativa (*Araucaria angustifolia*) e 254,77 ha são plantados com uma espécie de exótica (*Pinus elliottii*) (ICMBio, 2011).

Tais plantações estão inseridas em um contexto de paisagem benigno, representado por plantações antigas (> 50 anos) com sub-bosque desenvolvido e próximas a remanescentes de floresta natural, representada pela Floresta Ombrófila Mista. O clima enquadra-se na categoria Cfb da classificação climática de Köppen, possuindo temperaturas amenas e chuvas bem distribuídas ao longo do ano, com média anual de temperatura e precipitação de 16,7 °C e 1.928 mm, respectivamente (Alvares *et al.*, 2013).

Figura 1 – A) Localização da Floresta Nacional de Passo Fundo, RS, Brasil; B) Localização das 18 unidades amostrais nos diferentes tipos florestais.



Fonte: Amarante (2023).

2.2 Desenho amostral

Foram selecionadas 18 unidades amostrais, sendo seis réplicas em cada tipo florestal. Cada unidade amostral foi constituída por uma trilha de 160 m de comprimento, seguindo a curva de nível do terreno para minimizar as variações edáficas. A trilha foi composta por segmentos retos de 10 m conectados por 17 pontos distribuídos ao longo de seus 160 m, iniciando no ponto 0 e terminando no ponto 160. Esses pontos estiveram posicionados a pelo menos 50 m de outros tipos florestais adjacentes para minimizar potenciais influências sobre o tipo florestal em estudo. A distância entre o ponto central de cada unidade amostral, que está localizado a 80 m da trilha, variou de cerca de 400 a 6.000 m, a fim de aumentar a independência amostral.

2.3 Coleta de dados

A coleta de dados foi realizada de julho de 2021 a maio de 2022, sendo quatro expedições realizadas, uma em cada estação do ano: inverno, primavera, verão e outono, respectivamente. O levantamento das aves foi feito por meio da técnica quantitativa de captura de aves com o uso de redes de neblina. Foram utilizadas 16 redes (9 x 2,5 m e malha de 32 mm), instaladas de forma contínua ao longo da trilha de 160 m. As redes foram abertas durante seis horas a partir do amanhecer, sendo que, em cada estação do ano, cada unidade amostral foi visitada durante dois dias consecutivos, resultando em um esforço amostral de 576 horas-rede por unidade amostral e de 10.368 horas-rede no total.

As aves capturadas foram identificadas com o auxílio de guias de identificação (NAROSKY; YZURIETA, 2011; OLMOS, 2011) e marcadas com anilhas metálicas codificadas, fornecidas pelo Centro Nacional de Pesquisa e Conservação de Aves Silvestres (CEMAVE), para evitar a recontagem de indivíduos. A licença para realização do projeto em unidade de conservação foi concedida pelo Sistema de Autorização e Informação em Biodiversidade (SISBIO) sob o número 76465 e a licença de anilhamento de aves foi concedida pelo CEMAVE sob o número 76465.

2.4 Análise dos dados

Para analisar os dados, foi utilizada a análise de espécies indicadoras, que calcula a associação das espécies com grupos de locais (CÁCERES; LEGENDRE, 2009), sendo os grupos os três tipos florestais e os locais as 18 unidades amostrais. Apenas as espécies com 10 ou mais capturas foram analisadas (PIRATELLI *et al.*, 2008). Os grupos de locais foram definidos da seguinte forma: Floresta natural (grupo 1), Plantação de araucária (grupo 2) e Plantação de pinus (grupo 3). Além de analisar os três tipos florestais separadamente, também foram consideradas as combinações de pares de tipos florestais: i) Floresta natural + Plantação de araucária, ii) Floresta natural + Plantação de pinus e iii) Plantação de araucária + Plantação de pinus. Para determinar o grau de associação entre as espécies e os tipos florestais, foi utilizado o índice Valor Indicador (IndVal) e calculado o seu valor de significância via teste de permutação com 999 permutações. Assim, as espécies com valores de IndVal significativos ($P < 0,05$) foram consideradas bioindicadoras.

A análise dos dados foi realizada no programa *R* (R CORE TEAM, 2022), utilizando a função *multipatt* do pacote *indicspecies* (CÁCERES; LEGENDRE, 2009). Essa função calcula o produto (multiplicação) dos componentes A e B para cada espécie por tipo florestal e combinação de pares de tipos florestais, sendo o *IndVal* o maior desses produtos. O componente A, calculado com dados de abundância, representa uma estimativa amostral da probabilidade de que o local pesquisado pertença ao grupo de locais alvo, considerando que a espécie foi encontrada. O componente B, calculado com dados de incidência, representa uma estimativa amostral da probabilidade de encontrar a espécie em locais pertencentes ao grupo de locais alvo. Assim, uma determinada espécie pode ser considerada uma boa indicadora de Floresta natural se ocorrer exclusivamente em unidades amostrais localizadas em Floresta natural ($A = 1$), mesmo que a espécie não ocorra em todas as unidades amostrais localizadas em Floresta natural ($B < 1$).

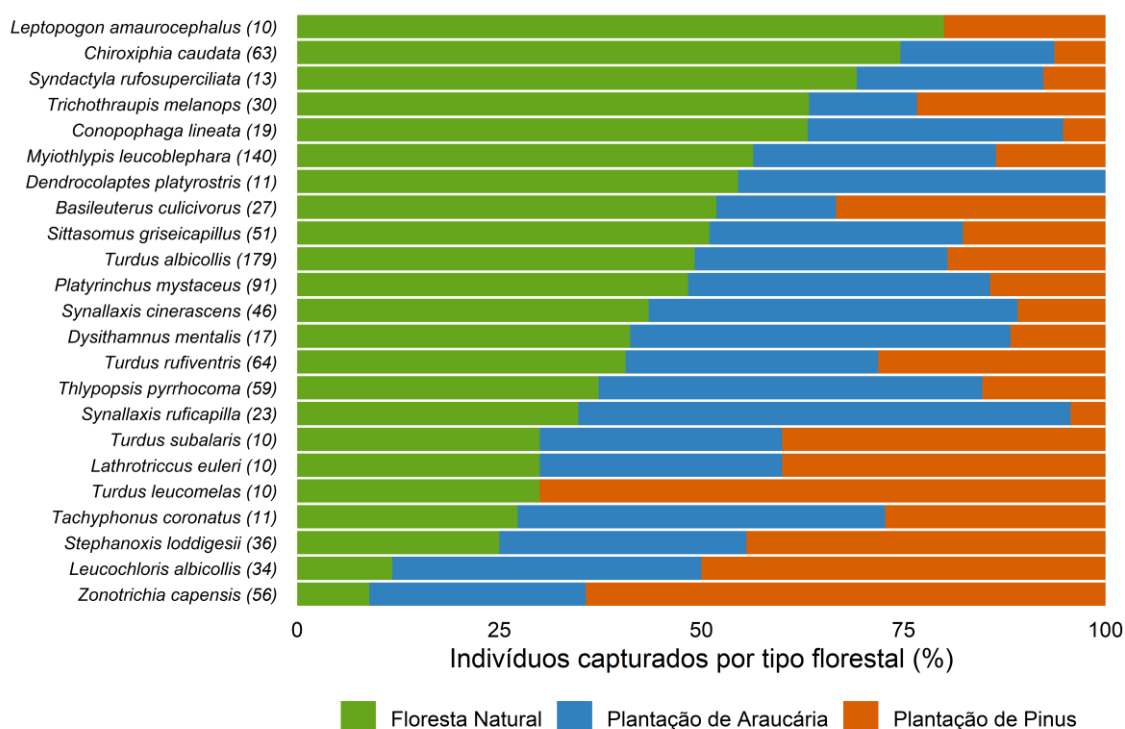
3. RESULTADOS

Foram capturados 1.072 indivíduos pertencentes a 51 espécies, 46 gêneros e 25 famílias, sendo 23 espécies capturadas 10 ou mais vezes (Figura 2). Dessas 23 espécies, apenas quatro foram associadas a algum tipo florestal ou pares de tipos florestais.

Leptopogon amaurocephalus foi associada à Floresta natural (IndVal = 0,800; $P = 0,001$). Essa espécie pode ser considerada uma boa indicadora, pois foi capturada em todas as unidades amostrais localizadas em Floresta natural ($B = 1$) e é amplamente, mas não completamente, restrita a esse tipo florestal ($A = 0,800$).

As outras três espécies apresentaram padrões de abundância e incidência que as associaram a uma combinação de tipos florestais. *Synallaxis cinerascens* ($A = 0,891$; $B = 1$; IndVal = 0,891; $P = 0,007$) e *Chiroxiphia caudata* ($A = 0,936$; $B = 0,917$; IndVal = 0,858; $P = 0,028$) estiveram associadas ao par Floresta natural e Plantação de araucária, enquanto *Zonotrichia capensis* esteve associada ao par Plantação de araucária e Plantação de pinus ($A = 0,911$; $B = 1$; IndVal = 0,911; $P = 0,006$).

Figura 2 – Porcentagem de indivíduos capturados por espécie em cada tipo florestal na Floresta Nacional de Passo Fundo, RS, Brasil.



4. DISCUSSÃO

A heterogeneidade dos ambientes é particularmente importante em regiões com alta diversidade, já que favorece a existência de espécies especialistas em habitats ou micro-habitat específicos (STRATFORD; STOUFFER, 2013). Com base nisso, era esperado que mais espécies estivessem associadas à floresta natural, visto que esse tipo florestal possui maior heterogeneidade ambiental do que as plantações. Amarante (2023), ao quantificar a obstrução do sub-bosque na mesma área de estudo, reportou um efeito significativo do tipo florestal na obstrução do sub-bosque. A obstrução do sub-bosque foi similar entre a floresta natural e a plantação de araucária e ambas tiveram a obstrução do sub-bosque maior que a plantação de pinus (AMARANTE, 2023). No entanto, o fato de apenas uma espécie ter sido significativamente associada à floresta natural sugere que tanto a plantação de araucária quanto a plantação de pinus podem servir como habitat complementar ou alternativo para a maioria das espécies registradas no estudo.

A espécie *Leptopogon amaurocephalus* é considerada como dependente de habitat florestal (VOLPATO *et al.* 2010), em virtude de suas especificidades quanto aos recursos alimentares, uma vez que se alimenta principalmente de insetos e outros artrópodes, que também são sensíveis a mudanças no habitat (GRAY *et al.*, 2007, WINK *et al.*, 2005). Além disso, a espécie apresenta preferência por locais de vegetação mais densa (BERRETA, 2023), justificando sua forte associação com a floresta natural.

Em nosso estudo, observamos uma baixa associação de espécies classificadas como dependentes de habitat florestal com a floresta natural, como *Dysithamnus mentalis* (BAESSE, 2015). Isso indica que as plantações de árvores podem estar fornecendo condições similares as da floresta natural e, conseqüentemente, abrigando espécies dependentes de floresta. É possível que a idade avançada das plantações, que ultrapassam 50 anos, tenha contribuído para esse resultado. De acordo com Paquette (2010), à medida que as plantações envelhecem, ocorre uma diversificação estrutural que aumenta a heterogeneidade local, favorecendo o estabelecimento de espécies florestais.

Outro fator que pode estar relacionado à baixa associação de espécies dependentes de habitat florestal com a floresta natural é que a área de floresta estudada sofreu perturbações por um longo período (GUERRA *et al.*, 2002). Essas

perturbações podem ter selecionado a permanência de espécies mais resistentes e adaptadas a condições adversas, as quais possivelmente encontram condições similares nas plantações.

As espécies *Synallaxis cinerascens* e *Chiroxiphia caudata* são consideradas dependentes do habitat florestal e sua associação também com a plantação de araucária pode estar relacionada a maior densidade de sub-bosque nesses tipos florestais, uma vez que essas espécies têm preferência por estratos mais baixos da floresta (RUBIO; PINHO, 2008), principalmente *Chiroxiphia caudata*, que utiliza quase que exclusivamente o sub-bosque em meses mais frios, onde permanece forrageando e em repouso (DELLA FLORA, 2010). Por outro lado, as plantações de *Pinus elliottii* possuem o sub-bosque menos denso. Além de ser uma espécie exótica com característica de planta invasora, seu metabolismo secundário libera compostos fenólicos, que são aleloquímicos pela sua alta solubilidade em água e capacidade de inibir o crescimento de outras plantas próximas (INDERJIT, 1996).

A espécie *Zonotrichia capensis* é considerada uma espécie generalista de floresta (VOLPATO *et al.*, 2010), apresenta ampla distribuição geográfica e é adaptada a diferentes habitats (ANJOS, 1990), o que reflete sua associação com as plantações de araucária e de pinus. Quando forrageia nessas plantações, utiliza principalmente o solo, mas também explora os demais estratos, como o sub-bosque.

A presença da grande maioria das espécies analisadas nos três tipos florestais (87%; n = 20) sugere que há semelhança estrutural entre eles, possivelmente relacionadas ao fato de que as plantações possuem idade avançada, com mais de 50 anos. Esse tempo de crescimento favorece o fechamento do dossel e a ocupação do sub-bosque por espécies arbóreas (SOUZA, 2014). Além disso, a proximidade dessas plantações com remanescentes de floresta natural pode favorecer o estabelecimento de espécies vegetais nativas nessas áreas plantadas, o que contribui para maior diversidade de espécies florestais nas plantações (BARLOW *et al.*, 2007).

Diante disso, apesar de termos evidenciado poucas espécies indicadoras de habitats em nosso trabalho, conseguimos demonstrar que as plantações têm potencial para reter uma avifauna semelhante à floresta natural. No entanto, é importante salientar que os resultados obtidos são influenciados pelo cenário favorável em que as plantações estão inseridas. Portanto, ao considerar plantações com potencial para conservação, é fundamental levar em conta características como a idade do plantio, o desenvolvimento do sub-bosque e a proximidade com a floresta natural.

5. CONCLUSÃO

O estudo mostrou que remanescentes de floresta natural e plantações de árvores nativas e exóticas não foram suficientemente diferentes para que a maioria das espécies prefira um tipo florestal em detrimento de outro. Esse resultado indica que plantações de árvores podem servir como habitat complementar ou alternativo para a maioria das espécies registradas no estudo, mesmo para espécies que são consideradas dependentes de habitat florestal. A baixa associação de espécies classificadas como dependentes da floresta com a floresta natural pode ser explicada pela diversificação estrutural que ocorre à medida que as plantações envelhecem, aumentando a heterogeneidade local e favorecendo a ocupação por espécies florestais. Além disso, a proximidade das plantações com remanescentes de floresta natural pode favorecer o estabelecimento de espécies vegetais nativas nessas áreas plantadas, o que contribui para maior diversidade de espécies de aves florestais nas plantações. Portanto, as plantações de árvores têm potencial para reter uma avifauna semelhante à floresta natural, mas é importante considerar o cenário em que as plantações estão inseridas.

6. REFERÊNCIAS

AMARANTE, Rayssa Tormes do. **Assembleias de aves de sub-bosque em Floresta Ombrófila Mista e plantações de coníferas nativas e exóticas**. 2023. 31 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Especialização em Biodiversidade e Conservação) – Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia Farroupilha, Panambi, 2023.

BAESSE, Camilla Queiroz. **Aves como biomonitoras da qualidade ambiental em fragmentos florestais do Cerrado**. 2015. 126 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Conservação de Recursos Naturais) – Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia, 2015.

ANJOS, Luiz dos. Distribuição de aves em uma floresta de araucárias da cidade de Curitiba (Sul do Brasil). **Acta Biológica Paranaense**, v. 19, p. 51–63, 1990.

BANKS-LEITE, Cristina; PARDINI, Renata; TAMBOSI, Leandro R.; *et al.* Using ecological thresholds to evaluate the costs and benefits of set-asides in a biodiversity hotspot. **Science**, v. 345, n. 6200, p. 1041–1045, 2014.

BARLOW, J.; GARDNER, T. A.; ARAUJO, I. S.; *et al.* Quantifying the biodiversity value of tropical primary, secondary, and plantation forests. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 104, n. 47, p. 18555–18560, 2007.

BEIROZ, Wallace; SAYER, Emma; SLADE, Eleanor M.; *et al.* Spatial and temporal shifts in functional and taxonomic diversity of dung beetles in a human-modified tropical forest landscape. **Ecological Indicators**, v. 95, p. 518–526, 2018.

BEIROZ, Wallace; SLADE, Eleanor M.; BARLOW, Jos; *et al.* Dung beetle community dynamics in undisturbed tropical forests: implications for ecological evaluations of land-use change. **Insect Conservation and Diversity**, v. 10, n. 1, p. 94–106, 2017.

BERRETA, Jady. **Influência do tamanho e localização dos fragmentos florestais na biomassa e morfometria das aves**. 2023. 43 f. Trabalho de Conclusão de Curso

(Graduação em Ciências Biológicas) – Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia, 2023.

CÁCERES, Miquel De; LEGENDRE, Pierre. Associations between species and groups of sites: indices and statistical inference. **Ecology**, v. 90, n. 12, p. 3566–3574, 2009.

CASTAÑO-VILLA, Gabriel J.; ESTEVEZ, Jaime V.; GUEVARA, Giovany; *et al.* Differential effects of forestry plantations on bird diversity: A global assessment. **Forest Ecology and Management**, v. 440, p. 202–207, 2019.

CASTELLA, Paulo Roberto; BRITEZ, Ricardo Miranda de. **A floresta com araucária no Paraná: conservação e diagnóstico dos remanescentes florestais**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2004.

DÁRIO, Fábio Rossano; ALMEIDA, Álvaro Fernando de. Influência de corredor florestal sobre a avifauna da Mata Atlântica. **Scientia Forestalis**, v. 28, p. 99–109, 2000.

DÁRIO, Fábio Rossano; DE VINCENZO, Maria Cristina Veiga; ALMEIDA, Álvaro Fernando de. Avifauna em fragmentos da Mata Atlântica. **Ciência Rural**, v. 32, n. 6, p. 989–996, 2002.

DELLA FLORA, Franchesco. **Ecologia comportamental do tangará *Chiroxiphia caudata* (Aves, Pipridae) no extremo sul da Floresta Atlântica**. 2010. 96 f. Dissertação (Mestrado em Biodiversidade Animal) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2010.

FONSECA, Carlos R.; GANADE, Gislene; BALDISSERA, Ronei; *et al.* Towards an ecologically-sustainable forestry in the Atlantic Forest. **Biological Conservation**, v. 142, n. 6, p. 1209–1219, 2009.

GARDNER, Toby A.; HERNÁNDEZ, Malva I.M.; BARLOW, Jos; *et al.* Understanding the biodiversity consequences of habitat change: the value of secondary and plantation

forests for neotropical dung beetles. **Journal of Applied Ecology**, v. 45, n. 3, p. 883–893, 2008.

GRAY, Michael A.; BALDAUF, Sandra L.; MAYHEW, Peter J.; *et al.* The response of avian feeding guilds to tropical forest disturbance. **Conservation Biology**, v. 21, n. 1, p. 133–141, 2007.

GRIES, Rita; LOUZADA, Julio; ALMEIDA, Sabrina; *et al.* Evaluating the impacts and conservation value of exotic and native tree afforestation in Cerrado grasslands using dung beetles. **Insect Conservation and Diversity**, v. 5, n. 3, p. 175–185, 2012.

GUERRA, Miguel Pedro, SILVEIRA, Vanildo, REIS, Maurício Sedrez dos; SCHNEIDER, Lineu Exploração, manejo e conservação da araucária (*Araucaria angustifolia*). In: SIMÕES, Luciana Lopes; LINO, Clayton Ferreira (org.). **Sustentável Mata Atlântica: a exploração de seus recursos florestais**. São Paulo: Editora SENAC São Paulo, p. 85–103, 2002.

INDERJIT. Plant phenolics in allelopathy. **The Botanical Review**, v. 62, n. 2, p. 186–202, 1996.

MARTELLO, Felipe; BELLO, Francesco de; MORINI, Maria Santina de Castro; *et al.* Homogenization and impoverishment of taxonomic and functional diversity of ants in *Eucalyptus* plantations. **Scientific Reports**, v. 8, n. 1, 2018.

MYERS, Norman; MITTERMEIER, Russell A.; MITTERMEIER, Cristina G.; *et al.* Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v. 403, n. 6772, p. 853–858, 2000.

NAROSKY, Tito; YZURIETA, Darío. **Birds of Argentina and Uruguay: a field guide**. Buenos Aires: Vazquez Mazzini Editores, 2011.

OLMOS, Alejandro. **Aves en el Uruguay y en su distribución**. Montevideo: Tradinco, Industria Gráfica del Libro, 2011.

PACHECO, José Fernando; SILVEIRA, Luís Fábio; ALEIXO, Alexandre; et al. Annotated checklist of the birds of Brazil by the Brazilian Ornithological Records Committee—second edition. **Ornithology Research**, v. 29, n. 2, p. 94–105, 2021.

PAQUETTE, Alain; MESSIER, Christian. The role of plantations in managing the world's forests in the Anthropocene. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 8, n. 1, p. 27–34, 2010.

PIRATELLI, A.; SOUSA, S. D.; CORRÊA, J. S.; et al. Searching for bioindicators of forest fragmentation: passerine birds in the Atlantic Forest of southeastern Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 68, n. 2, p. 259–268, 2008.

R CORE TEAM. **R**: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. 2022.

RIBEIRO, Milton Cezar; METZGER, Jean Paul; MARTENSEN, Alexandre Camargo; et al. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation**, v. 142, n. 6, p. 1141–1153, 2009.

RUBIO, Tatiana Colombo; PINHO, João Batista de. Biologia reprodutiva de *Synallaxis albilora* (Aves: Furnariidae) no Pantanal de Poconé, Mato Grosso. **Papéis Avulsos de Zoologia**, v. 48, n. 17, p. 181–197, 2008.

SANTOS, Leandro Duarte dos; SCHLINDWEIN, Sandro Luis; FANTINI, Alfredo Celso; et al. Dinâmica do desmatamento da Mata Atlântica: causas e consequências. **Revista Gestão & Sustentabilidade Ambiental**, v. 9, n. 3, p. 378, 2020.

SANTOS, Mônica S.; LOUZADA, Júlio N. C.; DIAS, Nívia; et al. Riqueza de formigas (Hymenoptera, Formicidae) da serapilheira em fragmentos de floresta semidecídua da Mata Atlântica na região do Alto do Rio Grande, MG, Brasil. **Iheringia. Série Zoologia**, v. 96, n. 1, p. 95–101, 2006.

SEKERCIOGLU, C. H. Increasing awareness of avian ecological function. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 21, n. 8, p. 464–471, 2006.

SOLAR, Ricardo Ribeiro de Castro; BARLOW, Jos; FERREIRA, Joice; *et al.* How pervasive is biotic homogenization in human-modified tropical forest landscapes? **Ecology Letters**, v. 18, n. 10, p. 1108–1118, 2015.

STRATFORD, Jeffrey A.; STOUFFER, Philip C. Microhabitat associations of terrestrial insectivorous birds in Amazonian rainforest and second-growth forests. **Journal of Field Ornithology**, v. 84, n. 1, p. 1–12, 2013.

SULLIVAN, Casey D.; SLADE, Eleanor M.; BAI, Ming; *et al.* Evidence of forest restoration success and the conservation value of community-owned forests in Southwest China using dung beetles as indicators. **PLOS ONE**, v. 13, n. 11, p. e0204764, 2018.

TAVARES, A.; BEIROZ, W.; FIALHO, A.; *et al.* *Eucalyptus* plantations as hybrid ecosystems: Implications for species conservation in the Brazilian Atlantic Forest. **Forest Ecology and Management**, v. 433, p. 131–139, 2019.

VOLPATO, Grazielle Hernandes; PRADO, Vitor Miranda; ANJOS, Luiz dos. What can tree plantations do for forest birds in fragmented forest landscapes? A case study in southern Brazil. **Forest Ecology and Management**, v. 260, n. 7, p. 1156–1163, 2010.

WINK, Charlote; GUEDES, Jerson Vanderlei Carus; FAGUNDES, Camila Kurzmann; ROVEDDER, Ana Paula. Insetos edáficos como indicadores da qualidade ambiental. **Revista de Ciências Agroveterinárias**, v. 4, n. 1, p. 60–71, 2005.