



## **ESCOLA SUPERIOR DE CONSERVAÇÃO AMBIENTAL E SUSTENTABILIDADE**

COMO AS PAISAGENS NA REGIÃO DO SISTEMA CANTAREIRA INFLUENCIAM  
NAS FUNÇÕES ECOSSISTÊMICAS DA AVIFAUNA?

Por

VIVIANE MONTEIRO SILVA KUPRIYANOV

Nazaré Paulista, 2024



## **ESCOLA SUPERIOR DE CONSERVAÇÃO AMBIENTAL E SUSTENTABILIDADE**

COMO AS PAISAGENS NA REGIÃO DO SISTEMA CANTAREIRA INFLUENCIAM  
NAS FUNÇÕES ECOSSISTÊMICAS DA AVIFAUNA?

Por

VIVIANE MONTEIRO SILVA KUPRIYANOV

COMITÊ DE ORIENTAÇÃO

PROF.Dr. Alexandre Uezu  
PROF.Dr. Alexandre Martensen  
PROF.Dr. José W. Ribeiro Jr.

TRABALHO FINAL APRESENTADO AO PROGRAMA DE MESTRADO  
PROFISSIONAL EM CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE E DESENVOLVIMENTO  
SUSTENTÁVEL COMO REQUISITO PARCIAL À OBTENÇÃO DO GRAU DE MESTRE

IPÊ – INSTITUTO DE PESQUISAS ECOLÓGICAS  
Nazaré Paulista, 2024

## **Ficha Catalográfica**

Kupriyanov, Viviane Monteiro Silva

Como as paisagens na região do Sistema Cantareira influenciam nos diferentes grupos funcionais da Avifauna, 2024. 74 pp.

Trabalho Final (mestrado): IPÊ – Instituto de Pesquisas Ecológicas

Uso do solo 1

Monitoramento acústico passivo 2

Funções ecossistêmicas 3

Escola Superior de Conservação  
Ambiental e Sustentabilidade, IPÊ

Nazaré Paulista, 2024

---

Prof. Dr. Alexandre Uezu

---

Prof. Dr. Alexandre C. Martensen

---

Prof. Dr. José W. Ribeiro Jr.

Ao v\u00f4zinho mais lindo (*in memoriam*),  
verdadeiro contador de hist\u00f3rias, que com sabedoria e bom humor  
ensinou sobre os valores e prazeres da vida.

## AGRADECIMENTOS

Agradeço aos meus pais, pelo amor, força e suporte que sempre proporcionaram em minha vida. Às minhas irmãs, que sempre me incentivaram e acreditaram em meu potencial.

Quero agradecer ao meu marido e companheiro, pelo apoio às minhas decisões, por todo amor, carinho e complacência. E à minha querida filha, pelo incentivo e por compreender a minha ausência, em muitos momentos.

Ao Instituto de Pesquisas Ecológicas (IPÊ) pela oportunidade de fazer parte desta Instituição, que é referência em iniciativas de conservação da biodiversidade, além de inspirar muitas pessoas e outras organizações. A todos os pesquisadores e profissionais, que direta ou indiretamente, colaboraram com a construção e execução deste trabalho, muito obrigada pelo acolhimento e por serem tão solícitos em me receber e me atender. Um agradecimento especial à Rô, muito querida e sempre disposta a nos ajudar.

Ao Comitê de orientação:

Prof. Dr. Alexandre Uezu, meu orientador, que apesar de sempre estar muito ocupado, me deu suporte até a conclusão deste trabalho. Ainda agradeço imensamente a oportunidade de atuar e contribuir com este projeto maravilhoso e inspirador, por meio deste estudo me reencantei com a vocalização e o mundo das Aves. Muito obrigada pela confiança no desenvolvimento desta pesquisa;

Prof. Dr. Alexandre Martensen, agradeço às críticas e incentivos que, com certeza, ajudaram nos desdobramentos deste estudo e se realizaram na dissertação;

Prof. Dr. José Ribeiro, muito obrigada pelo acolhimento e disposição em vários momentos deste projeto. Muito obrigada pelas recomendações bibliográficas, conselhos, pelas críticas e comentários para melhorar o meu trabalho e pelo encorajamento na pesquisa científica.

Agradeço à turma ESCAS 2021, os “HIPÊrmagnéticos”, foi um prazer enorme conhecê-los e estudarmos juntos. Conseguimos transformar colegas de uma sala de aula em amigos de banda musical e equipes de profissionais comprometidos, durante todo este processo.

Gostaria de agradecer especialmente aos meus amigos, verdadeiros regalos do IPÊ, Bárbara Perão, incrivelmente bárbara em suas proposições sobre a vida e tudo mais, Carolina Bauer, com toda a praticidade, meiguice e sinceridade germânica, Leonardo Braz, exacerbadamente neurótico com suas responsabilidades, mas com um coração ainda maior, sempre me ajudando com os “perrengues” computacionais e o R e, por fim, Naiara Valle, com essa oratória admirável, convencendo a todos de suas brilhantes ideias. Foi, e é realmente muito

importante nossa amizade. Rimos, choramos e amadurecemos muito, uns com os outros.

Agradeço à Sara Miranda, da OrnitoMulheres, pela disposição em me ajudar com o trabalho, com sugestões práticas e conselhos nas análises.

À Carolina Biscola, muito obrigada pela força, e apoio em vários momentos do projeto, se mostrou uma pessoa excepcional. Ao Rafael Souza (Urucum), *sommelier* de cheiros da floresta, pela disposição e força nos trabalhos de campo. À dupla Paulo e Gustavo, que se dispuseram em me ajudar na instalação e retirada dos gravadores em campo. À equipe força-tarefa que nos auxiliou com a Instalação de gravadores em 14 bacias do Sistema Cantareira em um final de semana: Andreia Lima, Brenda Albano, Bruno, Carolina Biscola, Fernanda, Gustavo, Leticia Duarte, Matheus Souza, Paulo, Rafael Souza, Sandro, Scarlett, Natali Silveira.

Agradeço à toda equipe da *Rainforest Connection*, pelo suporte da plataforma Arbimon, que foi muito importante no desenvolvimento deste projeto. Em especial ao Tomaz, pela ajuda na identificação das espécies, problemas com as gravações, sugestões sobre o projeto e dicas no trabalho com aves.

Ao Harisson Pereira, que se tornou um amigo e parceiro de trabalho, obrigada pela disponibilização das fotos e por tirar muitas dúvidas de vocalizações.

Agradeço aos donos das propriedades por permitirem a entrada, em suas áreas, para a instalação e retirada dos gravadores, sem isso, não poderia realizar as coletas de dados.

Sou muito grata a todos que contribuíram para o desenvolvimento deste projeto, que me apoiaram e me acompanharam ao longo desta trajetória.

Gostaria de agradecer à FAPESP pela aprovação do projeto que fomentou este estudo (Processo n.º 2019/19429-3). Ao Semeando Água pela bolsa parcial para a realização desta pesquisa (através do patrocínio pelo Programa Petrobras Socioambiental – Contrato n.º 5900.0118738.21.2.).

## De passarinhos

Para compor um tratado de passarinhos  
É preciso por primeiro que haja um rio com árvores  
e palmeiras nas margens.  
E dentro dos quintais das casas que haja pelo menos  
goiabeiras.  
E que haja por perto brejos e iguarias de brejos.  
É preciso que haja insetos para os passarinhos.  
Insetos de pau sobretudo que são os mais palatáveis.  
A presença de libélulas seria uma boa.  
O azul é muito importante na vida dos passarinhos  
Porque os passarinhos precisam antes de belos ser  
eternos.  
Eternos que nem uma fuga de Bach.

Manoel de Barros

## SUMÁRIO

RESUMO.....	8
ABSTRACT .....	10
1. INTRODUÇÃO .....	11
2. OBJETIVOS .....	14
3. MATERIAL E MÉTODOS .....	15
Área de Estudo .....	15
Coleta de dados.....	17
Análise de dados .....	20
Análises estatísticas.....	25
5. RESULTADOS .....	27
Figura 7. Relação entre a riqueza de espécies total, proporção florestal e índice de matriz. ....	29
6. Discussão.....	39
8. CONCLUSÃO.....	45
9. REFERÊNCIAS.....	46
ANEXO I.....	55
Lista dos Sítios Amostrais.....	55
ANEXO II.....	62
Lista das espécies de aves identificadas nas paisagens do Sistema Cantareira. Classificação e nomenclatura de acordo com CBRO (2021).....	62
ANEXO III.....	68
Espécies inseridas no grupo de Aves Potencialmente Dispersoras de sementes grandes.....	68
Espécies inseridas no Grupo de Aves Potencialmente Dispersoras de sementes pequenas. ....	69
Espécies inseridas no grupo de aves Potencialmente Reguladoras de pragas e/ou carniceiras. ....	70



## LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Parâmetros utilizados para as análises de Pattern Matching. ....	22
Tabela 2. Modelos testados para explicar a distribuição de riqueza nas paisagens. .....	25
Tabela 3. Teste GLM para os diferentes tipos de uso do solo. ....	28
Tabela 4. Resultados dos modelos testados.....	28
Tabela 5. Modelos selecionados para o GF dispersoras de sementes grandes. ...	31
Tabela 6. Modelos selecionados para os dispersores de sementes pequenas.....	33
Tabela 7. Modelos selecionados para o grupo das aves reguladoras.....	34

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Mapa da localização do Sistema Cantareira ilustrando a distribuição das respectivas microbacias. ....	16
Figura 2. Diagrama Ternário representando as distintas proporções dos principais usos do solo no Sistema Cantareira: Floresta(p_fl), Eucalipto (p_euc) e Pasto (p_past). ....	17
Figura 3. Gravadores autônomos Audiomoth 1.14. a) instalação dos gravadores em campo, com capas protetoras e devidamente identificados; b) disposição dos gravadores em campo.....	19
Figura 4. Imagem ilustrando a disposição dos espectogramas dos sons das aves ao utilizar o recurso Arbimon Visualizer. ....	21
Figura 5. Representação da validação de presença e ausência das espécies encontradas por meio do recurso Pattern Matching.....	22
Figura 6. Boxplot representando a variação da riqueza, por pontos amostrais, entre os diferentes usos do solo.....	27
Figura 7. Relação entre a riqueza de espécies total, proporção florestal e índice de matriz. ....	29
Figura 8. Relação da riqueza de espécies proporção florestal e tipo de matriz ....	30
Figura 9. Relação da riqueza de espécies (S), com a proporção florestal e o índice de matriz para as espécies dispersoras de sementes grandes.....	32
Figura 10. Relação entre riqueza de espécies do GF dispersoras de sementes pequenas, proporção florestal e índice de matriz.....	33

Figura 11. Relação da riqueza de espécies do GF das aves reguladoras, proporção florestal e índice de matriz. ....	35
Figura 12. Diagrama ternário da riqueza total de espécies distribuídas entre as paisagens do Sistema Cantareira. Foi utilizado o procedimento de interpolação pela ponderação do inverso da distância (IDW) dos pontos formando um gradiente de valores de riqueza entre as diferentes paisagens. ....	36
Figura 13. Diagrama Ternário representando a riqueza de espécies do grupo funcional das dispersoras de sementes grandes. Foi utilizado o procedimento de interpolação pela ponderação do inverso da distância (IDW) dos pontos formando um gradiente de valores de riqueza entre as diferentes paisagens. ....	37
Figura 14. Diagrama ternário representando a riqueza de espécies do grupo funcional das dispersoras de sementes pequenas. Foi utilizado o procedimento de interpolação pela ponderação do inverso da distância (IDW) dos pontos formando um gradiente de valores de riqueza entre as diferentes paisagens. ....	37
Figura 15. Diagrama Ternário representando a riqueza de espécies do GF das espécies reguladoras de pragas e/ou carniceiras. Foi utilizado o procedimento de interpolação pela ponderação do inverso da distância (IDW) dos pontos formando um gradiente de valores de riqueza entre as diferentes paisagens. ....	38

## RESUMO

Resumo do Trabalho Final apresentado ao Programa de Mestrado Profissional em Conservação da Biodiversidade e Desenvolvimento Sustentável como requisito parcial à obtenção do grau de Mestre

COMO AS PAISAGENS NA REGIÃO DO SISTEMA CANTAREIRA  
INFLUENCIAM NAS FUNÇÕES ECOSSISTÊMICAS DA AVIFAUNA?

Por

VIVIANE MONTEIRO SILVA KUPRIYANOV

Fevereiro/2024

Orientador: Prof. Dr. Alexandre Uezu

A intensa redução e fragmentação de florestas tropicais, alteradas por atividades humanas, assumem composições e configurações espaciais distintas. Essas mudanças podem apresentar efeitos negativos, positivos e neutros em diferentes táxons. Este estudo tem como objetivo investigar como as composições das paisagens afetam diferentes funções ecológicas (dispersão de sementes grandes e pequenas e controle biológico) das aves e como elas estão distribuídas entre as diferentes paisagens do Sistema Cantareira. Foram definidas 30 unidades amostrais, baseadas nas principais categorias de uso do solo da região (fragmentos florestais, plantações de eucalipto e pastagem). A riqueza total de espécies e as funções ecossistêmicas são influenciadas pela cobertura florestal somada ao efeito da matriz, sendo que há um incremento da riqueza de espécies com o crescimento da cobertura florestal associada à matriz de pastagem. A cobertura florestal e o efeito de matriz não explicaram a variação de riqueza dentro do grupo funcional das dispersoras de sementes grandes. As dispersoras de sementes pequenas responderam positivamente às variáveis preditoras, cobertura florestal e, principalmente, ao efeito de matriz. Ainda, o grupo funcional das reguladoras foi positivamente influenciado pelo tamanho da cobertura florestal. Em contrapartida, conforme diminui a cobertura florestal e aumenta a matriz de eucalipto, há uma diminuição na riqueza de espécies.

Palavras-chave: uso do solo, matriz da paisagem, funções ecossistêmicas, Mata Atlântica, monitoramento acústico passivo.

## **ABSTRACT**

Abstract do Trabalho Final apresentado ao Programa de Mestrado Profissional em Conservação da Biodiversidade e Desenvolvimento Sustentável como requisito parcial à obtenção do grau de Mestre

### **HOW DO LANDSCAPES IN THE CANTAREIRA WATER SYSTEM INFLUENCE THE ECOSYSTEM FUNCTIONS OF BIRDLIFE?**

By

**VIVIANE MONTEIRO SILVA KUPRIYANOV**

February/2024

Advisor: Prof. Dr. Alexandre Uezu

The intense reduction and fragmentation of tropical forests, altered by human activities, take on different compositions and spatial configurations. These changes can have negative, positive or neutral effects on different taxa. This study aims to investigate how landscape compositions affect different ecological functions (dispersal of large and small seeds and biological control) of birds and how they are distributed among the different landscapes of the Cantareira System. Thirty sampling units were defined, based on the main categories of land use in the region (forest fragments, eucalyptus plantations and pasture). Total species richness and ecosystem functions are influenced by forest cover plus the matrix effect, with an increase in species richness with the growth of forest cover associated with the pasture matrix. Forest cover and the matrix effect did not explain the variation in richness within the functional group of large seed dispersers. Small seed dispersers responded positively to the predictor variables, forest cover and, above all, the matrix effect. In addition, the functional group of regulators was positively influenced by the size of the forest cover. On the other hand, as forest cover decreased and the eucalyptus matrix increased, species richness decreased.

Keywords: land use, landscape matrix, ecosystem functions, Atlantic Forest, passive acoustic monitoring.

## 1. INTRODUÇÃO

Florestas tropicais contínuas têm sido rapidamente convertidas em paisagens modificadas pelo homem, sobretudo devido ao crescimento acelerado da população humana e demandas crescentes por terras agrícolas e produtos florestais (CARRARA et al., 2015; LAURANCE; SAYER; CASSMAN, 2014). Estas paisagens são altamente heterogêneas, apresentando diferentes composições e configurações espaciais. A composição da paisagem é definida como tipos e proporções de formas e usos do solo (unidades espaciais), enquanto que a configuração refere-se ao arranjo espacial em que estas unidades estão distribuídas (CARRARA et al., 2015; DUNNING; DANIELSON; PULLIAM, 1992). A heterogeneidade ou a estrutura da paisagem é definida como a interação entre composição e configuração da paisagem, que, por sua vez, podem conduzir diferentes impactos na biodiversidade (CARRARA et al., 2015; FAHRIG, 2003).

A fragmentação de paisagens naturais pode apresentar efeitos negativos, positivos e neutros em diferentes táxons (FAHRIG, 2003). A variação de respostas das espécies à fragmentação florestal e isolamento entre manchas pode estar relacionada às diferenças nos tamanhos de cobertura florestal primária (VILLARD; METZGER, 2014) e às distintas composições de matrizes na paisagem (FAHRIG et al., 2011). Fragmentos inseridos em paisagens densamente arborizadas, apresentaram um elevado número de espécies da fauna (CARRARA et al., 2015; MACEDO-REIS; QUESADA; DE SIQUEIRA NEVES, 2019) e da flora (RIGUEIRA; DA ROCHA; MARIANO-NETO, 2013). No entanto, em outro estudo (SEKERCIOGLU, 2012), a fragmentação de florestas por áreas agrícolas teve como consequência um aumento na abundância de aves menos especializadas na comunidade, compostas por espécies com maior distribuição, relativamente comuns, e com proporções alteradas de grupos funcionais.

As aves são virtualmente onipresentes, ocorrendo em quase todos os ambientes (GASTON et al., 2018). Elas formam um grupo taxonômico singular em relação às respostas funcionais em habitats modificados por humanos (COELHO *et*

al., 2016). Elas desempenham diversas funções ecossistêmicas, que contribuem com variados serviços ecossistêmicos, incluindo:

serviços de suporte: contribuem para a ciclagem de nutrientes (nitrogênio e fósforo), por meio das fezes de pinguins (LINDEBOOM, 1984), gansos (KITCHELL et al., 1999) e corvos (FUJITA; KOIKE, 2009); são agentes-chave na dispersão de sementes, com potencial para deslocar sementes por longas distâncias (GASTON et al., 2018), e são uma ótima alternativa de custo-benefício na regeneração de florestas em áreas urbanas (OVERDYCK et al., 2013).

serviços de regulação: o consumo de carcaças de animais mortos é um serviço vital para o meio ambiente, com implicações para a saúde humana e a de animais domésticos (GASTON et al., 2018). Aves carniceiras incluem corvos, rapinantes, urubus e abutres. A carcaça removida pelas aves era muito mais rápida para que outros necrófagos ou decompositores tivessem qualquer impacto significativo (GASTON et al., 2018); as aves contribuem controlando pragas em sistemas agrícolas, como insetos e roedores (GASTON et al., 2018); e também contribuem na regulação de vetores de doenças (OGRZEWALSKA et al., 2011).

serviços culturais: a observação de aves pode ser um importante componente de conexão das pessoas com a natureza, em um mundo cada vez mais urbanizado (COX; GASTON, 2016), e se for manejada corretamente pode ter resultados positivos para a conservação (SEKERCIOGLU, 2002); a interação com aves contribui para a saúde física, mental e social. Alguns estudos documentam relações positivas entre bem-estar humano e a percepção da riqueza de espécies (DALLIMER et al., 2012; FULLER et al., 2007; SHWARTZ et al., 2014).

Do ponto de vista teórico e após uma série de experimentos há um consenso de que o aumento da diversidade amplia as funções ecossistêmicas, ao menos em escalas locais (GAGIC et al., 2015; HAGAN; VANSCHOENWINKEL; GAMFELDT, 2021). No entanto, muitas variações na relação entre biodiversidade e funcionamento (*biodiversity and functioning* - BEF) ainda requerem explicações (GAGIC et al., 2015). Compreender como os diferentes grupos funcionais respondem às alterações na paisagem é fundamental para entender quais as consequências, das mudanças na biodiversidade, e como elas afetarão o



funcionamento dos ecossistemas (NEWBOLD et al., 2020), além de informar sobre a dinâmica subjacente às complexas interações entre sociedades e ecossistemas (WALTERS; SCHOLLES, 2017).

## **2. OBJETIVOS**

- Investigar como as funções ecológicas (dispersão de sementes grandes e pequenas e controle biológico) são reguladas pela composição das paisagens (cobertura florestal e tipos de matrizes) na região do Sistema Cantareira.
- Avaliar quais as implicações dessas informações para o funcionamento e resiliência do Sistema Cantareira.

### 3. MATERIAL E MÉTODOS

#### Área de Estudo

Considerado um dos maiores sistemas de captação de água do planeta e constituído pelo conjunto de reservatórios Jaguari-Jacareí, Cachoeira, Atibainha e Paiva Castro, o Sistema Cantareira ocupa uma área de 227.803 hectares (2.278,0 Km<sup>2</sup>), abrangendo 12 municípios, sendo quatro deles no estado de Minas Gerais (Camanducaia, Extrema, Itapeva e Sapucaí-Mirim) e oito em São Paulo (Bragança Paulista, Caieiras, Franco da Rocha, Joanópolis, Nazaré Paulista, Mairiporã, Piracaia e Vargem) (UEZU et al., 2017). Esse sistema de abastecimento de água tem grande importância socioeconômica e ambiental, tanto para a região em que está inserido (produção de alimentos e economia local), como para a Região Metropolitana de São Paulo (RMSP), uma vez que ele abastece quase metade da Grande São Paulo (CARMINATO, 2015).

A área de estudo, o Sistema Cantareira e 5 km de seu entorno, está adjacente à cidade de São Paulo (23° 12' S e 46° 21' O). Apresenta uma cobertura vegetal típica de Floresta Ombrófila Densa do bioma Mata Atlântica, com temperaturas médias anuais que variam entre 18° C a 20° C, e de alta precipitação (1570 mm/ano), distribuída durante o ano (UEZU et al., 2017). O clima da região é classificado como Cwb, com invernos frios e secos e verões quentes e úmidos (ALVARES *et al.*, 2013). Os tipos de solos predominantes são os latossolos, argissolos, cambissolos e neossolos (SANTANA et al., 2023).

A partir de um banco de dados georreferenciados, observou-se que a área do Sistema Cantareira é composta principalmente por usos antrópicos (62% do total). As principais categorias de uso de solo na região são: campos (46%), geralmente pastagens degradadas de pequenas propriedades, remanescentes florestais (35%) e reflorestamento comercial (15%), principalmente eucalipto.

Foram definidas, como unidades amostrais, áreas que variavam entre 300 e 500 ha, extensão que, usualmente, corresponde a bacias de terceira ordem. Destas microbacias, 30 unidades amostrais foram selecionadas (Figura 1), desde paisagens mais homogêneas, com aproximadamente 100% de um desses principais usos do solo, até as mais heterogêneas, ou seja, paisagens que possuem

proporções semelhantes destes usos, e ainda, paisagens com combinações variadas, com intuito de uma amostragem mais representativa (Figura 2).

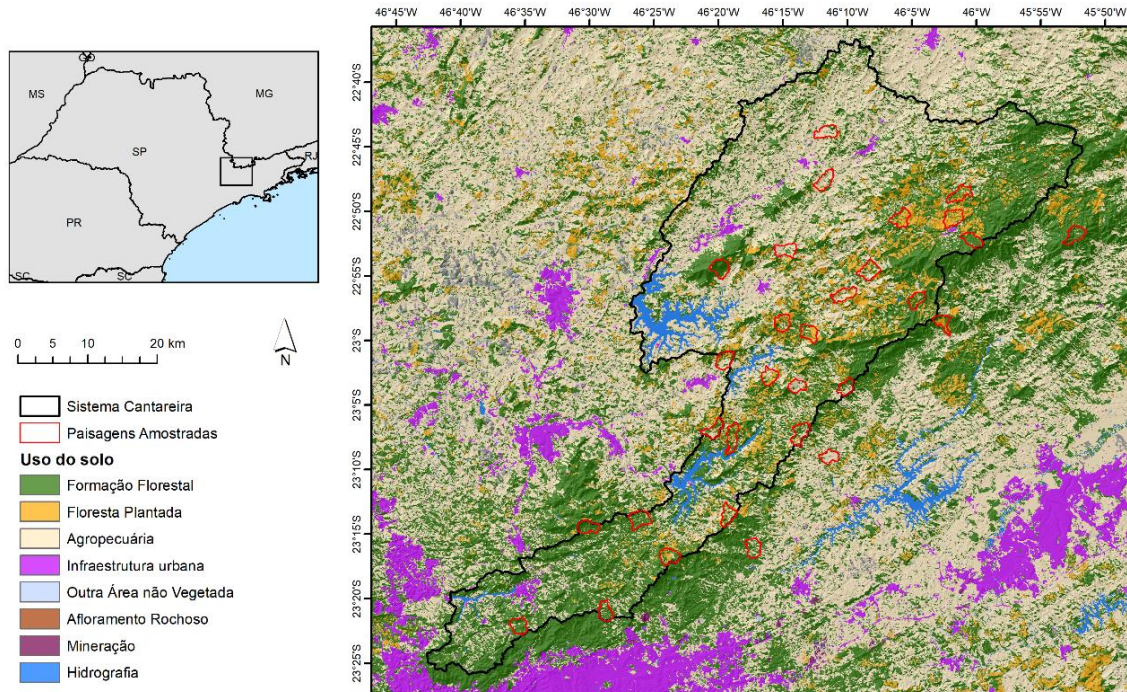


Figura 1. Mapa da localização do Sistema Cantareira ilustrando a distribuição das respectivas microbacias.

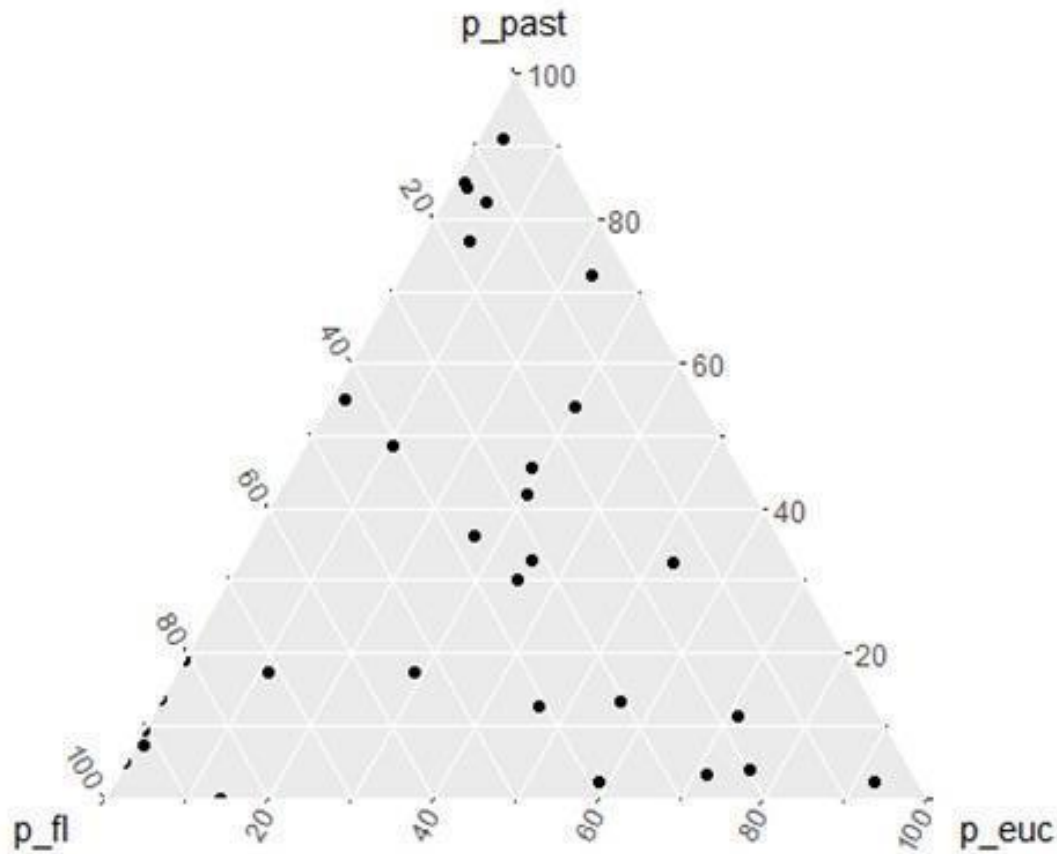


Figura 2. Diagrama Ternário representando as distintas proporções dos principais usos do solo no Sistema Cantareira: Floresta(p\_fl), Eucalipto (p\_euc) e Pasto (p\_past).

### Coleta de dados

Para identificar as espécies de aves que ocorrem na região do Sistema Cantareira, por meio de suas respectivas vocalizações, foram utilizados gravadores de áudio autônomos, distribuídos entres as unidades amostrais. Dentro de cada unidade amostral selecionada, foram designados seis pontos de amostragem, cada um, com seu respectivo gravador de áudio (Anexo I). Os aparelhos de áudio ficavam dispostos a uma distância mínima de 400 metros, evitando assim, possíveis interferências e/ou sobreposição entre os sítios amostrais. Cada gravador consiste em um aparelho *Audiomoth* (1.14) (HILL et al., 2018), com um cartão de memória, alimentado por três pilhas. Os aparelhos eram configurados para gravar no período

de um minuto intercalados por períodos de nove minutos, em modo de espera, resultando em 144 minutos de gravações diárias (LEBIEN et al., 2020). Em campo, eles eram instalados em ramificações de árvores ou arbustos a cerca de 1.5m de altura, protegidos com capas impermeáveis para proteger contra luminosidade do sol, chuva e possíveis furtos (Figura 3). Os aparelhos de áudio permaneciam, em cada ponto amostral, por cerca de 21 dias. Entre os meses de novembro de 2021 a março de 2022 concentrou-se o período de amostragem, distribuído em três campanhas com objetivo de instalar, retirar os gravadores e armazenar os dados gravados.



**a**



**b**

Figura 3. Gravadores autônomos Audiomoth 1.14. a) instalação dos gravadores em campo, com capas protetoras e devidamente identificados; b) disposição dos gravadores em campo.

## Análise de dados

As informações gravadas foram transferidas e armazenadas no Sistema ARBIMON – *Automated Remote Biodiversity Monitoring Network* (AIDE et al., 2013). Todos os dados gravados e suas respectivas análises estão disponíveis no Projeto “Sounds of Atlantic Forest” (<https://arbimon.rfcx.org/project/sounds-of-atlantic-forest/dashboard>). A plataforma tem como base a tecnologia de análise acústica desenvolvida para monitorar paisagens sonoras (FARINA et al., 2011; PIJANOWSKI et al., 2011).

Inicialmente é feita uma triagem manual das gravações disponíveis, no primeiro e no último dia amostrado em cada ponto, que contenham gravações completas, isto é, com 144 gravações diárias. Essa etapa permite termos uma amostragem representativa das aves gravadas nos diferentes pontos amostrais. O recurso *Visualizer* (Fig. 4) da plataforma fornece espectrogramas das gravações (representações da amplitude de um som em relação ao tempo), onde é possível inspecionar visualmente os sons enquanto, simultaneamente, os escuta. Ainda, ao encontrar sons desconhecidos, estes podem ser delimitados por *tags*, facilitando o acesso ao mesmo trecho posteriormente, quando for necessário. Ao associar uma vocalização a uma determinada espécie é possível selecioná-la pelo nome da espécie e tipo de canto (formando os *templates*).

A identificação das espécies foi feita com auxílio de aplicativos como o *Merlin Bird ID* e o *BirdNET*. Para confirmação das identificações foram adotados os bancos de dados *Xenocanto* (<https://xeno-canto.org/>), *Birds of the World* (*The Cornell Lab of Ornithology*) (<https://birdsoftheworld.org/bow/home>), *Wikiaves* (<https://www.wikiaves.com.br/>), além de consultar especialistas na identificação de aves.



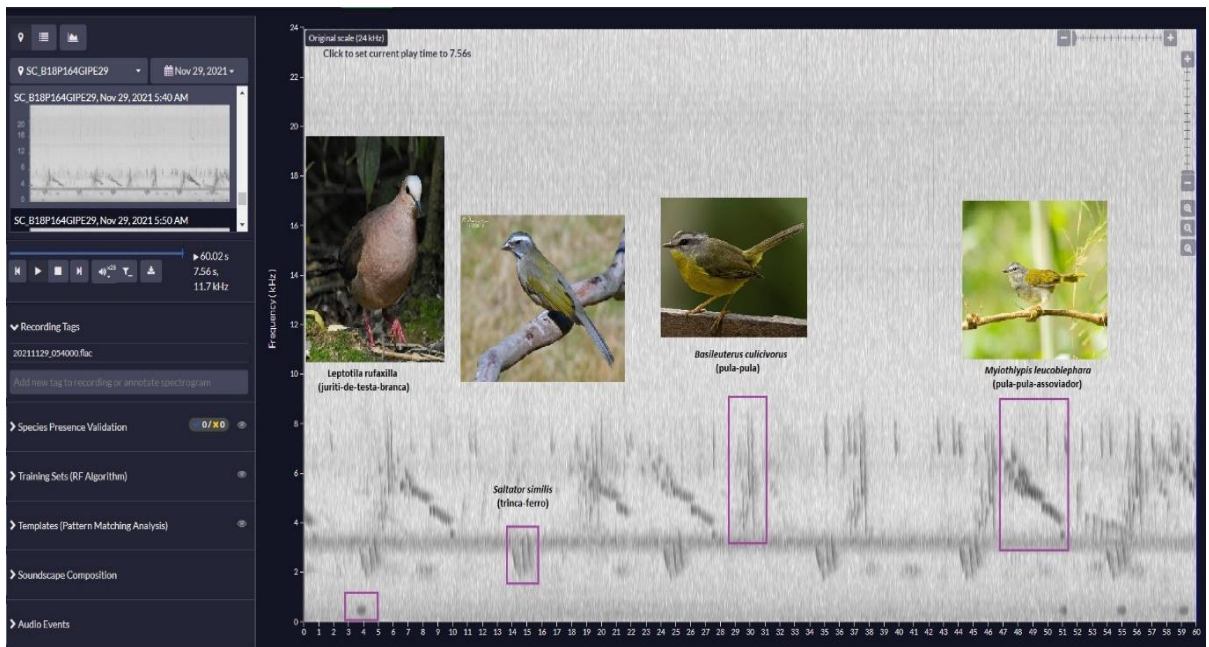


Figura 4. Imagem ilustrando a disposição dos espectrogramas dos sons das aves ao utilizar o recurso *Arbimon Visualizer*.

Ao criar esses *templates* é disponibilizado ao *software* as assinaturas acústicas, que serão utilizadas para reconhecer padrões específicos de vocalização, característicos de cada espécie. Tal procedimento (chamado *Pattern Matching*) consegue percorrer milhares de trechos de gravações e associá-los às assinaturas acústicas, com base na abordagem do modelo de correspondência. O recurso *Pattern Matching* pesquisa automaticamente a ocorrência das espécies nas gravações de áudio através de uma lista de reprodução de vocalizações (*playlists*) nas localidades de interesse, detectando sinais localizados no tempo com uma correlação igual ou superior a um limite pré-definido (*threshold*) (Tabela 1). Dessa forma é possível levantar um grande volume de dados, em um curto intervalo de tempo. Os metadados resultantes foram armazenados na plataforma.

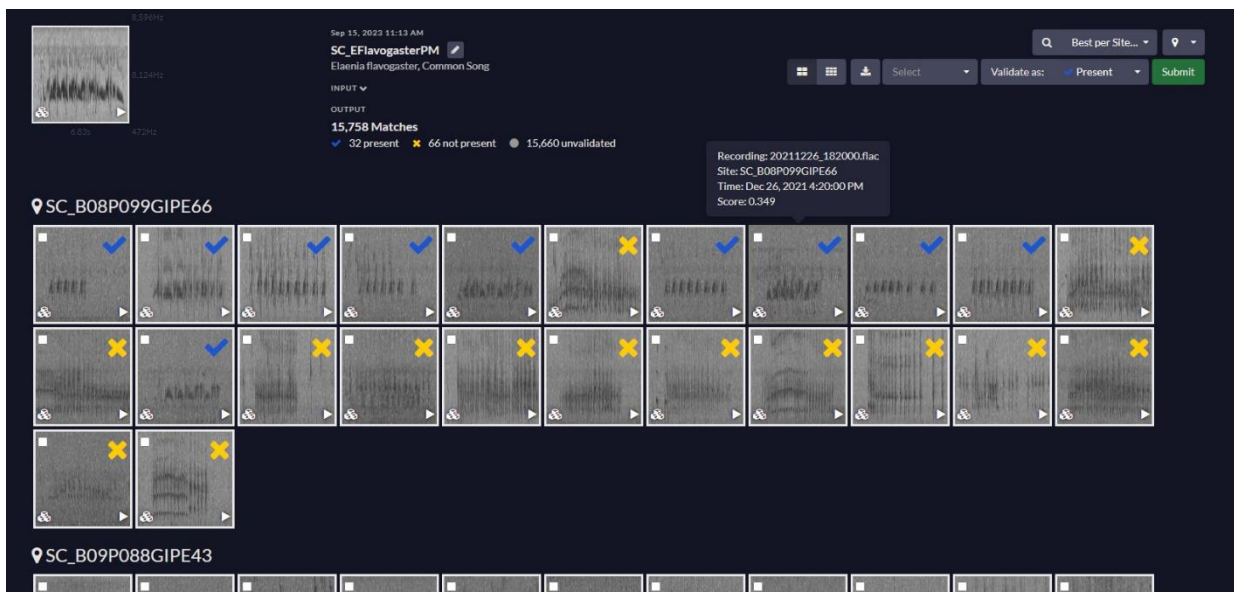


Figura 5. Representação da validação de presença e ausência das espécies encontradas por meio do recurso *Pattern Matching*.

Para o recurso *Pattern Matching* foram utilizadas duas playlists: uma playlist diurna, com as gravações de todos os sítios amostrais das 5h às 18h, e uma playlist noturna, com todas as gravações das 18h às 5h, de acordo com os hábitos de atividades das espécies analisadas. Para a validação das espécies foi utilizado o filtro *Best site per day* (que apresenta os resultados com melhor pontuação por dia e por localidade) visando uma otimização dos resultados encontrados ao diminuir a quantidade de regiões de interesse a serem validadas, e mantendo uma alta probabilidade de detectar pelo menos uma espécie por sítio quando esta estiver presente e vocalmente ativa.

Tabela 1. Parâmetros utilizados para as análises de *Pattern Matching*.

Parâmetro	Valores
Threshold	0.2
Número de correspondência (matches) por gravação	3
Número de correspondência (matches) por unidade amostral	sem limites

Os recursos *Visualizer* e *Pattern Matching* do sistema ARBIMON possibilitaram a criação de uma base de dados eficiente para a análise e detecção semiautomática de espécies em toda a extensão de gravações, originando dados de riqueza de espécies (número de espécies) e frequência de ocorrência (presença e ausência) das aves que ocorrem na área de estudo.

Em algumas situações em que não foi detectada a vocalização de determinadas espécies entre as análises, mesmo havendo registro de ocorrência delas para a área de estudo (SICK, 1997; SILVEIRA; UEZU, 2011) foram utilizados *templates* externos (provenientes de outros projetos) no recurso *Pattern Matching*, para buscar trechos de gravações nas playlists deste estudo.

Com intuito de reunir espécies que exerçam funções semelhantes nos ecossistemas foram definidos dois grupos funcionais (GF): um grupo composto pelas espécies potencialmente dispersoras de sementes e outro pelas aves potencialmente reguladoras de pragas e/ ou carniceiros. Os critérios para a constituição de cada grupo foram baseados em características específicas de cada espécie, como proporção de itens alimentares consumidos e profundidade média do bico. Tais atributos foram escolhidos porque eles estão diretamente relacionados às funções que as espécies desempenham no ambiente, como o controle de pragas e dispersão de sementes (PIGOT et al., 2020). As informações sobre dieta foram extraídas da base de dados *Elton Traits* (WILMAN et al., 2014) e as medidas da profundidade do bico das espécies foram obtidas de AVONET (TOBIAS et al., 2022). O GF das dispersoras de sementes foi subdividido em espécies potencialmente dispersoras de sementes grandes, tendo como critério aves que se alimentam de uma proporção mínima de frutos (10%) e/ou de sementes (10%) e que apresentam a medida de profundidade do bico maior que 10 mm, e, por isso, conseguem ingerir sementes maiores; enquanto que as dispersoras de sementes pequenas são espécies que consomem uma proporção mínima de frutos (20%) e/ou de sementes (20%) e que tenham a profundidade do bico menor do que 10mm, e, por isso, deglutem sementes de tamanhos menores.

O outro grupo funcional, o das aves potencialmente reguladoras, que auxiliam no controle de pragas em sistemas agrícolas, como insetos e roedores e

também consumindo carcaças de animais mortos, foi definido por espécies de aves que consomem outros animais, sendo que a proporção de invertebrados mais a de vertebrados deveria ser maior ou igual a 60%, no total de itens consumidos por cada espécie.

## Análises estatísticas

Com intuito de comparar o número total de espécies entre os diferentes tipos de usos do solo, inicialmente foi testado o ajuste do modelo de *Poisson*, no entanto, esse pressuposto teve como resultado uma ampla dispersão. Por isso, optou-se por utilizar a distribuição binomial negativa.

Para avaliar a riqueza total e funcional (variáveis respostas) das espécies de aves com os parâmetros da paisagem, utilizou-se duas variáveis preditoras da paisagem, a proporção florestal e o índice de matriz. Dessa forma foi feita uma regressão com GLMs (modelos lineares generalizados) para dados de contagem, com distribuição de *Poisson*. A proporção florestal corresponde à soma de todas as áreas de floresta, em cada paisagem, dividida pela área total da paisagem. O índice de matriz foi calculado dividindo-se a área total de pastagem de cada paisagem dividida pela área total não florestal dessa paisagem (área total – área florestal). Ou seja, quando o índice se aproxima de 1, significa que há uma proporção maior de pasto na matriz, e, por conseguinte, quando ele se aproxima de 0 indica que há uma proporção maior de eucalipto.

Levando em consideração a distribuição de riqueza de espécies encontradas entre as paisagens foram sugeridos modelos que justificassem quais parâmetros da paisagem originaram tal distribuição, também empregando os testes com GLMs (Tabela 2).

Tabela 2. Modelos testados para explicar a distribuição de riqueza nas paisagens.

Código	Modelo
md1	riqueza~1
md2	riqueza~log (Proporção Florestal)
md3	riqueza~log (Índice da Matrix)
md4	riqueza~log (Proporção Florestal + Índice da Matrix)
md5	riqueza~log (Proporção Florestal * Índice da Matrix)

**md1**- o modelo nulo pressupõe que a variação de riqueza ocorre de maneira uniforme entre as paisagens;

**md2**- o modelo 2 considera que a riqueza está associada à proporção de floresta na paisagem;

**md3** - o modelo 3 pressupõe que o número de espécies está relacionado ao tipo de matriz;

**md4** – o modelo 4 considera que a matriz, adicionada à proporção florestal, são responsáveis pelo número de espécies observados;

**md5** - o modelo 5 sugere que a riqueza é explicada porque existe uma sinergia entre a matriz e a porcentagem florestal.

O modelo que apresentar o menor valor de AICc (*Akaike information criterion*, medida que seleciona o melhor modelo entre outras opções), é considerado o mais plausível. No entanto, quaisquer modelos que apresentarem valores menores do que duas unidades, serão igualmente selecionados (BURNHAM; ANDERSON, 1998).

Para aprofundar o entendimento do efeito da matriz, nos casos em que essa variável era selecionada pelo AICc, essa variável foi convertida em dados categóricos, e foi estabelecido um teste de hipótese para verificar em qual tipo de matriz há maior riqueza de espécies, se onde há predominância de áreas de pastagem (proporções do índice de matriz acima de 0.5) ou predominância de áreas de eucaliptos (proporções do índice de matriz abaixo de 0.5). Neste caso, foi utilizado o modelo GLM para o teste de hipótese.

Todas as análises estatísticas e gráficos usaram o software R (RStudio 2023.12.0+369) com os seguintes pacotes: *vegan* (OKSANEN; BLANCHET, 2015), *AICcmodavg* (MAZEROLLE, 2023), *ggplot2* (WICKHAM, 2016).

## 5. RESULTADOS

A partir das 30 paisagens selecionadas, foram obtidos 171 pontos amostrais, que correspondem a 76 fragmentos florestais, 48 plantações de eucalipto e 47 áreas de pastagens, contabilizando um total de 811,847.00 gravações acústicas. Com estes dados foi possível identificar 132 espécies de aves (Anexo II), distribuídas em 41 famílias, sendo que 100 espécies foram utilizadas para análise dos dados.

A distribuição de riqueza de espécies por pontos é distinta entre as paisagens (Figura 6), com número maior de espécies nos pontos de floresta, em relação aos pontos de eucalipto e de pastagem. Observa-se ainda que, há pouca ou nenhuma diferença entre as paisagens de eucalipto e pasto. Os testes estatísticos confirmam que há diferença significativa entre a riqueza de espécies nos fragmentos florestais e nas plantações de eucalipto, também há diferença entre os fragmentos florestais e as áreas de pastagem, no entanto, não há distinção entre os valores de eucalipto e áreas de pastagem (glm.nb = 0.3113583) (Tabela 3).

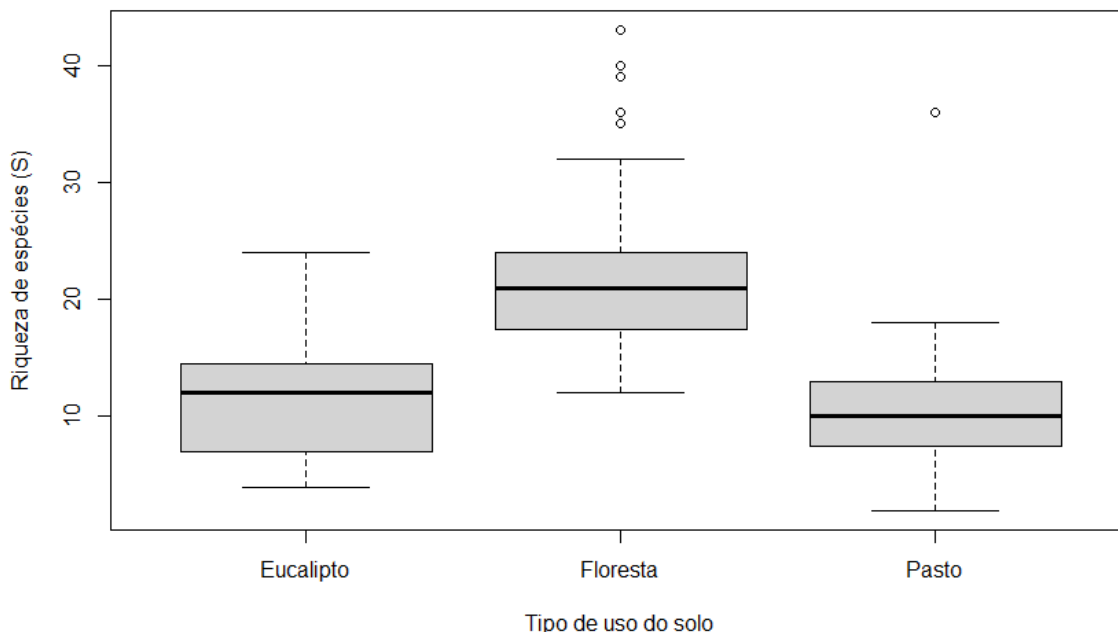


Figura 6. Boxplot representando a variação da riqueza, por pontos amostrais, entre os diferentes usos do solo.

Tabela 3. Teste GLM para os diferentes tipos de uso do solo.

Uso do Solo	Estimate	Std. Error	z value	p-value
(Intercept)	2.44	0.06	43.35	0
Floresta	0.65	0.07	9.61	0
Pasto	-0.06	0.08	-0.8	0.42

Analisando os modelos concorrentes testados, a distribuição da riqueza total variou positivamente conforme houve um aumento da proporção florestal somada ao índice de matriz (modelo selecionado 4, Tabela 4). A soma dos pesos das variáveis (var. proporção florestal AICcWt = 0.99; var. índice de matriz AICcWt = 0.86), indicam a relevância de ambas as variáveis sobre a distribuição da riqueza total, no entanto, a proporção florestal apresenta maior peso entre as variáveis. Ao observar o gráfico gerado (Figura 7) é possível verificar que existe uma relação entre o aumento do índice de matriz e a quantidade de espécies. Em contrapartida, paisagens com maior proporção de eucalipto apresentaram uma riqueza de espécies menor ao comparar matrizes onde há mais pastagem. Este padrão é observado ao longo de todo o gradiente de proporção florestal.

Tabela 4. Resultados dos modelos testados.

Código	AICc	Delta_AICc	ModelLik	AICcWt
Mod4	199.82	0.00	1.00	0.68
Mod5	202.50	2.68	0.26	0.18
Mod2	203.10	3.27	0.19	0.13
Mod3	210.64	10.82	0.00	0.00
Mod1	218.38	18.56	0.00	0.00



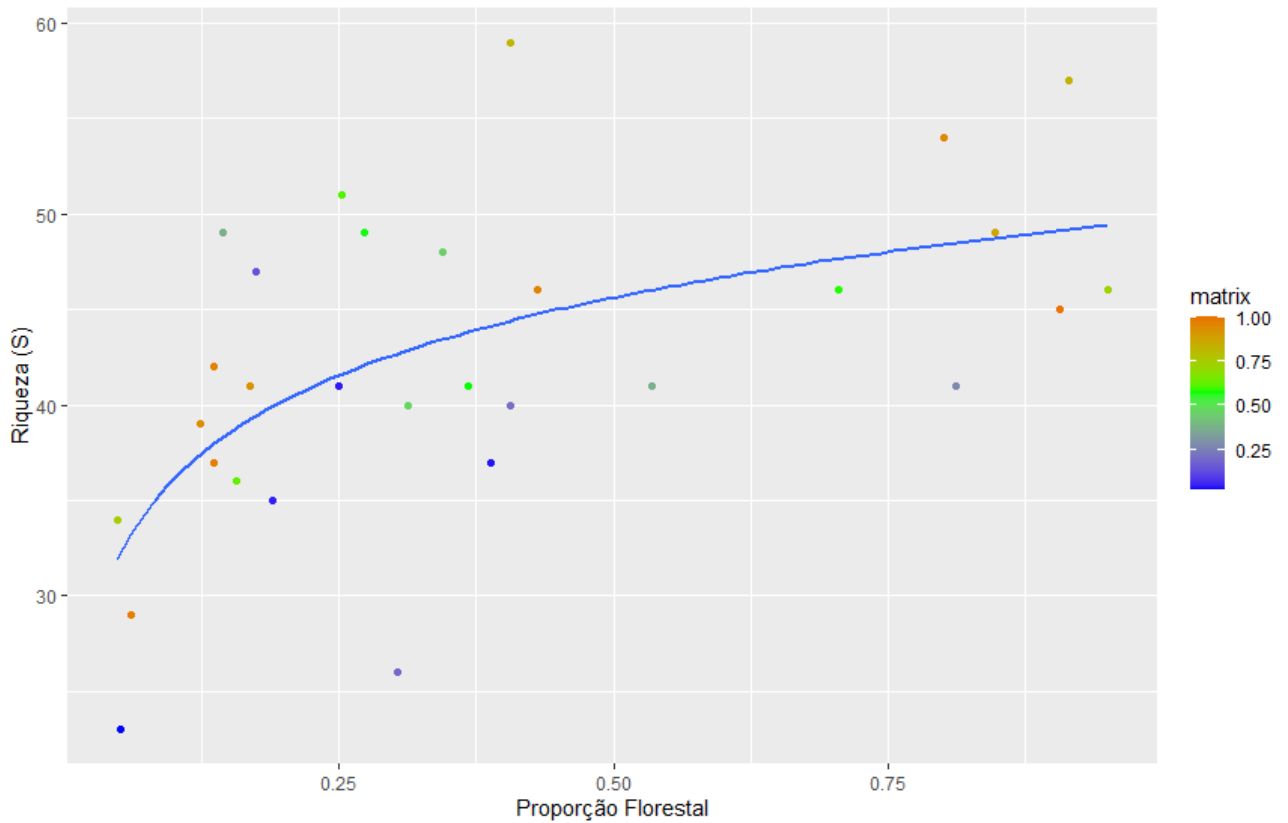


Figura 7. Relação entre a riqueza de espécies total, proporção florestal e índice de matriz.

As curvas geradas mostram que há diferença de riqueza encontrada entre os tipos de matrizes (Figura 8). A curva que representa o eucalipto está abaixo da de pasto, revelando que onde há mais eucalipto há menor riqueza de espécies. O inverso também é verdadeiro, onde a matriz é composta por mais pastagem há um aumento no número de espécies.

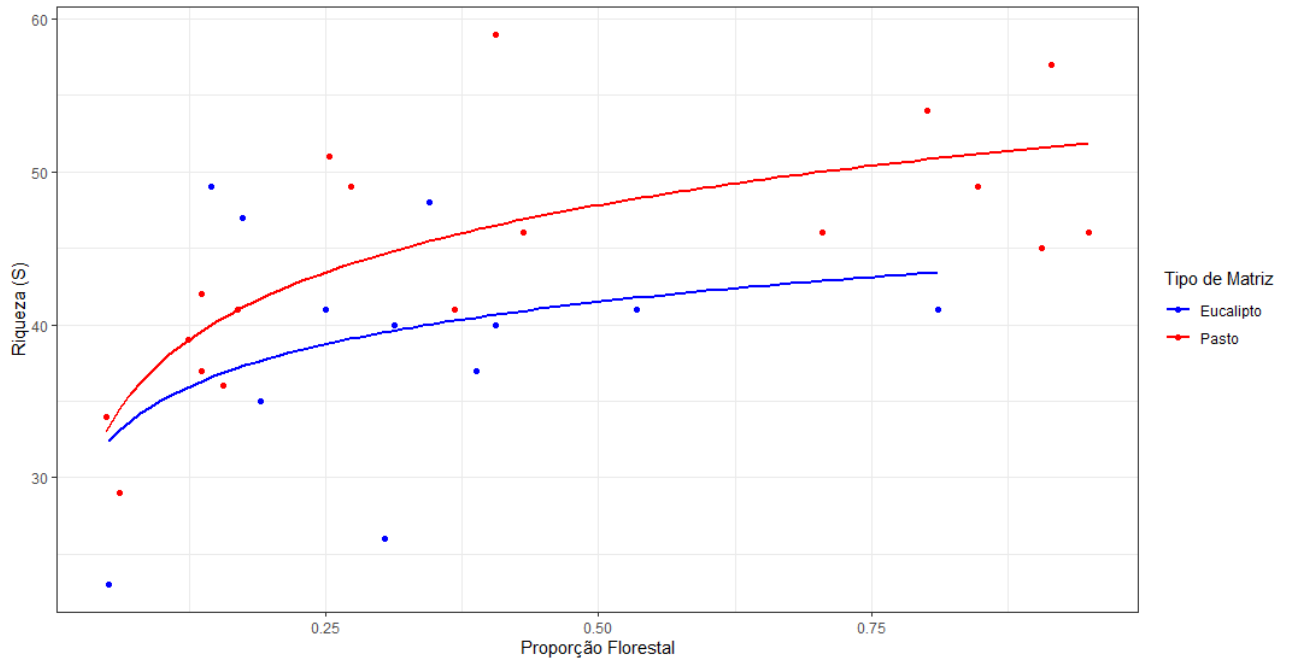


Figura 8. Relação da riqueza de espécies proporção florestal e tipo de matriz

Confirmando os resultados encontrados, é possível observar a distribuição de riqueza entre as diferentes bacias e proporções de uso do solo nos diagramas ternários (Figura 12).

## Grupos Funcionais

De acordo com os critérios estabelecidos para os grupos funcionais (GF), 13 espécies de aves foram incluídas no GF das dispersoras de sementes grandes, 31 espécies no GF das dispersoras de sementes pequenas e 62 espécies no GF das espécies reguladoras de pragas e/ou carniceiras (Anexo III). Os resultados para os modelos testados entre as espécies dispersoras grandes indicam que os modelos 1 e 2 foram selecionados (Tabela 5) como os mais plausíveis. Ao selecionar o modelo nulo (modelo 1) há um indicativo de que as variáveis preditoras não conseguem explicar a variação de riqueza dentro do grupo. Este resultado pode ser constatado na Figura 9, pois não é possível encontrar um padrão de dispersão dos dados. Assim, a riqueza observada para este grupo funcional não está variando de acordo com a proporção de floresta e com o índice de matriz. Ainda na figura 13 é possível verificar a distribuição de riqueza do GF entre as diferentes bacias e proporções de uso do solo nos diagramas ternários.

Tabela 5. Modelos selecionados para o GF dispersoras de sementes grandes.

<b>Código</b>	<b>AICc</b>	<b>Delta_AICc</b>	<b>ModelLik</b>	<b>AICcWt</b>
Mod2	118.19	0.00	1.00	0.41
Mod1	118.68	0.49	0.78	0.32
Mod4	120.67	2.47	0.29	0.12
Mod3	120.81	2.62	0.27	0.11
Mod5	123.30	5.11	0.08	0.03

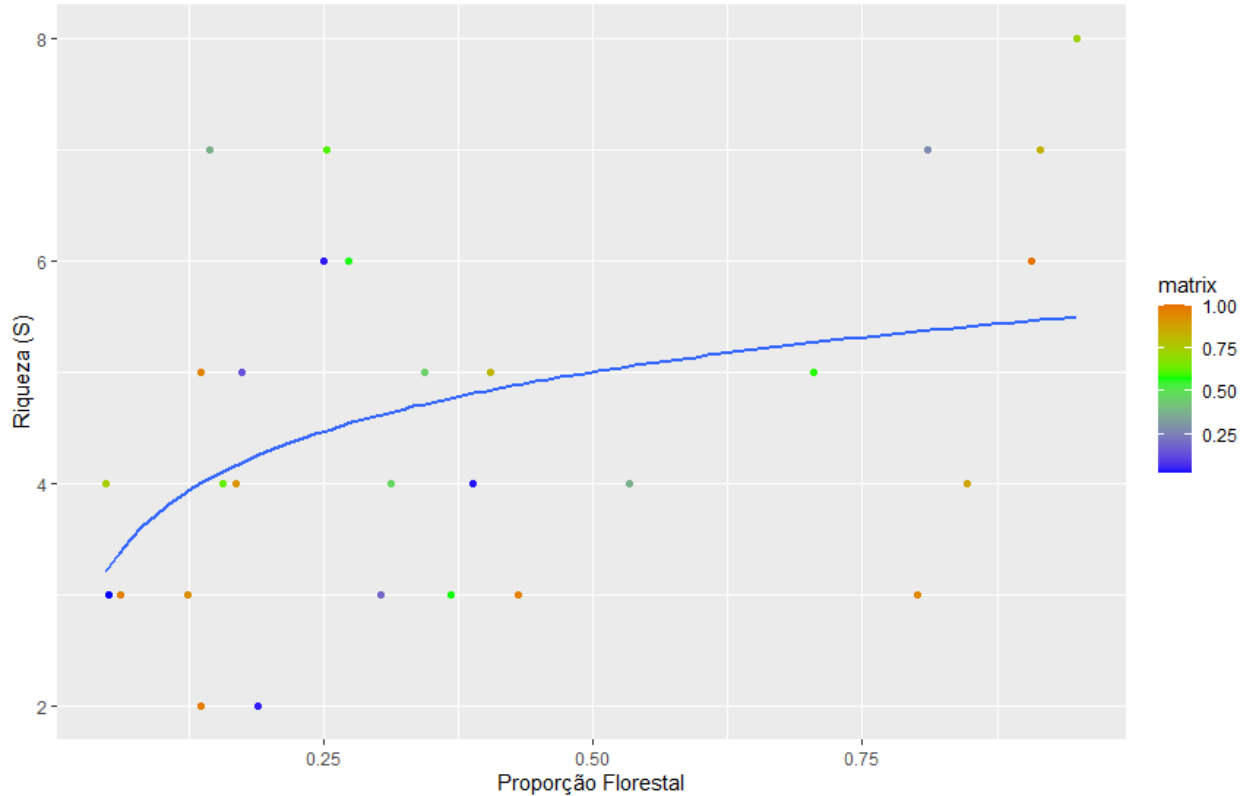


Figura 9. Relação da riqueza de espécies (S), com a proporção florestal e o índice de matriz para as espécies dispersoras de sementes grandes.

De acordo com os critérios estabelecidos para a formação dos grupos funcionais, 31 espécies de aves foram inseridas como dispersoras de sementes pequenas (Anexo III). Os modelos 3 e 4 foram considerados os mais plausíveis (Tabela 6), indicando que a riqueza está associada à matriz, e ainda que, a matriz somada à proporção florestal, são responsáveis pela distribuição de riqueza de espécies. A soma dos pesos das variáveis indica que há maior peso para o índice de matriz (AICcWt = 0.87) do que para a proporção de floresta (AICcWt = 0.51). Estes resultados podem ser observados na Figura 10, onde há um aumento da riqueza de espécies conforme o tipo de matriz é alterado e há crescimento da proporção florestal. Na figura 14 observa-se a distribuição de riqueza do GF entre as diferentes bacias e proporções de uso do solo, nos diagramas ternários.

Tabela 6. Modelos selecionados para os dispersores de sementes pequenas.

Código	AICc	Delta_AICc	ModelLik	AICcWt
Mod3	163.93	0.00	1.00	0.43
Mod4	164.83	0.90	0.64	0.27
Mod5	165.83	1.90	0.39	0.17
Mod2	167.45	3.52	0.17	0.07
Mod1	168.04	4.11	0.13	0.06

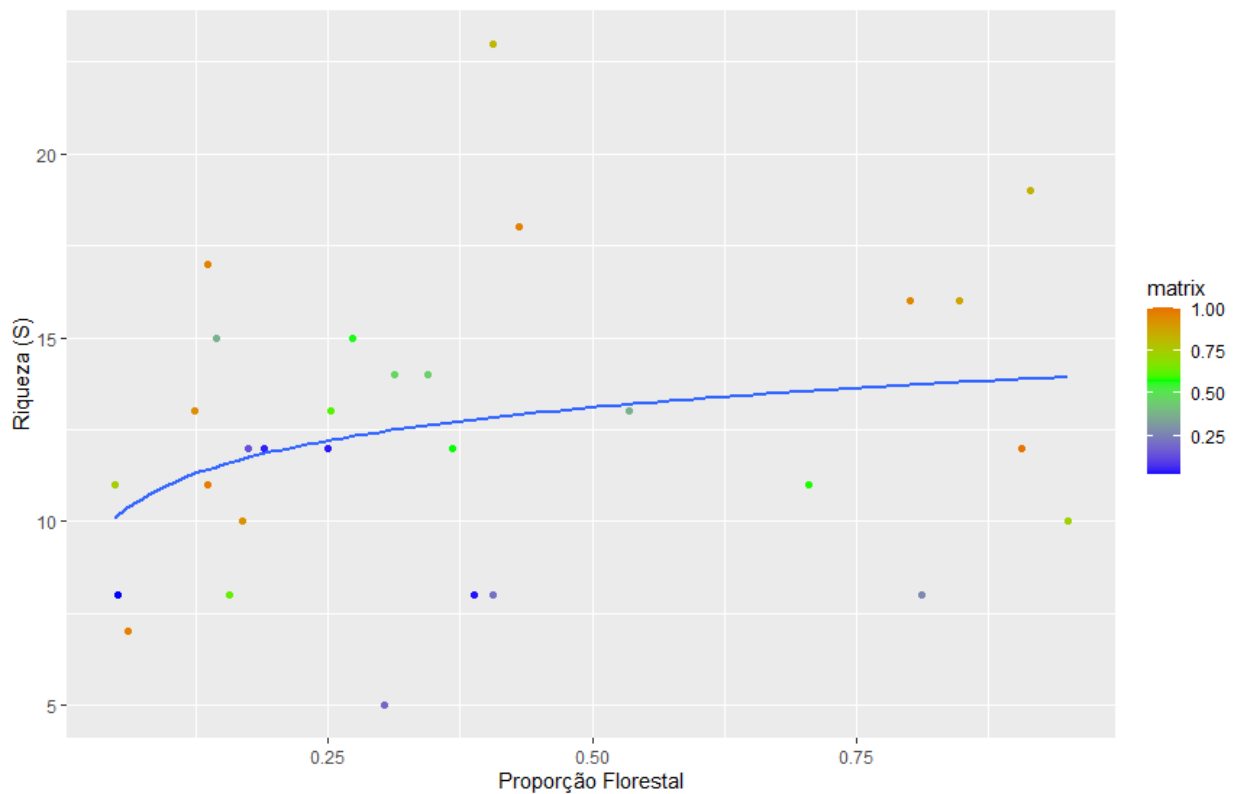


Figura 10. Relação entre riqueza de espécies do GF dispersoras de sementes pequenas, proporção florestal e índice de matriz.

O grupo funcional das espécies potencialmente reguladoras de pragas e /ou carniceiras foi formado por 62 espécies da avifauna identificada (Anexo III). Os modelos 2 e 4 (Tabela 7) foram considerados os mais prováveis para justificar a distribuição de riqueza deste grupo de aves. A soma dos pesos das variáveis indica que a proporção florestal (AICcWt = 0.99) teve maior peso, se comparada ao índice

de matriz (AICcWt = 0.47). Portanto, é possível inferir que o parâmetro proporção florestal tem maior influência sobre a variável resposta do que o índice de matriz. A figura 11 ilustra o padrão apontado pelos modelos, a curva ascendente reflete a influência deste GF conforme aumenta a proporção de floresta. Os diagramas ternários, que mostram a distribuição de riqueza do GF entre as diferentes bacias e proporções de uso do solo, podem ser vistos na figura 15.

Tabela 7. Modelos selecionados para o grupo das aves reguladoras.

<b>Código</b>	<b>AICc</b>	<b>Delta_AICc</b>	<b>ModelLik</b>	<b>AICcWt</b>
Mod2	177.85	0.00	1.00	0.52
Mod4	178.54	0.69	0.71	0.37
Mod5	181.11	3.26	0.20	0.10
Mod3	187.54	9.70	0.01	0.00
Mod1	189.47	11.62	0.00	0.00

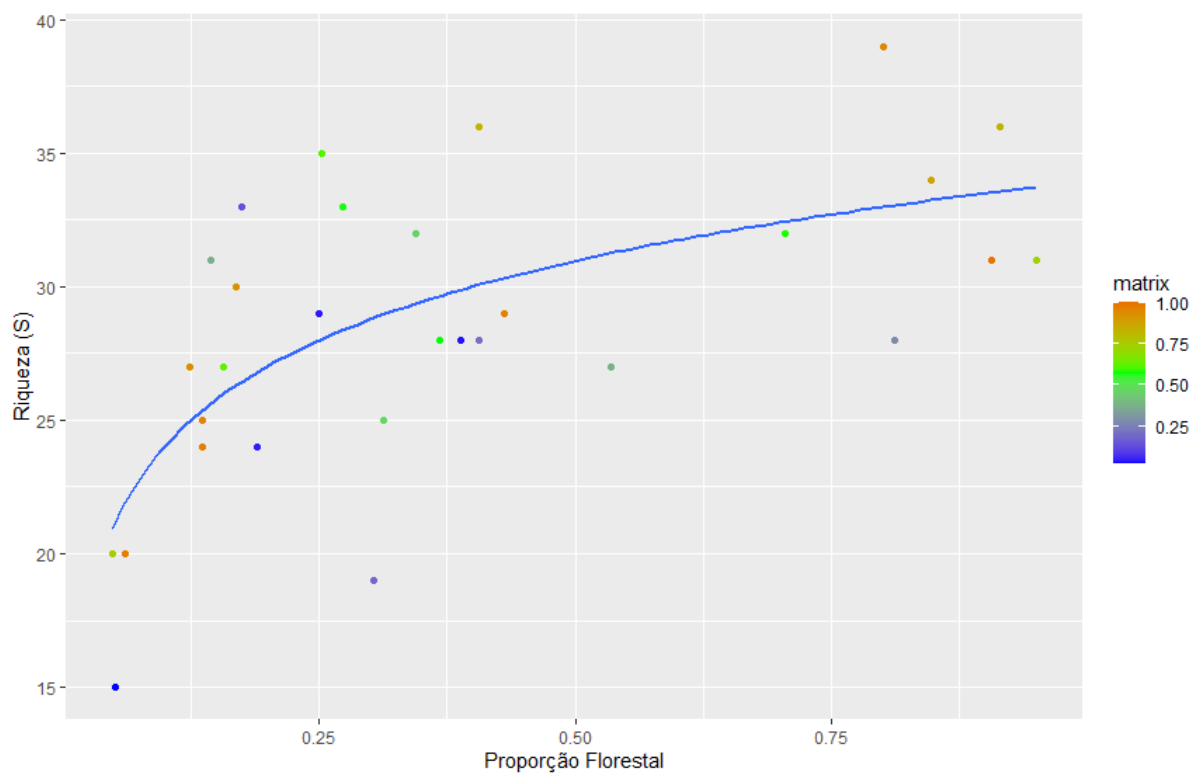


Figura 11. Relação da riqueza de espécies do GF das aves reguladoras, proporção florestal e índice de matriz.

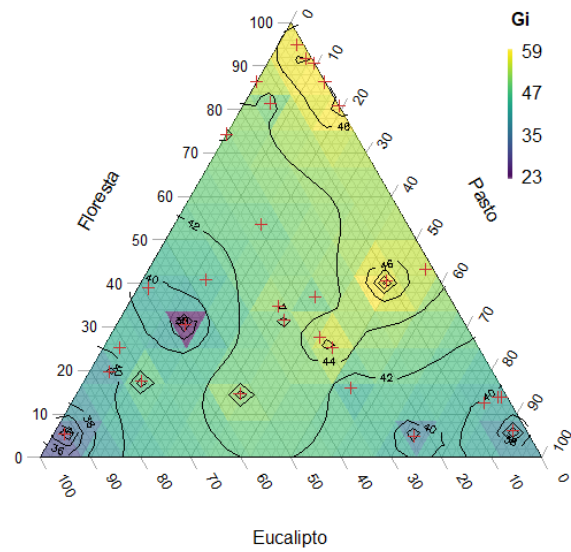


Figura 12. Diagrama ternário da riqueza total de espécies distribuídas entre as paisagens do Sistema Cantareira. Foi utilizado o procedimento de interpolação pela ponderação do inverso da distância (IDW) dos pontos formando um gradiente de valores de riqueza entre as diferentes paisagens.

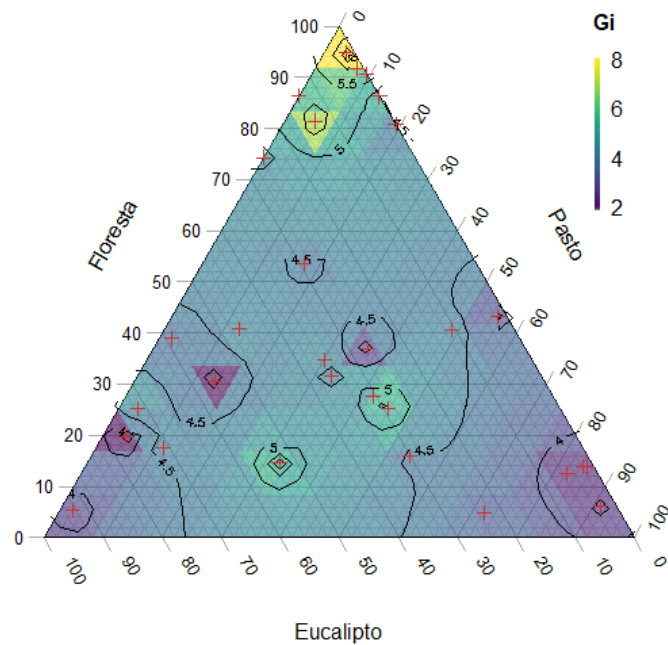




Figura 13. Diagrama Ternário representando a riqueza de espécies do grupo funcional das dispersoras de sementes grandes. Foi utilizado o procedimento de interpolação pela ponderação do inverso da distância (IDW) dos pontos formando um gradiente de valores de riqueza entre as diferentes paisagens.

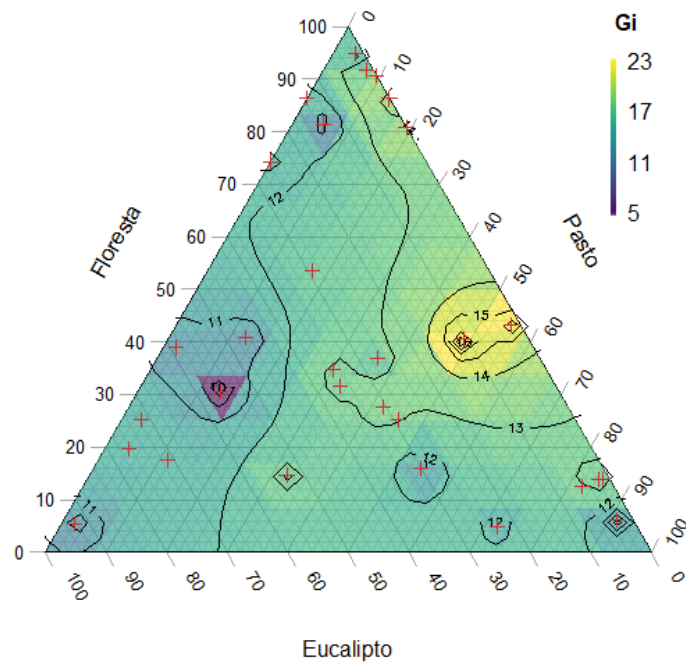


Figura 14. Diagrama ternário representando a riqueza de espécies do grupo funcional das dispersoras de sementes pequenas. Foi utilizado o procedimento de interpolação pela ponderação do inverso da distância (IDW) dos pontos formando um gradiente de valores de riqueza entre as diferentes paisagens.

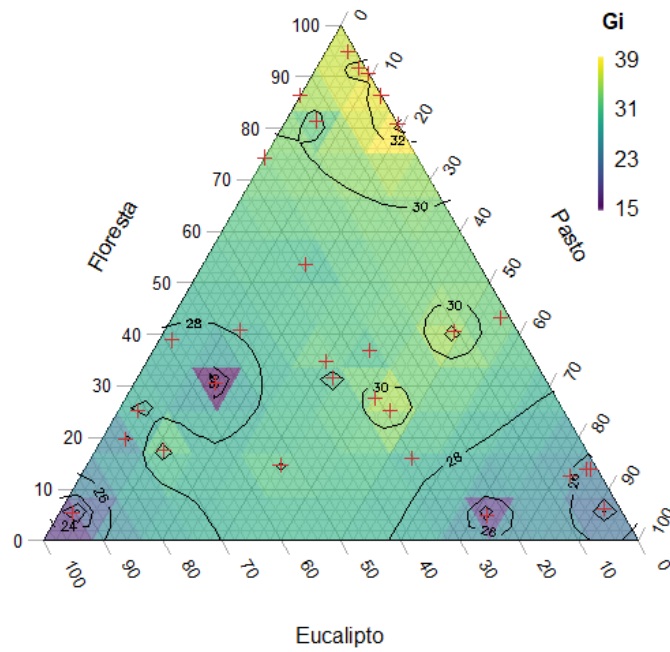


Figura 15. Diagrama Ternário representando a riqueza de espécies do GF das espécies reguladoras de pragas e/ou carniceiras. Foi utilizado o procedimento de interpolação pela ponderação do inverso da distância (IDW) dos pontos formando um gradiente de valores de riqueza entre as diferentes paisagens.

## 6. Discussão

Os resultados obtidos neste estudo evidenciam que a estrutura da paisagem influencia na distribuição de riqueza dos grupos funcionais, o que indica que as funções ecossistêmicas também serão alteradas por estes parâmetros. Ademais, eles também destacam a importância de abordagens funcionais para uma melhor compreensão do efeito da estrutura da paisagem sobre a biodiversidade.

O modelo que considera a proporção florestal somada ao índice de matriz foi avaliado como o mais plausível para explicar a distribuição de riqueza total de espécies encontradas entre as paisagens do Sistema Cantareira (modelo 4). Este resultado indica que tais atributos da paisagem são determinantes para a diversidade de espécies na região. Conforme cresce a cobertura florestal há maior heterogeneidade de habitat e disponibilidade de recursos (BÁLDI; SADLER, 2008; CARRARA et al., 2015; ZANETTE; DOYLE; TREMONT, 2000), o que contribui para manter mais espécies, particularmente aquelas que são dependentes de áreas internas da floresta (LINDELL et al., 2007). Além disso, paisagens, com alta cobertura florestal, podem manter grandes populações, reduzindo a probabilidade de extinção que resulta da estocasticidade demográfica e ambiental (FISCHER; LINDENMAYER, 2007).

O resultado geral também apontou que conforme cresce o efeito da matriz, há um aumento no número de espécies, o que permite afirmar que a riqueza de espécies responde positivamente às matrizes de pastagem do que em matrizes com predominância de eucalipto. A matriz da paisagem pode ter uma forte influência sobre a ocorrência de espécies e dinâmicas espaciais (DIDHAM; KAPOS; EWERS, 2012; DRISCOLL et al., 2013; MILLAN; DEVELEY; VERDADE, 2015), inclusive pode ser mais importante do que o tamanho e configuração espacial de um remanescente florestal (BENDER; FAHRIG, 2005). Apesar de apresentar uma estrutura florestal, que permite a conectividade de aves florestais (ZURITA; BELLOCQ, 2012), e mantém a diversidade de comunidades de aves (GABRIEL et al., 2013), as plantações de eucalipto apresentam composição e configuração homogêneas, sem a presença de sub-bosque, oferecendo poucos recursos às aves

(BARROS et al., 2019). Vários estudos apontam que essas plantações tem um efeito negativo para as espécies especialistas em recursos (tipos alimentares, modo e estrato de forrageio), enquanto que espécies mais generalistas são menos afetadas (FARIA et al., 2006; MILLAN; DEVELEY; VERDADE, 2015; VOLPATO; PRADO; DOS ANJOS, 2010; WUNDERLE, 1997).

Em relação à matriz de pastagem, contrário ao que foi observado neste trabalho, em um estudo, também realizado na fronteira entre os estados de São Paulo e Minas Gerais, foi detectado que matrizes de pastagens (paisagens mais homogêneas) estão associadas com a abrupta perda de diversidade de habitat nativo, se comparada à matriz de plantações de café (paisagens mais heterogêneas) (BOESING; NICHOLS; METZGER, 2018). Inclusive de acordo com MAHOOD; LEES; PERES (2012) pastos que são intensamente manejados (aqueles que não apresentam árvores dispersas e isoladas), geralmente tem baixa diversidade de aves do que pastos com baixa densidade de gado e alta complexidade estrutural com aglomerados de árvores e arbustos dispersos. Com resultados muito semelhantes ao deste estudo, isto é, maior riqueza de espécies na interface floresta-pasto do que na floresta-eucalipto (BARROS et al., 2019), os autores sugerem que a alta estrutura de vegetação da floresta em contraste com as pastagens podem contribuir com a maior riqueza geral entre estes habitats. Além disso, as pastagens escolhidas por estes autores excluía pastagens muito homogêneas e intensamente manejadas (BARROS et al., 2019). Estes estudos acima citados sugerem que provavelmente não apenas a composição da matriz de pastagem esteja influenciando o aumento de riqueza das espécies, como também a configuração destas pastagens seja fundamental para explicar os resultados encontrados. As áreas de pastos amostradas apresentavam diferentes níveis estruturais e de manejo, no entanto, neste estudo não foi feita nenhuma distinção quanto aos parâmetros da estrutura da paisagem para as matrizes estudadas. Por isso sugere-se que sejam feitas novas pesquisas também focadas na configuração das matrizes.

A matriz pode ter impacto significativo na riqueza de espécies, na composição das comunidades e nos processos ecológicos dentro de fragmentos

florestais, através de seus efeitos no movimento e dispersão dos organismos entre os fragmentos (BIZ; CORNELIUS; METZGER, 2017; DRISCOLL et al., 2013), alterando a disponibilidade de recursos suplementares ou complementares dentro da paisagem e influenciando as condições abióticas dos remanescentes florestais (DRISCOLL et al., 2013). Os atributos da matriz têm profundas implicações para a conservação da biodiversidade (FRANKLIN; LINDENMAYER, 2009; PRUGH et al., 2008), sendo que o manejo dela pode limitar ou acentuar os impactos da perda e fragmentação de habitats (FRANKLIN, 1993).

Em relação às aves dispersoras de sementes grandes os resultados revelam que as variáveis preditoras pouco explicam a variação de riqueza da avifauna, provavelmente porque há espécies mais sensíveis e outras menos sensíveis dentro deste grupo, fazendo com que a riqueza total perca relação com as variáveis da paisagem. Os dados encontrados indicam que a função de dispersão de sementes grandes pode ser balanceada pela substituição das espécies nas paisagens mais antropizadas. Com a constante fragmentação de florestas tropicais, espécies frugívoras grandes tem um papel essencial neste novo cenário, visto que elas têm o potencial de facilitar a dispersão de sementes entre os fragmentos (MUELLER et al., 2014). Algumas espécies de calaus, no sudeste da Ásia e na África, (LENZ et al., 2011; MUELLER et al., 2014) e tucanos neotropicais (GRAHAM, 2001; LEVEY; SILVA; GALETTI, 2001) podem facilitar a conexão funcional entre paisagens distantes, uma vez que, sem a dispersão de sementes, o isolamento entre os fragmentos florestais limita a troca de propágulos, o que pode trazer severas consequências genéticas e demográficas de espécies vegetais (HOWE; MIRITI, 2004). No presente estudo, o caso da araponga (*Procnias nudicollis*), vem ao encontro desta argumentação. Ave típica da Mata Atlântica é considerada predominantemente frugívora (SICK, 1997). Apesar de sua forte e indistinguível vocalização, ela não foi encontrada em nenhum sítio amostral. Ainda, houve duas tentativas em utilizar *templates* externos e rodar no *Pattern Matching* com as gravações do projeto, porém, sem êxito. A ausência desta espécie nos resultados corrobora com dados da IUCN (*International Union for Conservation of Nature and Natural Resources*, 2024) e *Birdlife International*, que ela está em declínio

populacional, e mesmo em florestas propícias ela apresentou uma redução da população nos últimos trinta anos (DINIZ et al., 2022), ocasionada, direta ou indiretamente, por atividades humanas, sobretudo pastagem, agricultura e plantação de árvores exóticas, como o eucalipto (DINIZ et al., 2022). De acordo com um estudo que quantificou o impacto da defaunação em florestas em regeneração (GARDNER et al., 2019), as perturbações induzidas pela defaunação causarão um impacto negativo significativo para as florestas em regeneração, particularmente nos serviços de dispersão de sementes maiores (GARDNER et al., 2019). Estes distúrbios são particularmente preocupantes, dado que florestas estão entre as maiores reservas terrestres de carbono do planeta (BELLO et al., 2015; GARDNER et al., 2019).

Os processos de movimentação de dispersores de sementes podem ser suprimidos devido à intensa fragmentação de habitats naturais (PIZO; DOS SANTOS, 2011). Diferentes matrizes têm distintos graus de permeabilidade, podendo atuar como uma barreira total ou semipermeável, ou contribuindo com a persistência de espécies, funcionando como um habitat complementar, como podem ser os casos de *Rhamphastos toco* e *Psittacara leucophthalmus* (CASTELLÓN; SIEVING, 2006; DRISCOLL et al., 2013). Por isso, provavelmente, para as espécies mais florestais (*Trogon surrucura*, *Odontophorus capueira*, *Rhamphastos dicolorus*, e, inclusive, *Procnias nudicollis*) a matriz deve atuar como uma barreira total. Dessa maneira, há perda da função ecossistêmica nas paisagens onde elas estão ausentes. Complementando essas informações, de acordo com Carreira (2020), também sobre o Bioma Mata Atlântica, as interações entre frutos e frugívoros é dominada por pequenos vertebrados, uma indicação da perda funcional de grandes frugívoros.

O grupo funcional das dispersoras de sementes pequenas responderam positivamente às variáveis preditoras, efeito de matriz e cobertura florestal. Este resultado também evidencia que em paisagens com menor cobertura florestal e maior quantidade de eucalipto há uma redução no número de espécies. A resposta deste grupo entre as diferentes matrizes pode estar associada à presença de espécies de áreas abertas, ou seja, espécies de sementes pequenas típicas de

áreas abertas impulsionam a riqueza em áreas de pastagem. No entanto, estão ausentes em áreas de eucalipto. Portanto, o aumento da cobertura florestal aliado ao crescimento do efeito de matriz da pastagem conduzem ao crescimento da diversidade da função de dispersão de sementes pequenas. Inclusive, essa função deve ser reduzida em áreas com menor cobertura florestal e aumento da matriz de eucalipto, diminuindo a taxa de dispersão entre os fragmentos e dificultando processos de regeneração natural.

As espécies incluídas neste grupo apresentam hábitos variados (tipo de forrageio, estrato de forrageio, generalistas e especialistas etc.) e de tamanho pequeno a médio. Aves de tamanhos pequenos e médios apresentaram as taxas de dispersão de sementes mais eficientes, se comparada às aves de porte grande (GODÍNEZ-ALVAREZ; RÍOS-CASANOVA; PECO, 2020). A alta eficiência dessas aves se deve pela alta frequência de visitas a plantas, porém baixa remoção de sementes e tempo de retenção das sementes no trato digestório (GODÍNEZ-ALVAREZ; RÍOS-CASANOVA; PECO, 2020). Na ilha do Cardoso e no Parque Estadual de Intervales sabiás (*Turdus sp.*) foram as aves que mais efetivamente consumiram frutos (CARREIRA et al., 2020). Estas espécies podem ser importantes dispersoras de sementes e contribuem para a regeneração de plantas, principalmente em áreas degradadas, onde eles são mais comuns (CARREIRA et al., 2020), indicando que este grupo é um forte aliado em planos de manejo na dispersão de sementes em ambientes degradados e na formação de corredores ecológicos. No entanto, apesar da importância deste GF na dispersão de sementes, essa função deve ser diversificada, visto que apesar de mais eficientes, aves de tamanho pequeno e médio dispersam uma pequena quantidade de sementes em diferentes locais dentro da mesma população, contribuindo com a dinâmica de populações de plantas locais, enquanto que aves grandes dispersam uma quantidade maior de sementes para locais distantes da planta mãe, cooperando assim, para a dinâmica de metapopulações de plantas (GODÍNEZ-ALVAREZ; RÍOS-CASANOVA; PECO, 2020).

A distribuição de riqueza das espécies do grupo reguladoras de pragas e/ou carniceiros indica que a cobertura florestal é a variável mais importante para definir

a riqueza desse grupo. As aves reguladoras de pragas têm recebido considerável atenção devido a sua alta mobilidade e potencial de predação, e são inimigos naturais em vários sistemas agrícolas (MARTÍNEZ-NÚÑEZ et al., 2020), como em plantações de cacau (MAAS; CLOUGH; TSCHARNTKE, 2013), café (KARP et al., 2013) e vinhedos (BARBARO et al., 2017). De acordo com a revisão de BOESING; NICHOLS; METZGER (2017) vários autores tem explorado os efeitos de aves insetívoras e controle de pragas mediado por aves, concluindo que cobertura natural, composição heterogênea da paisagem e proximidade com habitats naturais geralmente promovem o controle de pragas pela avifauna. Estes dados corroboram com os resultados encontrados neste estudo e sugerem que, por exemplo, em paisagens de monoculturas, esta função é prejudicada. Por se tratar de áreas abertas com um único tipo de cultivo, elas atraem e permitem a explosão populacional de animais considerados pragas de lavouras e que, geralmente, tem como consequência o uso intensivo de agrotóxicos e vários impactos na saúde humana e meio ambiente (BASSO; SIQUEIRA; RICHARDS, 2021). Logo, estes dados evidenciam que a presença de mais áreas florestadas é indispensável para o desempenho da função do GF das reguladoras.

Ainda em consonância com o que foi afirmado, Gray et al. (2007), em uma revisão que avaliava as respostas de insetívoros à perturbação, encontraram que tanto a riqueza como a abundância desse grupo tendem a diminuir com distúrbios ambientais. Muitos insetívoros apresentaram alta sensibilidade à perturbações em ambientes naturais, devido a sua dependência na disponibilidade de invertebrados (SHAHABUDDIN; KUMAR, 2007), que também são sensíveis a perturbações no habitat ou micro-habitat (DIAL et al., 2006; MUNERET et al., 2023).



## 8. CONCLUSÃO

Conclui-se que a riqueza total de espécies e os grupos funcionais são influenciados pela cobertura florestal e pelo efeito da matriz, sendo que há um incremento da riqueza de espécies com o crescimento da cobertura florestal associada à matriz de pastagens. O efeito da matriz tem um impacto significativo na composição das comunidades, e por isso, é de extrema importância o manejo adequado deste componente da paisagem. Em contrapartida, conforme diminui a cobertura florestal e aumenta a matriz de eucalipto, há uma diminuição na diversidade de espécies. Esses atributos da paisagem influenciam de diferentes formas os grupos funcionais analisados.

A cobertura florestal e o efeito de matriz não explicaram a variação de riqueza dentro do GF das dispersoras de sementes grandes. Para as espécies mais sensíveis, a matriz deve atuar como uma barreira total, tendo como consequência a perda da função ecossistêmica nos locais onde elas estão ausentes.

Para o grupo funcional de espécies potencialmente dispersoras de sementes pequenas a riqueza de espécies é influenciada positivamente pela cobertura florestal e, sobretudo, pelo efeito de matriz. A presença de eucalipto parece funcionar como uma barreira para este GF, reduzindo o fluxo de sementes entre as paisagens. A eficiência de dispersão destas aves sugere que este grupo seja um forte aliado em planos de manejo na dispersão de sementes em ambientes degradados e formação de corredores ecológicos.

Entre as espécies reguladoras de pragas e/ou carniceiras o aumento da cobertura florestal interfere positivamente na diversidade de espécies deste GF. A presença de cobertura vegetal associada à produção de alimentos é imprescindível para que a função de controle de pragas seja desempenhada pelas aves reguladoras.

## 9. REFERÊNCIAS

AIDE, T. M. et al. Real-time bioacoustics monitoring and automated species identification. **PeerJ**, v. 2013, n. 1, 2013.

ALVARES, C. A. et al. Köppen's climate classification map for Brazil.

**Meteorologische Zeitschrift**, v. 22, n. 6, p. 711–728, 2013.

BÁLDI, A.; SADLER, J. Habitat Heterogeneity Overrides the Species-Area Relationship. **Journal of Biogeography**, v. 35, n. 4, p. 675–681, 2008.

BARBARO, L. et al. Avian pest control in vineyards is driven by interactions between bird functional diversity and landscape heterogeneity. **Journal of Applied Ecology**, v. 54, n. 2, p. 500–508, 1 abr. 2017.

BARROS, F. M. et al. Divergent flows of avian-mediated ecosystem services across forest-matrix interfaces in human-modified landscapes. **Landscape Ecology**, 2019.

BASSO, C.; SIQUEIRA, A. C. F.; RICHARDS, N. S. P. DOS S. Impactos na saúde humana e no meio ambiente relacionados ao uso de agrotóxicos: Uma revisão integrativa. **Research, Society and Development**, v. 10, n. 8, p. 15 jul. 2021.

BELLO, C. et al. Defaunation affects carbon storage in tropical forests. **Science Advances**, v. 1, n. 11, 1 dez. 2015.

BENDER, D. J.; FAHRIG, L. Matrix Structure obscures the relationship between interpatch movement and patch size and isolation. **Ecology**, v.86, n.4, 2005.

BIZ, M.; CORNELIUS, C.; METZGER, J. P. W. Matrix type affects movement behavior of a Neotropical understory forest bird. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 15, n. 1, p. 10–17, 1 jan. 2017.

BOESING, A. L.; NICHOLS, E.; METZGER, J. P. Biodiversity extinction thresholds are modulated by matrix type. **Ecography**, v. 41, n. 9, p. 1520–1533, 31 set. 2018.

BOESING, A. L.; NICHOLS, E.; METZGER, J. P. Effects of landscape structure on avian-mediated insect pest control services: a review. **Landscape Ecology**, v. 32, n. 5, p. 931–944, 1 maio 2017.

BURNHAM, K. P.; ANDERSON, DAVID. R. **Model Selection and Multimodel Inference Second Edition**. 1998.

CARMINATO, L. P. **ESTUDO DO SISTEMA DE ABASTECIMENTO DE ÁGUA CANTAREIRA: USO DO GEOPROCESSAMENTO PARA ANÁLISE E COMPARAÇÃO DE DADOS REFERENCIADOS**. 2015.

CARRARA, E. et al. Impact of landscape composition and configuration on forest specialist and generalist bird species in the fragmented Lacandona rainforest, Mexico. **Biological Conservation**, v. 184, p. 117–126, 1 abr. 2015.

CARREIRA, D. C. et al. Small vertebrates are key elements in the frugivory networks of a hyperdiverse tropical forest. **Scientific Reports**, v. 10, n. 1, 1 dez. 2020.

CASTELLÓN, T. D.; SIEVING, K. E. An experimental test of matrix permeability and corridor use by an endemic understory bird. **Conservation Biology**, v. 20, n. 1, p. 135–145, fev. 2006.

COELHO, M. T. P. et al. The effects of landscape structure on functional groups of Atlantic forest birds. **Wilson Journal of Ornithology**, v. 128, n. 3, p. 520–534, 1 set. 2016.

COX, D. T. C.; GASTON, K. J. Urban bird feeding: Connecting people with nature. **PLoS ONE**, v. 11, n. 7, 1 jul. 2016.

DALLIMER, M. et al. Biodiversity and the feel-good factor: Understanding associations between self-reported human well-being and species richness. **BioScience**, v. 62, n. 1, p. 47–55, jan. 2012.

- DIAL, R. J. et al. Arthropod Abundance, Canopy Structure, and Microclimate in a Bornean Lowland Tropical Rain Forest. **Biotropica**, v. 38, n. 5, p. 643–652, 2006.
- DIDHAM, R. K.; KAPOS, V.; EWERS, R. M. Rethinking the conceptual foundations of habitat fragmentation research. **Oikos**, v. 121, n. 2, p. 161–170, fev. 2012.
- DINIZ, M. F. et al. How 30 years of land-use changes have affected habitat suitability and connectivity for Atlantic Forest species. **Biological Conservation**, v. 274, 1 out. 2022.
- DRISCOLL, D. A. et al. Conceptual domain of the matrix in fragmented landscapes. **Trends in Ecology and Evolution**, out. 2013.
- DUNNING, J. B.; DANIELSON, B. J.; PULLIAM, H. R. Ecological Processes That Affect Populations in Complex Landscapes. **Oikos**, v.65, n.1, p. 169-175, 1992.
- FAHRIG, L. Effects of Habitat Fragmentation on Biodiversity. **Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst**, v. 34, p. 487–515, 2003.
- FAHRIG, L. Effects of Habitat Fragmentation on Biodiversity. **Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst**, v. 34, p. 487–515, 2003.
- FAHRIG, L. et al. Functional landscape heterogeneity and animal biodiversity in agricultural landscapes. **Ecology Letters**, v. 14, n. 2, p. 101–112, fev. 2011.
- FARIA, D. et al. Bat and bird assemblages from forests and shade cacao plantations in two contrasting landscapes in the Atlantic Forest of southern Bahia, Brazil. **Biodiversity and Conservation**, v. 15, n. 2, p. 587–612, fev. 2006.
- FARINA, A. et al. Avian soundscapes and cognitive landscapes: Theory, application and ecological perspectives. **Landscape Ecology**, v. 26, n. 9, p. 1257–1267, nov. 2011.
- FISCHER, J.; LINDENMAYER, D. B. Landscape modification and habitat fragmentation: a synthesis. **Global Ecology and Biogeography**, v. 16, p. 265–280, 2007.
- FRANKLIN, J. F. Preserving Biodiversity: Species, Ecosystems, or Landscapes? **Ecological Applications**, v.3, n. 2, p. 202-205, may 2003.

FRANKLIN, J. F.; LINDENMAYER, D. B. Importance of matrix habitats in maintaining biological diversity. **PNAS**, v. 106, p. 349-350, 2009.

FUJITA, M.; KOIKE, F. Landscape effects on ecosystems: Birds as active vectors of nutrient transport to fragmented urban forests versus forest-dominated landscapes. **Ecosystems**, v. 12, n. 3, p. 391–400, abr. 2009.

FULLER, R. A. et al. Psychological benefits of greenspace increase with biodiversity. **Biology Letters**, v. 3, n. 4, p. 390–394, 22 ago. 2007.

GABRIEL, V. DE A. et al. A importância das plantações de eucalipto na conservação da biodiversidade. **Pesquisa Florestal Brasileira**, v. 33, n. 74, p. 203–213, 28 jun. 2013.

GAGIC, V. et al. Functional identity and diversity of animals predict ecosystem functioning better than species-based indices. **Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 282, n. 1801, 2015.

GARDNER, C. J. et al. Quantifying the impacts of defaunation on natural forest regeneration in a global meta-analysis. **Nature Communications**, v. 10, n. 1, 1 dez. 2019.

GASTON, K. J. et al. Population Abundance and Ecosystem Service Provision: The Case of Birds. **BioScience**, 1 abr. 2018.

GRAY, M. A. et al. The response of avian feeding guilds to tropical forest disturbance. **Conservation Biology**, v. 21, n. 1, p. 133–141, fev. 2007.

GODÍNEZ-ALVAREZ, H.; RÍOS-CASANOVA, L.; PECO, B. Are large frugivorous birds better seed dispersers than medium- and small-sized ones? Effect of body mass on seed dispersal effectiveness. **Ecology and Evolution**, 1 jun. 2020.

GRAHAM, C. H. Factors Influencing Movement Patterns of Keel-Billed Toucans in a Fragmented Tropical Landscape in Southern Mexico. **Conservation Biology**, v. 15, n. 6, p. 1789–1798, 14 dez. 2001.

HAGAN, J. G.; VANSCHOENWINKEL, B.; GAMFELDT, L. We should not necessarily expect positive relationships between biodiversity and ecosystem functioning in observational field data. **Ecology Letters**, v. 24, n. 12, p. 2537–2548, 1 dez. 2021.

HILL, A. P. et al. AudioMoth: Evaluation of a smart open acoustic device for monitoring biodiversity and the environment. **Methods in Ecology and Evolution**, v. 9, n. 5, p. 1199–1211, 1 maio 2018.

HOWE, H. F.; MIRITI, M. N. **When Seed Dispersal Matters** **BioScience**. 2004.

KARP, D. S. et al. Forest bolsters bird abundance, pest control and coffee yield. **Ecology Letters**, v. 16, n. 11, p. 1339–1347, 2013.

KITCHELL, J. F. et al. Nutrient cycling at the landscape scale: The role of diel foraging migrations by geese at the Bosque del Apache National Wildlife Refuge, New Mexico. **Limnology and Oceanography**, v. 44, n. 3 II, p. 828–836, 1999.

LAURANCE, W. F.; SAYER, J.; CASSMAN, K. G. Agricultural expansion and its impacts on tropical nature. **Trends in Ecology and Evolution**, fev. 2014.

LEBIEN, J. et al. A pipeline for identification of bird and frog species in tropical soundscape recordings using a convolutional neural network. **Ecological Informatics**, v. 59, 1 set. 2020.

LENZ, J. et al. Seed-dispersal distributions by trumpeter hornbills in fragmented landscapes. **Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 278, n. 1716, p. 2257–2264, 7 ago. 2011.

LINDEBOOM, H. J. The nitrogen pathway in a penguin rookery. **Source: Ecology**, v. 65, n. 1, p. 269–277, 1984.

LINDELL, C. A. et al. Edge responses of tropical and temperate birds. **Wilson Journal of Ornithology**, v. 119, n. 2, p. 205–220, jun. 2007.

MAAS, B.; CLOUGH, Y.; TSCHARNTKE, T. Bats and birds increase crop yield in tropical agroforestry landscapes. **Ecology Letters**, v. 16, n. 12, p. 1480–1487, 2013.

MACEDO-REIS, L. E.; QUESADA, M.; DE SIQUEIRA NEVES, F. Forest cover drives insect guild diversity at different landscape scales in tropical dry forests. **Forest Ecology and Management**, v. 443, p. 36–42, 1 jul. 2019.

MAHOOD, S. P.; LEES, A. C.; PERES, C. A. Amazonian countryside habitats provide limited avian conservation value. **Biodiversity and Conservation**, v. 21, n. 2, p. 385–405, fev. 2012.

MARTÍNEZ-NÚÑEZ, C. et al. Direct and indirect effects of agricultural practices, landscape complexity and climate on insectivorous birds, pest abundance and damage in olive groves. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 304, 1 dez. 2020.

MAZEROLLE, M. J. **Model Selection and Multimodel Inference Based on (Q)AIC(c)**. 2023.

MILLAN, C. H.; DEVELEY, P. F.; VERDADE, L. M. Stand-level management practices increase occupancy by birds in exotic Eucalyptus plantations. **Forest Ecology and Management**, v. 336, p. 174–182, 5 jan. 2015.

MUELLER, T. et al. Large frugivorous birds facilitate functional connectivity of fragmented landscapes. **Journal of Applied Ecology**, v. 51, n. 3, p. 684–692, 2014.

MUNERET, L. et al. Carabid beetles have hump-shaped responses to disturbance and resource gradients within agricultural landscapes. **Journal of Applied Ecology**, v. 60, n. 4, p. 581–591, 1 abr. 2023.

NEWBOLD, T. et al. Global effects of land use on biodiversity differ among functional groups. **Functional Ecology**, v. 34, n. 3, p. 684–693, 1 mar. 2020.

OGRZEWALSKA, M. et al. Effect of forest fragmentation on tick infestations of birds and tick infection rates by Rickettsia in the Atlantic Forest of Brazil. **EcoHealth**, v. 8, n. 3, p. 320–331, set. 2011.

OKSANEN, J.; BLANCHET, F. G. **Vegan: Community Ecology Package**. 2015. Disponível em: <<https://github.com/vegandevs/vegan>>.

OVERDYCK, E. et al. Testing broadcast seeding methods to restore Urban forests in the presence of seed predators. **Restoration Ecology**, v. 21, n. 6, p. 763–769, nov. 2013.

PIJANOWSKI, B. C. et al. What is soundscape ecology? An introduction and overview of an emerging new science. **Landscape Ecology**, v. 26, n. 9, p. 1213–1232, nov. 2011.

PIGOT, A. L. et al. Macroevolutionary convergence connects morphological form to ecological function in birds. **Nature Ecology and Evolution**, v. 4, n. 2, p. 230–239, 1 fev. 2020.

PIZO, M. A.; DOS SANTOS, B. T. P. Frugivory, post-feeding flights of frugivorous birds and the movement of seeds in a Brazilian fragmented landscape. **Biotropica**, v. 43, n. 3, p. 335–342, maio 2011.

PRUGH, L. R. et al. **Effect of habitat area and isolation on fragmented animal populations**.

RIGUEIRA, D. M. G.; DA ROCHA, P. L. B.; MARIANO-NETO, E. Forest cover, extinction thresholds and time lags in woody plants (Myrtaceae) in the Brazilian Atlantic Forest: Resources for conservation. **Biodiversity and Conservation**, v. 22, n. 13–14, p. 3141–3163, dez. 2013.

SANTANA, M. L. T. et al. Interactions between land use and soil type drive soil functions, highlighting water recharge potential, in the Cantareira System, Southeast of Brazil. **Science of the Total Environment**, v. 903, 10 dez. 2023.

SEKERCIOGLU, C. H. Bird functional diversity and ecosystem services in tropical forests, agroforests and agricultural areas. **Journal of Ornithology**, ago. 2012.



SEKERCIOGLU, C. H. Impacts of birdwatching on human and avian communities. **Environmental Conservation**, set. 2002.

SHAHABUDDIN, G.; KUMAR, R. Effects of extractive disturbance on bird assemblages, vegetation structure and floristics in tropical scrub forest, Sariska Tiger Reserve, India. **Forest Ecology and Management**, v. 246, n. 2–3, p. 175–185, 31 jul. 2007.

SHWARTZ, A. et al. Enhancing urban biodiversity and its influence on city-dwellers: An experiment. **Biological Conservation**, v. 171, p. 82–90, mar. 2014.

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

SILVEIRA, L. F.; UEZU, A. Checklist das aves do Estado de São Paulo, **Brasil Biota Neotropica**.

TOBIAS, J. A. et al. AVONET: morphological, ecological and geographical data for all birds. **Ecology Letters**, 1 mar. 2022.

UEZU, A. et al. **DOS SERVIÇOS AMBIENTAIS ATLAS DO SISTEMA CANTAREIRA**.

VILLARD, M. A.; METZGER, J. P. Beyond the fragmentation debate: A conceptual model to predict when habitat configuration really matters. **Journal of Applied Ecology**, 2014.

VOLPATO, G. H.; PRADO, V. M.; DOS ANJOS, L. What can tree plantations do for forest birds in fragmented forest landscapes? A case study in southern Brazil. **Forest Ecology and Management**, v. 260, n. 7, p. 1156–1163, ago. 2010.

WALTERS, M.; SCHOLE, R. J. **The GEO Handbook on Biodiversity Observation Networks**.

WICKHAM, H. **ggplot2 Elegant Graphics for Data Analysis Second Edition**. 2016.

WILMAN, H. et al. EltonTraits 1.0: Species-level foraging attributes of the world's birds and mammals. **Ecological Archives E095-178 Ecology**.

WUNDERLE, J. M. The role of animal seed dispersal in accelerating native forest regeneration on degraded tropical lands.

ZANETTE, L.; DOYLE, P.; TREMONT, S. M. Food Shortage in Small Fragments: Evidence from an Area-Sensitive Passerine.

ZURITA, G. A.; BELLOCQ, M. I. Bird Assemblages in Anthropogenic Habitats: Identifying a Suitability Gradient for Native Species in the Atlantic Forest. **Biotropica**, v. 44, n. 3, p. 412–419, maio 2012.

## ANEXO I

### Lista dos Sítios Amostrais

<b>Campanha</b>	<b>Sítios Amostrais</b>	<b>Bacia</b>	<b>Tipo de uso</b>	<b>Latitude</b>	<b>Longitude</b>	<b>Altitude</b>
2	SC_B01P064GIPE72	B01	Pasto	-22.727372	-46.200863	998.7343
2	SC_B01P065GIPE86	B01	Pasto	-22.736016	-46.206944	965.3509
2	SC_B01P066GIPE61	B01	Pasto	-22.729692	-46.194178	998.558
2	SC_B01P067GIPE83	B01	Pasto	-22.735398	-46.183784	1146.223
2	SC_B01P068GIPE04	B01	Pasto	-22.728822	-46.18686	1067.594
2	SC_B01P069GIPE62	B01	Floresta	-22.725307	-46.188009	1158.343
3	SC_B02P082GIPE18	B02	Floresta	-22.810934	-46.028451	1494.887
3	SC_B02P083GIPE81	B02	Eucalipto	-22.820075	-46.028779	1501.577
3	SC_B02P084GIPE01	B02	Eucalipto	-22.802959	-46.011509	1617.923
3	SC_B02P085GIPE23	B02	Floresta	-22.800423	-46.018119	1541.807
3	SC_B02P086GIPE70	B02	Pasto	-22.8059	-46.017519	1534.714
3	SC_B02P087GIPE86	B02	Eucalipto	-22.81838	-46.023732	1509.912
3	SC_B04P076GIPE16	B04	Floresta	-22.861615	-46.008258	1715.17
3	SC_B04P077GIPE50	B04	Floresta	-22.869507	-46.014027	1576.527
3	SC_B04P078GIPE28	B04	Floresta	-22.874193	-46.008239	1712.098
3	SC_B04P079GIPE60	B04	Floresta	-22.873816	-46.002201	1762.536
3	SC_B04P080GIPE64	B04	Floresta	-22.875283	-45.99882	1746.461
3	SC_B04P081GIPE90	B04	Floresta	-22.870653	-46.003827	1725.457
3	SC_B05P118GIPE77	B05	Eucalipto	-22.954229	-46.078243	1264.073

3	SC_B05P119GIPE79	B05	Eucalipto	-22.94027867	-46.07696506	1290.179
3	SC_B05P120GIPE46	B05	Eucalipto	-22.9431	-46.078283	1265.641
3	SC_B05P121GIPE27	B05	Eucalipto	-22.949693	-46.071468	1298.452
3	SC_B05P122GIPE83	B05	Floresta	-22.944483	-46.069101	1354.995
3	SC_B05P123GIPE06	B05	Floresta	-22.941822	-46.071446	1283.757
3	SC_B06P106GIPE36	B06	Eucalipto	-22.984797	-46.038614	798.1914
3	SC_B06P107GIPE20	B06	Eucalipto	-22.980457	-46.041204	856.1787
3	SC_B06P108GIPE22	B06	Floresta	-22.973316	-46.039926	911.7369
3	SC_B06P109GIPE69	B06	Eucalipto	-22.976717	-46.042645	880.1699
3	SC_B06P110GIPE47	B06	Floresta	-22.971401	-46.047146	1057.289
3	SC_B06P111GIPE29	B06	Eucalipto	-22.972219	-46.043947	967.6688
2	SC_B07P112GWF20	B07	Eucalipto	-22.98430117	-46.20844153	1079.438
2	SC_B07P113GWF10	B07	Eucalipto	-22.98558083	-46.21991074	952.5449
2	SC_B07P114GIPE35	B07	Eucalipto	-22.9940997	-46.2216017	932.5977
2	SC_B07P115GIPE08	B07	Floresta	-22.99035123	-46.2065898	1238.775
3	SC_B07P116GIPE19	B07	Floresta	-22.997835	-46.206943	1281.685
3	SC_B07P117GIPE92	B07	Eucalipto	-22.994977	-46.207571	1251.196
2	SC_B08P094GIPE41	B08	Floresta	-23.0609903	-46.23599284	952.0642
2	SC_B08P095GIPE46	B08	Pasto	-23.05364834	-46.23635871	1075.352
2	SC_B08P096GWF08	B08	Pasto	-23.05210649	-46.23065483	998.207
2	SC_B08P097GIPE03	B08	Pasto	-23.05595035	-46.22398032	884.2917
2	SC_B08P098GIPE45	B08	Pasto	-23.06115719	-46.22665524	873.2366
2	SC_B08P099GIPE66	B08	Pasto	-23.057588	-46.23118071	913.3713
2	SC_B09P088GIPE43	B09	Floresta	-23.05603257	-46.16294514	1021.519
2	SC_B09P089GIPE73	B09	Floresta	-23.05724678	-46.16961454	1026.806
2	SC_B09P090GIPE34	B09	Pasto	-23.05859123	-46.16275395	982.5859

2	SC_B09P091GIPE26	B09	Pasto	-23.06507204	-46.16645565	908.8052
2	SC_B09P092GIPE54	B09	Floresta	-23.0629546	-46.1700846	982.5859
2	SC_B10P046GIPE05	B10	Pasto	-23.1221	-46.3416633	1,046
2	SC_B10P047GIPE12	B10	Floresta	-23.11160853	-46.3373065	1050.599
2	SC_B10P048GWF07	B10	Floresta	-23.10888072	-46.3315312	1091.935
2	SC_B10P049GIPE56	B10	Eucalipto	-23.1063509	-46.33193781	1093.857
2	SC_B10P050GIPE53	B10	Eucalipto	-23.11340427	-46.33014718	1094.338
2	SC_B10P051GIPE58	B10	Pasto	-23.11331039	-46.34401663	1054.684
2	SC_B11P007GIPE67	B11	Floresta	-23.13490544	-46.31640798	791.5254
2	SC_B11P008GIPE60	B11	Floresta	-23.12605357	-46.30910818	956.3901
2	SC_B11P009GIPE01	B11	Eucalipto	-23.12550673	-46.31790742	929.2329
2	SC_B11P148GWF18	B11	Eucalipto	-23.13030755	-46.3147197	840.552
2	SC_B11P149GIPE44	B11	Eucalipto	-23.11231957	-46.31310501	1030.651
2	SC_B11P150GIPE14	B11	Floresta	-23.12079074	-46.31547265	931.396
2	SC_B12P052GIPE33	B12	Pasto	-23.14853802	-46.19476587	792.2463
2	SC_B12P053GWF14	B12	Pasto	-23.14843886	-46.18627089	770.6167
2	SC_B12P054GWF05	B12	Pasto	-23.14749154	-46.19170211	780.7104
2	SC_B12P055GIPE68	B12	Pasto	-23.15439714	-46.1891282	761.0037
2	SC_B12P056GIPE89	B12	Floresta	-23.15102661	-46.19736786	806.4255
2	SC_B12P057GIPE71	B12	Pasto	-23.15047265	-46.18004003	755.7163
2	SC_B13P029GIPE15	B13	Floresta	-23.348994	-46.486374	875.3617
2	SC_B13P030GIPE81	B13	Floresta	-23.35563	-46.476142	935.9701
2	SC_B13P031GWF19	B13	Floresta	-23.354744	-46.481602	897.8524
2	SC_B13P032GWF15	B13	Floresta	-23.356482	-46.486499	963.451
2	SC_B13P033GIPE38	B13	Floresta	-23.351143	-46.476183	872.1607
2	SC_B14P022GIPE79	B14	Floresta	-23.373367	-46.597225	938.66

2	SC_B14P023GIPE37	B14	Floresta	-23.364611	-46.594494	877.9147
2	SC_B14P024GIPE27	B14	Floresta	-23.368867	-46.58366	1034.598
2	SC_B14P025GIPE13	B14	Floresta	-23.372367	-46.581282	1057.981
2	SC_B14P026GIPE57	B14	Floresta	-23.365124	-46.587842	894.6295
2	SC_B14P027GIPE21	B14	Floresta	-23.376477	-46.592239	955.5323
1	SC_B15P010GIPE66	B15	Floresta	-23.27690712	-46.285981	714.3799
1	SC_B15P012GIPE44	B15	Floresta	-23.26618114	-46.28943686	701.8831
1	SC_B15P013GIPE46	B15	Pasto	-23.26124059	-46.29169554	749.708
1	SC_B15P014GIPE49	B15	Floresta	-23.26438925	-46.28690511	729.5208
1	SC_B15P015GIPE19	B15	Pasto	-23.25877111	-46.29431002	759.802
2	SC_B16P058GIPE39	B16	Pasto	-23.12917097	-46.22922337	915.0535
2	SC_B16P059GIPE84	B16	Eucalipto	-23.12729652	-46.2275811	924.9072
2	SC_B16P060GIPE02	B16	Floresta	-23.11878822	-46.22522226	897.9905
2	SC_B16P061GWF06	B16	Floresta	-23.11021035	-46.21831281	984.5085
2	SC_B16P062GWF17	B16	Pasto	-23.11543093	-46.21952165	911.689
2	SC_B16P063GIPE51	B16	Eucalipto	-23.1280503	-46.23439542	889.3386
3	SC_B17P100GIPE07	B17	Floresta	-23.237667	-46.427402	888.5877
3	SC_B17P101GWF11	B17	Floresta	-23.225123	-46.428622	910.9625
3	SC_B17P102GWF16	B17	Floresta	-23.229388	-46.44571	931.735
3	SC_B17P104GIPE51	B17	Floresta	-23.234299	-46.433491	838.1229
1	SC_B18P157GIPE67	B18	Eucalipto	-22.835672	-46.021145	1532.329
1	SC_B18P163GIPE20	B18	Eucalipto	-22.844444	-46.029305	1498.1
1	SC_B18P164GIPE29	B18	Eucalipto	-22.841075	-46.024251	1546.948
1	SC_B18P176GIPE24	B18	Eucalipto	-22.848934	-46.030117	1628.483
1	SC_B18P177GIPE36	B18	Eucalipto	-22.845565	-46.033026	1524.349
1	SC_B18P178GIPE69	B18	Eucalipto	-22.836251	-46.031286	1462.639

3	SC_B19P142GIPE55	B19	Floresta	-22.866921	-45.872983	1494.68
3	SC_B19P143GIPE74	B19	Pasto	-22.86289	-45.870345	1521.4
3	SC_B19P144GIPE52	B19	Floresta	-22.859764	-45.870392	1532.602
3	SC_B19P145GIPE30	B19	Floresta	-22.872262	-45.876868	1444.617
3	SC_B19P146GIPE12	B19	Floresta	-22.855299	-45.873455	1548.665
3	SC_B19P147GIPE24	B19	Floresta	-22.86255	-45.873309	1503.065
1	SC_B20P001GIPE79	B20	Floresta	-22.8842531	-46.24211985	1103.711
1	SC_B20P151GIPE56	B20	Floresta	-22.88693153	-46.24190527	1137.116
1	SC_B20P152GIPE01	B20	Pasto	-22.88942867	-46.24489585	1154.18
1	SC_B20P153GIPE43	B20	Pasto	-22.87789274	-46.23819049	1122.457
1	SC_B20P154GIPE83	B20	Pasto	-22.88441034	-46.25483469	1107.556
1	SC_B20P155GIPE78	B20	Pasto	-22.87919328	-46.25345863	1127.744
3	SC_B21P130GWF09	B21	Pasto	-22.789141	-46.187609	970.2975
3	SC_B21P131GIPE39	B21	Pasto	-22.791181	-46.19947	1027.111
3	SC_B21P132GIPE71	B21	Floresta	-22.793185	-46.189628	972.7408
3	SC_B21P134GIPE84	B21	Pasto	-22.784929	-46.185448	975.941
3	SC_B21P135GIPE33	B21	Pasto	-22.796576	-46.194818	1004.034
1	SC_B22P156GIPE18	B22	Floresta	-22.896567	-46.329464	1590.435
1	SC_B22P162GIPE45	B22	Floresta	-22.903362	-46.342728	1569.085
1	SC_B22P166GIPE82	B22	Floresta	-22.89998	-46.339276	1568.998
1	SC_B22P169GIPE05	B22	Floresta	-22.904532	-46.324168	1230.196
1	SC_B22P171GIPE68	B22	Floresta	-22.916717	-46.329419	922.8145
1	SC_B22P172GIPE86	B22	Floresta	-22.91387	-46.328499	969.335
1	SC_B23P167GIPE76	B23	Eucalipto	-22.968398	-46.244909	1057.268
1	SC_B23P168GWF16	B23	Floresta	-22.979901	-46.255445	1090.662
1	SC_B23P170GIPE13	B23	Floresta	-22.985518	-46.24995	1030.697

1	SC_B23P173GIPE77	B23	Eucalipto	-22.97205	-46.249159	1076.97
1	SC_B23P174GIPE61	B23	Pasto	-22.977519	-46.25087	966.6699
1	SC_B23P175GIPE07	B23	Pasto	-22.980371	-46.25175	964.5227
1	SC_B24P016GIPE12	B24	Pasto	-23.03112323	-46.32842663	840.7922
1	SC_B24P017GIPE04	B24	Eucalipto	-23.021837	-46.325729	911.298
1	SC_B24P018GWF04	B24	Eucalipto	-23.022392	-46.319104	977.526
1	SC_B24P019GIPE06	B24	Pasto	-23.02898945	-46.32357837	899.1921
1	SC_B24P020GWF12	B24	Floresta	-23.017694	-46.32738	989.7562
1	SC_B24P021GWF08	B24	Floresta	-23.019757	-46.315932	1099.75
2	SC_B25P070GIPE28	B25	Floresta	-23.05168815	-46.27009286	998.928
2	SC_B25P071GIPE82	B25	Eucalipto	-23.04976667	-46.26635	1000
2	SC_B25P072GIPE18	B25	Pasto	-23.04335562	-46.26907722	887.1758
2	SC_B25P073GIPE92	B25	Eucalipto	-23.04523241	-46.26307427	1034.977
2	SC_B25P074GIPE06	B25	Eucalipto	-23.05468585	-46.26888444	1052.281
2	SC_B25P075GIPE88	B25	Pasto	-23.03779146	-46.27153421	889.0984
1	SC_B26P001GIPE85	B26	Floresta	-23.23181693	-46.32384005	981.14
1	SC_B26P002GIPE23	B26	Floresta	-23.22060068	-46.3252757	968.6467
1	SC_B26P003GIPE54	B26	Eucalipto	-23.23309919	-46.31777231	1086.17
1	SC_B26P004GIPE02	B26	Eucalipto	-23.21521732	-46.32058477	904.7195
1	SC_B26P005GIPE38	B26	Pasto	-23.22459692	-46.32748769	977.7791
1	SC_B26P006GIPE15	B26	Pasto	-23.22130702	-46.31235047	1010.94
2	SC_B27P040GIPE90	B27	Floresta	-23.247019	-46.493666	930.915
2	SC_B27P043GIPE87	B27	Floresta	-23.245728	-46.49048	947.3508
2	SC_B27P044GIPE64	B27	Floresta	-23.242099	-46.496782	887.6787
2	SC_B27P045GIPE16	B27	Floresta	-23.240115	-46.488195	1033.717
2	SC_B28P034GWF04	B28	Floresta	-23.271432	-46.39637	913.0271



2	SC_B28P035GIPE77	B28	Floresta	-23.276995	-46.409107	1136.961
2	SC_B28P036GIPE82	B28	Eucalipto	-23.284117	-46.394219	1258.68
2	SC_B28P037GIPE59	B28	Eucalipto	-23.282214	-46.396193	1220.88
2	SC_B28P038GWF12	B28	Eucalipto	-23.27031	-46.39983	906.2025
2	SC_B28P039GIPE40	B28	Eucalipto	-23.281301	-46.399591	1128.628
1	SC_B29P158GIPE55	B29	Floresta	-22.831044	-46.094152	1284.135
1	SC_B29P159GIPE47	B29	Eucalipto	-22.836199	-46.093585	1358.417
1	SC_B29P160GIPE52	B29	Eucalipto	-22.84524	-46.091982	1418.492
1	SC_B29P161GIPE30	B29	Eucalipto	-22.84086	-46.098509	1324.624
1	SC_B29P165GIPE22	B29	Eucalipto	-22.844755	-46.099107	1336.147
3	SC_B29P180GIPE59	B29	Floresta	-22.842772	-46.109474	1398.222
2	SC_B30P124GWF03	B30	Pasto	-22.918009	-46.13803	1238.457
2	SC_B30P125GIPE70	B30	Pasto	-22.913706	-46.14873	1261.787
2	SC_B30P126GWF02	B30	Floresta	-22.895094	-46.137316	1351.104
2	SC_B30P128GIPE23	B30	Eucalipto	-22.907442	-46.141783	1261.583
2	SC_B30P129GIPE58	B30	Floresta	-22.912163	-46.146276	1267.187
3	SC_B31P151GIPE49	B31	Eucalipto	-22.940838	-46.177344	1016.83
3	SC_B31P152GIPE15	B31	Pasto	-22.946559	-46.175269	941.4205
3	SC_B31P153GIPE88	B31	Pasto	-22.942131	-46.164786	1066.366
3	SC_B31P154GIPE14	B31	Pasto	-22.943686	-46.172247	968.7609
3	SC_B31P155GIPE56	B31	Eucalipto	-22.940483	-46.160755	1155.123
3	SC_B31P156GIPE44	B31	Pasto	-22.938467	-46.173611	986.5632

## ANEXO II

Lista das espécies de aves identificadas nas paisagens do Sistema Cantareira. Classificação e nomenclatura de acordo com CBRO (2021).

Nome do táxon	Nome popular
<b>Tinamiformes</b>	
Tinamidae	
<i>Crypturellus obsoletus</i>	inhambuguaçu
<i>Crypturellus tataupa</i>	inhambu-chintã
<b>Galliformes</b>	
Cracidae	
<i>Penelope obscura</i>	jacuguaçu
Odontophoridae	
<i>Odontophorus capueira</i>	uru
<b>Columbiformes</b>	
Columbidae	
<i>Patagioenas picazuro</i>	pomba-asa-branca
<i>Patagioenas cayennensis</i>	pomba-galega
<i>Patagioenas plumbea</i>	pomba-amargosa
<i>Geotrygon montana</i>	pariri
<i>Leptotila verreauxi</i>	juriti-pupu
<i>Zenaida auriculata</i>	avoante
<i>Columbina talpacoti</i>	rolinha-roxa
<i>Columbina squammata</i>	rolinha-fogo-apagou
<b>Cuculiformes</b>	
Cuculidae	
<i>Guira guira</i>	anu-branco
<i>Crotophaga ani</i>	anu-preto
<i>Tapera naevia</i>	saci

<i>Piaya cayana</i>	alma-de-gato
<b>Nyctibiiformes</b>	
Nyctibiidae	
<i>Nyctibius griseus</i>	urutau
<b>Caprimulgiformes</b>	
Caprimulgidae	
<i>Nyctiphrynus ocellatus</i>	bacurau-ocelado
<i>Lurocalis semitorquatus</i>	tuju
<i>Nyctidromus albicollis</i>	bacurau
<b>Gruiformes</b>	
Rallidae	
<i>Aramides saracura</i>	saracura-do-mato
<b>Charadriiformes</b>	
Charadriidae	
<i>Vanellus chilensis</i>	quero-quero
<b>Pelecaniformes</b>	
Threskiornithidae	
<i>Mesembrinibis cayennensis</i>	coró-coró
<b>Accipitriformes</b>	
Accipitridae	
<i>Spizaetus tyrannus</i>	gavião-pega-macaco
<i>Spizaetus ornatus</i>	gavião-de-penacho
<i>Geranospiza caerulescens</i>	gavião-pernilongo
<i>Rupornis magnirostris</i>	gavião-carijó
<b>Strigiformes</b>	
Strigidae	
<i>Megascops choliba</i>	corujinha-do-mato
<i>Megascops atricapilla</i>	corujinha-sapo
<i>Strix hylophila</i>	coruja-listrada
<b>Trogoniformes</b>	
Trogonidae	
<i>Trogon surrucura</i>	surucuá-variado
<b>Coraciiformes</b>	
Bucconidae	

<i>Nystalus chacuru</i>	joão-bobo
<b>Piciformes</b>	
Ramphastidae	
<i>Ramphastos dicolorus</i>	tucano-de-bico-verde
Picidae	
<i>Melanerpes candidus</i>	pica-pau-branco
<i>Veniliornis spilogaster</i>	pica-pau-verde-carijó
<i>Dryocopus lineatus</i>	pica-pau-de-banda-branca
<i>Colaptes melanochlorus</i>	pica-pau-verde-barrado
<i>Colaptes campestris</i>	pica-pau-do-campo
<b>Cariamiformes</b>	
Cariamidae	
<i>Cariama cristata</i>	seriema
<b>Falconiformes</b>	
Falconidae	
<i>Herpetotheres cachinnans</i>	acauã
<i>Micrastur ruficollis</i>	falcão-caburé
<i>Micrastur semitorquatus</i>	falcão-relógio
<i>Milvago chimachima</i>	carrapateiro
<i>Falco sparverius</i>	quiriquiri
<b>Psittaciformes</b>	
Psittacidae	
<i>Brotogeris tirica</i>	periquito-rico
<i>Brotogeris chiriri</i>	periquito-de-encontro-amarelo
<i>Pionus maximiliani</i>	maitaca-verde
<i>Psittacara leucophthalmus</i>	periquitão
<b>Passeriformes</b>	
Thamnophilidae	
<i>Dysithamnus mentalis</i>	choquinha-lisa
<i>Herpsilochmus rufimarginatus</i>	chorozinho-de-asa-vermelha
<i>Thamnophilus caerulescens</i>	choca-da-mata
<i>Hypoedaleus guttatus</i>	chocão-carijó
<i>Batara cinerea</i>	matracão
<i>Mackenziaena leachii</i>	borralhara-assobiadora

<i>Myrmoderus squamosus</i>	papa-formiga-de-grota
<i>Pyriglena leucoptera</i>	papa-taoca-do-sul
<i>Drymophila rubricollis</i>	choquinha-dublê
Conopophagidae	
<i>Conopophaga melanops</i>	cuspidor-de-máscara-preta
<i>Conopophaga lineata</i>	chupa-dente
Grallariidae	
<i>Grallaria varia</i>	tovacuçu
Rhinocryptidae	
<i>Psilorhamphus guttatus</i>	tapaculo-pintado
Formicariidae	
<i>Chamaeza campanisona</i>	tovaca-campainha
<i>Chamaeza meruloides</i>	tovaca-cantadora
<i>Chamaeza ruficauda</i>	tovaca-de-rabo-vermelho
Scleruridae	
<i>Sclerurus scansor</i>	vira-folha
Dendrocolaptidae	
<i>Sittasomus griseicapillus</i>	arapaçu-verde
<i>Dendrocolaptes platyrostris</i>	arapaçu-grande
<i>Xiphorhynchus fuscus</i>	arapaçu-rajado
Xenopidae	
<i>Xenops minutus</i>	bico-virado-miúdo
<i>Xenops rutilans</i>	bico-virado-carijó
Furnariidae	
<i>Furnarius rufus</i>	joão-de-barro
<i>Philydor atricapillus</i>	limpa-folha-coroado
<i>Automolus leucophthalmus</i>	barranqueiro-de-olho-branco
<i>Cranioleuca obsoleta</i>	arredio-oliváceo
<i>Synallaxis cinerascens</i>	pi-puí
<i>Synallaxis ruficapilla</i>	pichororé
Pipridae	
<i>Chiroxiphia caudata</i>	tangará
<i>Manacus manacus</i>	rendeira
Tityridae	

<i>Schiffornis virescens</i>	flautim
<i>Pachyramphus polychopterus</i>	caneleiro-preto
<i>Platyrinchus mystaceus</i>	patinho
<i>Leptopogon amaurocephalus</i>	cabeçudo
<i>Tolmomyias sulphurescens</i>	bico-chato-de-orelha-preta
<i>Poecilatriccus plumbeiceps</i>	tororó
Tyrannidae	
<i>Tyranniscus burmeisteri</i>	piolhinho-chiador
<i>Camptostoma obsoletum</i>	risadinha
<i>Elaenia flavogaster</i>	guaracava-de-barriga-amarela
<i>Elaenia parvirostris</i>	tuque-pium
<i>Phyllomyias fasciatus</i>	piolhinho
<i>Attila rufus</i>	capitão-de-saíra
<i>Legatus leucophaeus</i>	bem-te-vi-pirata
<i>Myiarchus swainsoni</i>	irré
<i>Pitangus sulphuratus</i>	bem-te-vi
<i>Myiodynastes maculatus</i>	bem-te-vi-rajado
<i>Megarynchus pitangua</i>	neinei
<i>Myiozetetes similis</i>	bentevizinho-de-penacho-vermelho
<i>Tyrannus melancholicus</i>	suiriri
<i>Empidonomus varius</i>	peitica
<i>Lathrotriccus euleri</i>	enferrujado
Vireonidae	
<i>Cyclarhis gujanensis</i>	pitiguari
<i>Hylophilus poicilotis</i>	verdinho-coroado
<i>Vireo chivi</i>	juruviara
Corvidae	
<i>Cyanocorax cristatellus</i>	gralha-do-campo
Hirundinidae	
<i>Pygochelidon cyanoleuca</i>	andorinha-pequena-de-casa
<i>Stelgidopteryx ruficollis</i>	andorinha-serradora
<i>Troglodytes musculus</i>	corruíra
Poliptilidae	
<i>Ramphocaenus melanurus</i>	chirito

Turdidae	
<i>Turdus leucomelas</i>	sabiá-barranco
<i>Turdus rufiventris</i>	sabiá-laranjeira
<i>Turdus amaurochalinus</i>	sabiá-poca
<i>Turdus albicollis</i>	sabiá-coleira
Mimidae	
<i>Mimus saturninus</i>	sabiá-do-campo
Motacillidae	
<i>Spinus magellanicus</i>	pintassilgo
<i>Euphonia chlorotica</i>	fim-fim
<i>Euphonia violacea</i>	gaturamo-verdadeiro
Passerellidae	
<i>Ammodramus humeralis</i>	tico-tico-do-campo
<i>Zonotrichia capensis</i>	tico-tico
Icteridae	
<i>Psarocolius decumanus</i>	japu
<i>Gnorimopsar chopi</i>	pássaro-preto
Parulidae	
<i>Setophaga pitiayumi</i>	mariquita
<i>Myiothlypis leucoblephara</i>	pula-pula-assobiador
<i>Basileuterus culicivorus</i>	pula-pula
Cardinalidae	
<i>Habia rubica</i>	tiê-de-bando
<i>Cyanoloxia brissonii</i>	azulão
Thraupidae	
<i>Saltator similis</i>	trinca-ferro
<i>Coereba flaveola</i>	cambacica
<i>Asemospiza fuliginosa</i>	cigarra-preta
<i>Volatinia jacarina</i>	tiziu
<i>Tachyphonus coronatus</i>	tiê-preto
<i>Sporophila angolensis</i>	curió
<i>Sicalis flaveola</i>	canário-da-terra
<i>Thraupis sayaca</i>	sanhaço-cinzento

---

## ANEXO III

Espécies inseridas no grupo de Aves Potencialmente Dispersoras de sementes grandes.

---

### Aves Dispersoras Grandes

<i>Brotogeris chiriri</i>	<i>Psittacara leucophthalmus</i>
<i>Cyanocorax cristatellus</i>	<i>Ramphastos dicolorus</i>
<i>Cyanoloxia brissonii</i>	<i>Ramphastos toco</i>
<i>Odontophorus capueira</i>	<i>Saltator similis</i>
<i>Penelope obscura</i>	<i>Sporophila angolensis</i>
<i>Pionus maximiliani</i>	<i>Trogon surrucura</i>
<i>Psarocolius decumanus</i>	

---



Espécies inseridas no Grupo de Aves Potencialmente Dispersoras de sementes pequenas.

---

**Aves Dispersoras Pequenas**

<i>Ammodramus humeralis</i>	<i>Patagioenas cayennensis</i>
<i>Camptostoma obsoletum</i>	<i>Patagioenas picazuro</i>
<i>Chiroxiphia caudata</i>	<i>Patagioenas plumbea</i>
<i>Columbina squammata</i>	<i>Phyllomyias burmeisteri</i>
<i>Columbina talpacoti</i>	<i>Pitangus sulphuratus</i>
<i>Crypturellus obsoletus</i>	<i>Schiffornis virescens</i>
<i>Crypturellus tataupa</i>	<i>Sicalis flaveola</i>
<i>Elaenia flavogaster</i>	<i>Thraupis sayaca</i>
<i>Geotrygon montana</i>	<i>Tinamus solitarius</i>
<i>Hylophilus poicilotis</i>	<i>Turdus albicollis</i>
<i>Legatus leucophaeus</i>	<i>Turdus amaurochalinus</i>
<i>Leptotila rufaxilla</i>	<i>Turdus leucomelas</i>
<i>Leptotila verreauxi</i>	<i>Turdus rufiventris</i>
<i>Melanerpes candidus</i>	<i>Zenaida auriculata</i>
<i>Myiozetetes similis</i>	<i>Zonotrichia capensis</i>
<i>Pachyramphus polychopterus</i>	

---

Espécies inseridas no grupo de aves Potencialmente Reguladoras de pragas e/ou carniceiras.

---

**Espécies Reguladoras de Pragas e/ou Carniceiras**

<i>Aramides saracura</i>	<i>Hypoedaleus guttatus</i>	<i>Sittasomus griseicapillus</i>
<i>Attila rufus</i>	<i>Lathrotriccus euleri</i>	<i>Strix hylophila</i>
<i>Automolus leucophthalmus</i>	<i>Leptopogon amaurocephalus</i>	<i>Synallaxis cinerascens</i>
<i>Basileuterus culicivorus</i>	<i>Lurocalis semitorquatus</i>	<i>Synallaxis ruficapilla</i>
<i>Batara cinerea</i>	<i>Mackenziaena leachii</i>	<i>Tachyphonus coronatus</i>
<i>Camptostoma obsoletum</i>	<i>Megarynchus pitangua</i>	<i>Tapera naevia</i>
<i>Campylorhamphus falcularius</i>	<i>Megascops choliba</i>	<i>Thamnophilus caerulescens</i>
<i>Cariama cristata</i>	<i>Mesembrinibis cayennensis</i>	<i>Tolmomyias sulphurescens</i>
<i>Chamaeza meruloides</i>	<i>Micrastur semitorquatus</i>	<i>Troglodytes musculus</i>
<i>Chamaeza ruficauda</i>	<i>Milvago chimachima</i>	<i>Trogon surrucura</i>
<i>Colaptes campestris</i>	<i>Myiothlypis leucoblephara</i>	<i>Turdus albicollis</i>
<i>Conopophaga lineata</i>	<i>Nyctibius griseus</i>	<i>Turdus leucomelas</i>
<i>Cyclarhis gujanensis</i>	<i>Nyctiphrynus ocellatus</i>	<i>Tyrannus melancholicus</i>
<i>Dendrocolaptes platyrostris</i>	<i>Phyllomyias fasciatus</i>	<i>Vanellus chilensis</i>
<i>Drymophila rubricollis</i>	<i>Piaya cayana</i>	<i>Vireo chivi</i>
<i>Falco sparverius</i>	<i>Pitangus sulphuratus</i>	<i>Xenops rutilans</i>
<i>Furnarius rufus</i>	<i>Poecilotriccus plumbeiceps</i>	<i>Xiphocolaptes albicollis</i>
<i>Grallaria varia</i>	<i>Pyriglena leucoptera</i>	<i>Xiphorhynchus fuscus</i>
<i>Guira guira</i>	<i>Rupornis magnirostris</i>	
<i>Herpetotheres cachinnans</i>	<i>Saltator similis</i>	
<i>Herpsilochmus rufimarginatus</i>	<i>Sclerurus scansor</i>	
<i>Hylophilus poicilotis</i>	<i>Setophaga pitaiayumi</i>	

---