



UNIVERSIDADE ESTADUAL DE LONDRINA
CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
COLEGIADO DO CURSO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS



**Ciências
Biológicas**
UEL

TRABALHO DE CONCLUSÃO DO CURSO DE GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS BIOLÓGICAS

GABRIELY MACIEL RODRIGUES

RIQUEZA E DIVERSIDADE FUNCIONAL PREVISTA E OBSERVADA DE AVES EM TRÊS TIPOS DE FLORESTA NA MATA ATLÂNTICA DO SUL DO BRASIL

Londrina – Paraná
2025

**TRABALHO DE CONCLUSÃO DO CURSO DE GRADUAÇÃO
EM CIÊNCIAS BIOLÓGICAS**

GABRIELY MACIEL RODRIGUES

**RIQUEZA E DIVERSIDADE FUNCIONAL PREVISTA E
OBSERVADA DE AVES EM TRÊS TIPOS DE
FLORESTA NA MATA ATLÂNTICA DO SUL DO
BRASIL**

Monografia apresentada ao Curso de Graduação em Ciências Biológicas da Universidade Estadual de Londrina como um dos requisitos à obtenção do título de Bacharel em Ciências Biológicas.

Orientador: Prof. Dr. Luiz dos Anjos

**Londrina – Paraná
2025**

Ficha de identificação da obra elaborada pelo autor, através do Programa de Geração Automática do Sistema de Bibliotecas da UEL

G118r Rodrigues, Gabriely Maciel .

Riqueza e diversidade funcional prevista e observada de aves em três tipos de floresta na Mata Atlântica do sul do Brasil / Gabriely Maciel Rodrigues. - Londrina, 2025.
46 f. : il.

Orientador: Luiz dos Anjos.

Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Ciências Biológicas) - Universidade Estadual de Londrina, Centro de Ciências Biológicas, Graduação em Ciências Biológicas, 2025.

Inclui bibliografia.

1. Diversidade funcional - TCC. 2. Mata Atlântica - TCC. 3. Comunidades de aves - TCC. I. dos Anjos, Luiz . II. Universidade Estadual de Londrina. Centro de Ciências Biológicas. Graduação em Ciências Biológicas. III. Título.

CDU 574

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dr. Luiz dos Anjos
Universidade Estadual de Londrina – UEL

Prof. Dr. Fábio Zanella Farneda
Universidade Estadual de Londrina – UEL

Prof. Dr. José Luís Oliven Birindelli
Universidade Estadual de Londrina – UEL

Profa. Dra. Ana Paula Vidotto Magnoni (suplente)
Universidade Estadual de Londrina – UEL

Londrina, 20 de fevereiro de 2025

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente a minha família, em especial à minha querida mãe, Néia, pelo esforço em proporcionar as condições necessárias para que pudesse me dedicar à minha formação. Sua força, apoio e incentivo nos momentos mais desafiadores foram fundamentais para que eu chegasse até aqui. Sem você, nada seria possível, e nenhuma palavra consegue expressar minha gratidão.

Agradeço aos meus amigos pelo carinho e apoio ao longo do curso, sempre me motivando e acreditando no meu potencial.

Agradeço ao meu orientador, prof. Dr. Luiz dos Anjos, por ter me acolhido como sua aluna e por me proporcionar a oportunidade de trabalhar com os animais que tanto me fascinam. Registro aqui minha profunda admiração.

Agradeço ao Prof. Dr. Fábio Zanella e a toda equipe do Laboratório de Ornitologia e Bioacústica da Universidade Estadual de Londrina que, junto ao meu orientador, me auxiliou e ofereceu contribuições valiosas para este trabalho.

Por fim, agradeço à BirdLife International por disponibilizar os dados de distribuição geográfica das aves brasileiras, que foram essenciais para a realização deste estudo.

RODRIGUES, Gabriely Maciel. **Riqueza e diversidade funcional prevista e observada de aves em três tipos de floresta na Mata Atlântica do sul do Brasil.** 2025. 46 Páginas. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Ciências Biológicas) – Universidade Estadual de Londrina, Londrina. 2025.

RESUMO

A Mata Atlântica é um dos biomas mais biodiversos do mundo e o segundo com maior número de espécies de aves no Brasil. No sul do país, variações em altitude, temperatura e precipitação criam um gradiente ambiental que forma três tipos florestais: floresta ombrófila densa, floresta ombrófila mista e floresta estacional semidecidual. Cada formação reflete condições climáticas e ambientais específicas, influenciando diretamente a riqueza e a diversidade funcional das comunidades de aves. Estudos sobre essas comunidades utilizando abordagens tradicionais geralmente não consideram diferenças funcionais entre as espécies, limitando a compreensão de seu funcionamento ecológico. Abordagens baseadas na diversidade funcional, por outro lado, integram os papéis ecológicos das espécies e permitem uma análise mais abrangente de suas interações e funções nos ecossistemas. No entanto, estudos que investiguem comunidades de aves sob a perspectiva funcional ao longo de gradientes ambientais naturais são pouco explorados. Dessa forma, este estudo comparou a riqueza e diversidade funcional de aves observadas em campo por meio do método de pontos de escuta, com lista espécies previstas geradas a partir de dados do BirdLife, para os três tipos florestais. Os resultados revelaram que as comunidades de aves amostradas e previstas diferem quanto à riqueza e dispersão funcional. A floresta ombrófila densa apresentou a maior riqueza de espécies (209) e a maior diversidade funcional (FRic observado representando 68,8% do total previsto), refletindo a heterogeneidade ambiental desse habitat. A floresta ombrófila mista, por outro lado, mostrou a menor diversidade funcional (56,45%), devido às baixas temperaturas, que atuam como um filtro ambiental, favorecendo espécies com traços similares, enquanto a floresta estacional semidecidual exibiu um padrão intermediário (62,21%), sugerindo que ambientes mais heterogêneos sustentam maior diversidade funcional.

Palavras-chave: Diversidade funcional. Mata Atlântica. Comunidades de aves.

RODRIGUES, Gabriely Maciel. **Predicted and observed richness and functional diversity of birds in three forest types of the Atlantic Forest in southern Brazil.** 2025. 46 Pages. Undergraduate Thesis (Bachelor's Degree in Biological Sciences) – State University of Londrina, Londrina, 2025.

ABSTRACT

The Atlantic Forest is one of the most biodiverse biomes in the world and the second richest in bird species in Brazil. In the southern part of the country, variations in altitude, temperature, and precipitation create an environmental gradient that shapes three distinct forest types: mixed rain forest, seasonal semideciduous forest, and dense rain forest. Each formation reflects specific climatic and environmental conditions, directly influencing bird community richness and functional diversity. Studies on these communities often use traditional approaches that do not consider functional differences between species, limiting the understanding of their ecological roles. In contrast, functional diversity approaches integrate the ecological roles of species, allowing for a more comprehensive analysis of their interactions and ecosystem functions. However, studies investigating bird communities from a functional perspective across natural environmental gradients remain scarce. This study compared the species richness and functional diversity of birds recorded through point count surveys with predicted species lists generated from BirdLife data across the three forest types. The results revealed that observed and predicted bird communities differ in both functional richness and functional dispersion. Dense rain forest exhibited the highest species richness (209) and functional diversity (observed FRic representing 68.8% of the predicted total), reflecting the environmental heterogeneity of this habitat. Mixed rain forest exhibited the lowest functional diversity (56.45%) due to low temperatures acting as an environmental filter favoring species with similar traits, while the Seasonal semideciduous forest showed an intermediate pattern (62.21%), suggesting that more heterogeneous environments support higher functional diversity.

Keywords: Functional diversity. Atlantic Forest. Bird communities.

SUMÁRIO

	Pág.
1. INTRODUÇÃO.....	9
2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	13
3. MATERIAL E MÉTODOS	23
4. RESULTADOS.....	31
3. DISCUSSÃO.....	34
5. CONCLUSÕES	38
REFERÊNCIAS	39

1. INTRODUÇÃO

A Mata Atlântica é o segundo maior domínio de floresta tropical úmida da América do Sul, e é considerada uma das mais relevantes do mundo quanto a riqueza, diversidade e endemismo de espécies animais e vegetais (Pizo & Tonetti, 2020; Mittermeier et al. 2011). No entanto, o bioma se encontra ameaçado devido às altas taxas de desmatamento e fragmentação florestal, que levaram a perda de aproximadamente 72% de sua cobertura florestal original (Rezende et al. 2018). Apesar da degradação, a Mata Atlântica é o segundo bioma brasileiro com maior número de espécies de aves (Pizo & Tonetti, 2020). A compilação mais atualizada seguida pelo Plano de Ação Nacional (PAN) para Conservação das Aves da Mata Atlântica, divulgado pelo Governo Federal em 2023, cita pelo menos 893 espécies registradas no total, sendo 215 dessas endêmicas da região. Por essas razões (fortes ameaças e elevado endemismo), a Mata Atlântica é classificada como um “*hotspot*” de biodiversidade (Mittermeier et al. 2011).

Na porção sul do Brasil, o bioma abrange regiões de zonas climáticas tropicais e subtropicais, resultando em um gradiente ambiental que se manifesta através da variação na altitude, na temperatura e na precipitação. Esse gradiente cria condições distintas que dão origem a três tipos florestais: a floresta ombrófila densa, a floresta ombrófila mista e a floresta estacional semidecidual (Oliveira-Filho & Fontes 2000). Cada uma dessas formações reflete as características climáticas e ambientais específicas das áreas em que se desenvolvem, resultando em uma heterogeneidade ambiental que afeta a riqueza e diversidade taxonômica, além de influenciar nas diferenças funcionais das espécies (Hu et al. 2014; Bochio, 2016).

As aves são um grupo diverso e taxonomicamente bem conhecido, que se destaca por sua capacidade de ocupar praticamente todos os tipos de ambientes, desde florestas densas até áreas urbanas (Vielliard et al. 2010; Gill, 2007). Sua ampla distribuição e variedade de hábitos ecológicos refletem diferentes níveis de sensibilidade a mudanças ambientais. Assim, são utilizadas como indicadoras para uma gama de parâmetros ambientais, tais como diversidade, condição e contaminação ambiental de ecossistemas (Vielliard et al. 2010; Mekonen, 2017). Além de seu papel como bioindicadoras, as aves desempenham funções ecológicas essenciais, como dispersão de sementes, controle populacional e polinização, contribuindo para a estabilidade e o funcionamento dos ecossistemas (Manzoli et al. 2024). Nesse contexto, analisá-las de uma perspectiva funcional, que considera diferenças nas características ecológicas, comportamentais e morfológicas, permite entender como cada espécie influencia processos-chave no ecossistema. Essa abordagem se mostra crucial para avaliar a saúde dos ecossistemas, pois revela como a perda de determinadas funções pode comprometer a resiliência e a integridade dos habitats naturais.

A definição mais amplamente utilizada para diversidade funcional segue Tilman (2001), que a descreve como "o valor da variação das espécies e de suas características que influenciam o funcionamento das comunidades". Essa abordagem busca expressar o grau de diferenças funcionais entre as espécies, ou seja, a forma como as espécies exploram os recursos dentro de uma comunidade (Barragan et al. 2011), e é estimada a partir de traços funcionais que, por sua vez, são características do nicho ecológico que influenciam o desempenho ou a aptidão dos organismos, e podem ser morfológicos, fisiológicos ou ecológicos (Tobias et al. 2022; Vandewalle et al. 2010). Dessa forma, mesmo duas comunidades com mesmo número de espécies

podem apresentar maior ou menor diversidade dependendo do quão diferentes ou semelhantes são seus traços funcionais (Leps et al. 2006; Cianciaruso et al. 2009).

Diversos estudos têm investigado a avifauna da Mata Atlântica abordando aspectos como riqueza, diversidade taxonômica e padrões de distribuição das espécies ao longo de gradientes ambientais e de perturbação antrópica (Anjos et al. 2011, 2015; Lima, 2013; Volpato et al. 2009). E mais recentemente, pesquisas acerca das comunidades de aves vêm adotando uma abordagem funcional (Manzoli et al. 2024; Anjos et al. 2019; Coster et al. 2015; Bochio, 2016).

Manzoli e colaboradores (2024) investigaram o impacto da paisagem na diversidade funcional de aves insetívoras, enquanto Anjos et al. (2019) demonstraram que a fragmentação florestal afeta mais a diversidade funcional de aves passeriformes especialistas do que de generalistas, alterando a composição funcional das comunidades. Coster et al. (2015) observaram que com a perda de habitat, as funções ecológicas podem ser substituídas sem necessariamente reduzir a diversidade funcional. Já Bochio (2016) analisou a diversidade funcional das aves nos diferentes tipos florestais do sul da Mata Atlântica, evidenciando variações nos traços funcionais em resposta a fatores ambientais, enquanto Souza (2017) investigou os processos estruturadores da comunidade de aves em um fragmento na floresta estacional semidecidual. No entanto, comparações de padrões de diversidade funcional ao longo de gradientes ambientais naturais ainda são pouco exploradas, limitando a compreensão sobre os mecanismos que estruturam as comunidades da Mata Atlântica, como por exemplo, a filtragem ambiental.

Filtros ambientais podem desempenhar um papel importante nas comunidades, influenciando quais espécies e traços funcionais são favorecidos em diferentes habitats. As condições ambientais atuam como um filtro, selecionando espécies com

características adaptadas a determinado habitat, enquanto restringem aquelas cujos traços não são compatíveis com o ambiente. Como resultado, as espécies dessas comunidades tendem a ser mais similares e próximas funcionalmente. Segundo expectativas teóricas, quando os valores observados de diversidade funcional são menores que a média daqueles esperados para comunidades aleatórias, deve-se indicar que a filtragem ambiental desempenha um papel importante na estruturação da comunidade, evidenciando que as espécies presentes são mais semelhantes entre si do que o esperado pelo acaso (Pakeman, 2011; Mouchet et al. 2010; Lee & Martin, 2017).

Neste contexto, o presente estudo teve como foco realizar comparações de riqueza e diversidade funcional entre listas de espécies de aves observadas em campo, por meio do método de pontos de escuta, e de espécies previstas, geradas a partir de dados do BirdLife, para os três tipos florestais da região sul da Mata Atlântica. A hipótese é que habitats mais heterogêneos sustentarão comunidades funcionais mais ricas (alto FRic) e diversas (alto FDis), enquanto áreas de vegetação estruturalmente mais homogêneas e localizadas em altitudes elevadas, com temperaturas mais baixas, favorecerão espécies com traços redundantes, reduzindo a diversidade funcional. Dessa forma, espera-se que a floresta ombrófila densa apresente maior diversidade funcional observada em comparação aos demais tipos florestais, devido à maior complexidade estrutural e à maior disponibilidade de nichos (Benton et al. 2003; Batalha et al. 2010; Oliveira-Filho & Fontes 2000). Por outro lado, espera-se que a floresta ombrófila mista apresente menor diversidade funcional observada, pois devido a homogeneização ambiental resultante às baixas temperaturas desse hábitat, o ambiente favorece a seleção de espécies com características funcionais similares (Bochio, 2016; Lee & Martin, 2017).

2. REVISÃO DE LITERATURA

2.1 Métodos de amostragem da avifauna

As aves são amostradas por uma ampla variedade de razões e métodos (Bibby et al. 1992). Portanto, para a escolha do método de amostragem a ser aplicado é fundamental definir qual o objetivo do estudo, e quais informações deverão ser obtidas. De modo geral, podem-se dividir as informações necessárias ao estudo de comunidades de aves em dois grandes grupos: 1) dados sobre composição e riqueza de espécies e, 2) dados sobre a abundância relativa ou densidade de cada espécie. No entanto, existem situações em que tanto dados de composição e riqueza, como de abundância ou densidade são necessários, como naquelas em que se pretende caracterizar a estrutura de determinada comunidade, relacionando medidas sobre a proporção de abundância entre as espécies e riqueza (Magurran, 2004; Begon et al. 2005; Ribon, 2010).

As metodologias de amostragem da avifauna são divididas nos seguintes grupos: mapeamento, que consiste em mapear os territórios de reprodução em uma área devidamente demarcada; captura/recaptura, feita por redes-de-neblina; transecções, que se baseia em observações feitas ao longo de um percurso; e por pontos, que se baseia em observações feitas em pontos determinados. Para cada um desses grupos há variações e adaptações metodológicas, a fim de atender diferentes objetivos (Bibby et al. 1992; Anjos, 2007; Vielliard et. al. 2010).

Método de mapeamento

O método de amostragem por mapeamento se baseia em estimar as localizações dos territórios reprodutivos das espécies de determinada área em uma série de visitas a campo. Esta metodologia se torna possível, pois durante a temporada reprodutiva

diversas espécies de aves apresentam comportamentos territoriais associados com a obtenção de alimento, de parceiros sexuais e de local adequado para a nidificação (Tomaz & Alves, 2009). Esses comportamentos citados por Bibby e colaboradores (1992) são vocalizações chamativas, exibições e disputas. Portanto, o método de mapeamento é adequado para amostrar aquelas espécies territoriais, especialmente passeriformes, e não funciona bem para aves que não que apresentam tais comportamentos.

Esta metodologia formou a base do “Common Birds Census” (CBC) da organização britânica British Trust for Ornithology (BTO), que ocorreu de 1962 a 2000, e tem sido amplamente utilizada em outros estudos desde então.

O observador deve registrar em um mapa a identidade, a localização, a atividade e o sexo (se possível) de todas as aves detectadas, utilizando listas padrão de códigos (para as espécies de aves e para as atividades), garantindo o máximo de detalhes possível. O ponto mais útil que o observador deve se concentrar é a localização de indivíduos da mesma espécie que podem ser vistos ou ouvidos simultaneamente, pois sugere-se que as fronteiras territoriais se situam entre tais registros. O número de amostragens padronizado pelo CBC foi de dez, e devem ocorrer em intervalos de pelo menos uma semana. Os esforços amostrais devem ser realizados desde o nascer do sol, e deve-se percorrer a área a ser mapeada em ritmo lento, para que todas as aves detectadas possam ser identificadas e localizadas. As rotas e direções devem variar entre as amostragens e a duração das amostragens dependerão da atividade das aves e da resistência do observador (Bibby et al. 1992). O pesquisador deve elaborar um mapa que represente todo o período de amostragem para cada espécie registrada, e assim, mapear a localização de seus territórios reprodutivos.

Método de captura e recaptura por rede-de-neblina

As duas principais razões para capturar e marcar indivíduos dentro de uma população são (1) estimar o tamanho da população e/ou as rotas de migração e (2) estimar a taxa de sobrevivência. Portanto, métodos de Captura, Marcação e Recaptura (CMR) foram desenvolvidos para cada uma dessas finalidades. Entre eles encontra-se a captura de aves por redes-de-neblina (Bibby et al. 1992).

O método se baseia no uso da rede-de-neblina para interceptar aves em voo, e seu sucesso depende da falha da ave em visualizar a rede até que seja tarde demais para desviar (Low, 1957).

A rede-de-neblina foi desenvolvida por caçadores japoneses a mais de 300 anos como uma técnica para capturar aves para alimentação (Keyes & Grue, 1982; Roos, 2010). Com o desenvolvimento da ciência, as aves passaram a ser capturadas e coletadas com propósitos científicos, e atualmente a rede-de-neblina é o método mais utilizado para captura de aves, tanto por sua versatilidade, quanto pela segurança e variedade de espécies capturadas, além de ser eficiente em diversos ambientes, capturando espécies difíceis de observar (Keyes & Grue, 1982; Gosler, 2004). Outras vantagens do método são a eliminação do erro do pesquisador na detectabilidade das aves, a padronização das amostragens em diferentes áreas por diferentes pesquisadores, a possibilidade de se estudar padrões espaciais e temporais nas taxas de captura e riqueza de espécies, e a principal sem dúvida é a possibilidade de ter as aves nas mãos, o que torna possível a aquisição de inúmeras informações impossíveis de serem adquiridas com outros métodos de amostragem (Roos, 2010).

As redes-de-neblina são finas, normalmente confeccionadas de nylon ou poliéster, e quando posicionadas verticalmente formam uma “parede” praticamente invisível contra um fundo escuro. São suportadas horizontalmente por cabos que ligam

as extremidades da rede e formam bolsos semelhantes a uma rede de descanso. Os cabos são amarrados a laços que são armados em varas verticais que suportam a rede ereta verticalmente (Roos, 2010). Assim, uma ave que colide com a rede cai nos bolsos, onde permanece até ser removida.

Há uma grande variedade de redes-de-neblina quanto ao comprimento, altura, tamanho da malha, número de bolsos e até a cor. Essas variações são úteis para adaptar sua utilização em diversos ambientes e diferentes grupos de aves (Roos, 2010). Portanto, avaliar tais especificações de acordo com os objetivos do estudo é fundamental. O tamanho da malha a ser utilizada é de especial importância, pois está diretamente relacionado ao tamanho corpóreo da ave a ser capturada (Roos, 2010).

Os esforços amostrais devem ser realizados logo no início da manhã, visto que este é o período de maior atividade das aves, e considerando que estes animais diminuem consideravelmente sua atividade nas horas mais quentes do dia, o que influencia diretamente na detectabilidade e captura (Blake, 1992; Oliveira et al. 2023; Roos, 2010). Outras condições climáticas, como temperatura, nebulosidade, umidade e pressão barométrica, também podem influenciar bastante nas taxas de captura. Geralmente a abertura das redes-de-neblina deve ocorrer de 15 a 20 minutos antes do nascer do sol, e devem ser fechadas de 20 a 30 minutos antes do horário de pico de temperatura. Os horários variam de acordo com a região e a época do ano em que ocorre a amostragem. Para a captura de alguns grupos específicos de aves ou amostragem de certos ambientes, são necessárias técnicas adaptações na metodologia.

Por fim, a captura de aves utilizando redes-de-neblina e outros tipos de armadilhas para fins científicos depende da autorização regulamentada órgãos ambientais competentes (Roos, 2010).

Método de transecções

No método de transecções são estabelecidas trilhas ao longo da área de estudo, onde o pesquisador deve percorrê-las em um tempo padronizado, realizando a identificação, visual e/ou auditiva, e a contagem das aves observadas (Bibby et al. 1992; Anjos et al. 2010).

Tal metodologia é adequada para grandes áreas que são relativamente uniformes, e as rotas são selecionadas de acordo com os objetivos do estudo, mas geralmente são limitadas pela acessibilidade. Os transectos devem garantir a representação da heterogeneidade do ambiente, com uma distância mínima de cerca de 150-200 metros entre eles, para que não ocorram interceptações (Bibby et al. 1992).

A velocidade deve permitir a identificação das espécies e a contagem de indivíduos, mas também deve ajudar o observador a não contar o mesmo indivíduo duas vezes; a repetição do método em diferentes dias tende a diminuir o erro padrão do número de indivíduos (Anjos et al. 2010). Além disso, determinar a velocidade adequada para percorrer os transectos depende do número de aves presentes e da dificuldade em registrá-las, portanto deve ser ajustada de acordo com a área amostrada. De acordo com Bibby e colaboradores (1992), em habitats abertos é aconselhável uma velocidade de cerca de 2 km por hora, enquanto em áreas mais densas, com maior dificuldade em registrar a avifauna, metade disso é recomendado.

As amostragens devem se iniciar logo no começo da manhã, e considerando que estes animais diminuem consideravelmente sua atividade nas horas mais quentes do dia, normalmente o percurso da transecção se encerra próximo ao meio-dia. O observador deve registrar todas as espécies de aves detectadas ao longo do percurso, tanto por observação visual quanto auditiva. Assim, o pesquisador que irá realizar as amostragens deve conhecer as vocalizações e chamados das espécies que habitam a

área de estudo. E, normalmente o percurso é realizado a pé, a fim de causar o mínimo de perturbação possível no ambiente (Anjos et al. 2010). Adicionalmente, pode-se padronizar uma distância máxima de registro em cada lado da trilha (100 metros, por exemplo) para que o esforço amostral seja mais homogêneo e para que seja possível a mensuração ou estimativa da distância entre o observador e a ave registrada (Anjos et al. 2010).

Esse método fornece uma estimativa de abundância relativa a qual se expressa na forma de um índice, o Índice quilométrico de abundância (IKA). Adicionalmente, ao incluir as distâncias de registro, pode-se gerar outros tipos de informações adicionais aos dados de abundância relativa, como estimar a densidade populacional utilizando a probabilidade de detecção do animal, considerando distâncias crescentes em relação ao observador (Anjos et al. 2010).

Método amostragem por pontos

O método de amostragem por pontos de escuta foi desenvolvido na França por Blondel e colaboradores em 1970, e atualmente é a técnica mais utilizada para levantamento de aves em ecossistemas florestais tropicais (Volpato et al. 2009). Esta metodologia se baseia em registrar aves por contato auditivo e/ou visual durante um tempo padrão em pontos de amostragem selecionados em uma determinada área. No Brasil, a metodologia foi adaptada por Vielliard e Silva (1990), e aplicada pela primeira em Lençóis Paulista, interior do Estado de São Paulo.

No método de pontos de escuta é necessário abrir trilhas ou usar trilhas já existentes na área de estudo, onde serão marcados os pontos de amostragem. O número de pontos não é fixo, e dessa forma, deve ser ajustado de acordo com a área amostrada. Tais pontos devem ser espaçados por uma distância mínima de 200

metros entre eles, para minimizar o risco de detecção de espécies com vocalização de longo alcance em mais de um ponto, além de garantir que sejam distribuídos uniformemente de maneira a abranger toda a área estudada (Vielliard et al. 2010).

Assim como no método de transecção, as amostragens devem ser feitas logo nas primeiras horas da manhã para aproveitar a maior atividade das aves nesses horários. O observador deve se posicionar em cada ponto, permitindo um tempo inicial de acomodação (normalmente de 5 minutos) para que as aves se acalmem após qualquer perturbação causada pela chegada do observador. Este momento é aproveitado para que seja feita anotação de condições ambientais locais (vento, nebulosidade, chuva e ruído de fundo), data e horário de início da amostragem. Seguido por um período em que registra todas as espécies de aves detectadas, tanto por observação visual quanto auditiva. Esse período de registro das espécies varia de acordo com o estudo, por exemplo, em trabalhos de regiões temperadas, uma amostragem mais curta, de 5-10 minutos, é preferível (Bibby et al. 1992). Já em regiões tropicais usa-se, idealmente, 20 minutos, pois são ambientes onde a avifauna é muito diversa, o que traz a necessidade de que o observador permaneça mais tempo em um ponto a fim de registrar todas as espécies ali presentes (Bibby et al. 1992; Vielliard et al. 2010). Após esse período o observador deve se dirigir ao próximo ponto.

O método original descrito por Blondel e colaboradores (1970) se baseou num raio ilimitado de observação, ou seja, sem uma distância máxima definida. No entanto, alguns autores optaram por usar raios determinados de, por exemplo, 100, 50 ou 25 metros do ponto-de-escuta (Anjos et al. 2010). Outra adaptação feita ao método foi a incorporação da estimativa de distância entre o observador e a ave registrada, e assim como no método de transecções, pode gerar outros dados, como a estimativa de densidade populacional, que utiliza a probabilidade de detecção do animal,

considerando que a probabilidade de detecção diminui conforme a distância ave-observador aumenta e que as distâncias de detecção podem variar entre espécies e habitats (Anjos et al. 2010).

Com este método é possível obter o registro da espécie, além de uma estimativa da sua abundância relativa através do Índice Pontual de Abundância (IPA), que corresponde ao número total de contatos de uma espécie, dividido pelo número total de pontos amostrados (Blondel et al. 1970). Adicionalmente, ao incluir as distâncias entre observador e ave, obtém-se uma estimativa da densidade populacional.

2.2 Diversidade funcional

Diversidade biológica, ou biodiversidade, refere-se a “variedade de vida na Terra em todos os seus níveis, de genes a ecossistemas, e os processos ecológicos e evolutivos que a sustentam” (Gaston 1996). Assim, medir a biodiversidade é fundamental para compreender a complexidade das interações ecológicas e os papéis desempenhados pelas espécies nos ecossistemas, sendo essencial para avaliar o estado de conservação dos habitats e antecipar os impactos das mudanças ambientais sobre a dinâmica das comunidades biológicas.

Medidas tradicionais de diversidade, que consideram apenas o número de espécies (riqueza) e suas abundâncias assumem que todas as espécies e indivíduos são equivalentes em seus papéis ecológicos. No entanto, as espécies não são iguais em seus efeitos no funcionamento do ecossistema, e sabe-se que diferentes organismos desempenham diversificadas funções no ambiente (Cianciaruso et al. 2009; Calaça & Grelle, 2016). Dessa forma, medidas tradicionais são estimativas pouco preditivas da

estrutura e do funcionamento das comunidades, pois ignoram quaisquer diferenças entre as espécies (Cianciaruso et al. 2009).

Diante da necessidade de incorporar diferenças nos papéis desempenhados pelas espécies e suas contribuições para o funcionamento do ecossistema surgiram abordagens sob uma perspectiva funcional. Portanto, a diversidade funcional é uma medida que estima o grau de diferenças entre os organismos a partir de traços funcionais, que refletem a forma como as espécies exploram os recursos dentro de uma comunidade (Barragan et al. 2011). Assim, pode ser definida como o valor e amplitude dos traços funcionais das espécies em uma comunidade. Essa abordagem funcional torna-se mais preditiva, pois permite uma análise mais completa das interações e funções ecológicas desempenhadas pelas espécies, sendo uma importante ferramenta na avaliação dos impactos humanos no funcionamento dos ecossistemas (Petchey & Gaston, 2006).

Os traços funcionais são características do nicho ecológico que influenciam o desempenho ou a aptidão dos organismos, e podem ser morfológicos, fisiológicos ou ecossistêmicos (Tobias et al. 2022; Vandewalle et al. 2010). As aves apresentam uma estreita relação com o ambiente, e os traços funcionais mais utilizados são da dieta, estratégias de forrageamento, massa corporal, comprimento do corpo e medidas morfométricas do bico, asa, tarso e cauda. No entanto, a escolha dos atributos adequados deve levar em consideração os objetivos do trabalho (Petchey & Gaston 2006).

A diversidade funcional pode ser calculada a partir de diversas medidas, e estas podem ser classificadas em contínuas e descontínuas/categóricas (Cianciaruso et al. 2009). As medidas categóricas são aquelas que as espécies são classificadas de forma arbitrária, de maneira que espécies dentro de um mesmo grupo sejam mais similares

entre si do que com espécies de grupos diferentes (Cianciaruso et al. 2009). Já as medidas contínuas são aquelas que medem a dispersão das espécies em um espaço n-dimensional de características funcionais (Petchey & Gaston 2006; Cianciaruso et al. 2009). Portanto, medidas contínuas se mostram mais vantajosas em comparação às categóricas. Assim, algumas medidas foram desenvolvidas para refletir características complementares da distribuição das espécies no espaço funcional (Mason et al. 2005; Mouchet et al., 2010). Neste estudo abordaremos apenas duas delas: riqueza funcional e dispersão funcional.

Riqueza funcional (FRic) é uma medida que calcula o volume funcional ocupado pelos atributos em um espaço multidimensional de determinada comunidade (Villéger et al. 2008). Esse valor aumenta com a adição de espécies funcionalmente únicas, mas permanece o mesmo com a adição de espécies funcionalmente redundantes (Kuebbing et al. 2017). A FRic não leva em conta a abundância relativa das espécies e, portanto, é independente de mudanças de abundância (Kuebbing et al. 2017). Assim, a riqueza funcional representa a diversidade de funções ecológicas desempenhadas pelas espécies dentro de uma comunidade. Já a Dispersão funcional (FDis) calcula a distância média de espécies individuais ao centroide do espaço funcional ocupado por todas as espécies da comunidade, ou seja, se refere à maneira como as características funcionais das espécies estão distribuídas dentro de uma comunidade.

Os índices selecionados para este estudo foram escolhidos por sua capacidade de capturar diferentes aspectos da diversidade funcional, sendo amplamente aplicados na literatura (Mason et al. 2005; Kuebbing et al. 2018). Cada medida fornece informações distintas, refletindo variações na forma como quantificam a diversidade e representam o papel funcional das espécies. Embora não sejam equivalentes, esses índices são

complementares, permitindo uma visão mais abrangente e detalhada da diversidade funcional dentro das comunidades estudadas.

3. MATERIAL E MÉTODOS

Os dados utilizados neste trabalho foram apresentados em Anjos et al. (2018). No presente estudo foram apresentados dados de abundância de 270 espécies de aves em quinze localidades de três tipos florestais na região sul da Mata Atlântica, englobando os estados do Paraná e Santa Catarina obtidos em amostragens de campo em 2004 e 2005.

Área de estudo

A porção sul do bioma Mata Atlântica é caracterizada principalmente por três tipos de floresta: floresta ombrófila mista (MF), floresta estacional semidecidual (SF) e floresta ombrófila densa (DF) (Oliveira-Filho & Fontes 2000).

Uma cadeia de montanhas linear, conhecida como Serra do Mar, paralela à costa brasileira, isola a DF da MF e da SF no sul do Brasil. No entanto, essa isolamento não é completa, e existem conexões entre a DF e a MF ao longo de alguns vales fluviais. A DF ocorre ao longo da encosta oriental da Serra do Mar (do nível do mar até 2000 m a.n.m.), enquanto a MF e a SF ocorrem ao longo da encosta ocidental. A MF e a SF são influenciadas por um gradiente altitudinal, onde a MF se encontra limitada a altitudes mais altas (de 800 a 1200 m a.n.m.), enquanto a SF é limitada a altitudes mais baixas (de 200 a 800 m a.n.m.). A MF, também conhecida como “Mata das araucárias”, é dominada pela conífera *Araucaria angustifolia* (Bertol.) Kuntze, enquanto a DF e a SF são dominadas por várias espécies de árvores tropicais e subtropicais, como *Virola oleifera* (Schott) A. C. Sm. e *Vochysia bifalcata* Warm. Na

DF, e *Aspidosperma polyneuron* Müll. Arg. e *Balfourodendron riedelianum* (Engl.) Engl. na SF (Oliveira-Filho & Fontes 2000). A MF também é limitada elevadas altitudes porque a distribuição de *A. angustifolia* está ligada a áreas que têm no mínimo três meses consecutivos frios, com uma temperatura mínima média de 10°C (Backes 2009). Portanto, a MF ocorre mais ao sul, enquanto a SF ocorre mais ao norte.

Dentre os três tipos de floresta, a DF (temperatura média anual de 17–25°C; precipitação média anual de 2000–3000 mm) é climaticamente a mais estável ao longo do ano, sem grandes variações na umidade ou temperatura quando comparada à SF e à MF. Embora a temperatura média anual na SF (16–24°C) seja semelhante às temperaturas médias anuais na DF, a SF apresenta um período de seca sazonal durante o outono (março–maio) de pelo menos 90 dias e tem uma precipitação média anual entre 1500 e 2000 mm (Morellato & Haddad 2000; Oliveira-Filho & Fontes 2000). A precipitação na MF é similar à da SF (média anual de 1500 a 2000 mm), mas sem um período seco. No entanto, a MF atinge a porção mais fria do sul da Mata Atlântica e, portanto, apresenta um perfil de temperatura diferente (temperaturas médias anuais entre 13 e 21°C) quando comparada à SF e à DF. As temperaturas de inverno são particularmente baixas na MF, com vários dias de geada durante o inverno e até alguns dias de neve nos limites sul em altitudes elevadas (Mazza et al. 2005).

Quinze localidades foram selecionadas para a amostragem das espécies de aves: 6 na MF, 5 na SF e 4 na DF. Três das localidades da MF estão no estado do Paraná (MF1, MF2 e MF3), no norte da nossa região estudada, e as áreas restantes estão localizadas no estado de Santa Catarina (MF4, MF5 e MF6), no sul da nossa região estudada. Três localidades da SF estão localizadas no nordeste da região estudada (SF1, SF2 e SF3), enquanto duas estão no oeste (SF4 e SF5). Três localidades da DF estão nas terras baixas (50–200 m; DF1, DF2 e DF3) e a quarta

está em uma altitude mais alta (1070 m; DF4). Essas localidades foram escolhidas por serem as maiores e mais bem preservadas áreas de floresta contínua em suas respectivas regiões no sul da Mata Atlântica, sendo assim, bons representantes dos três diferentes tipos florestais estudados (Anjos et al. 2018).

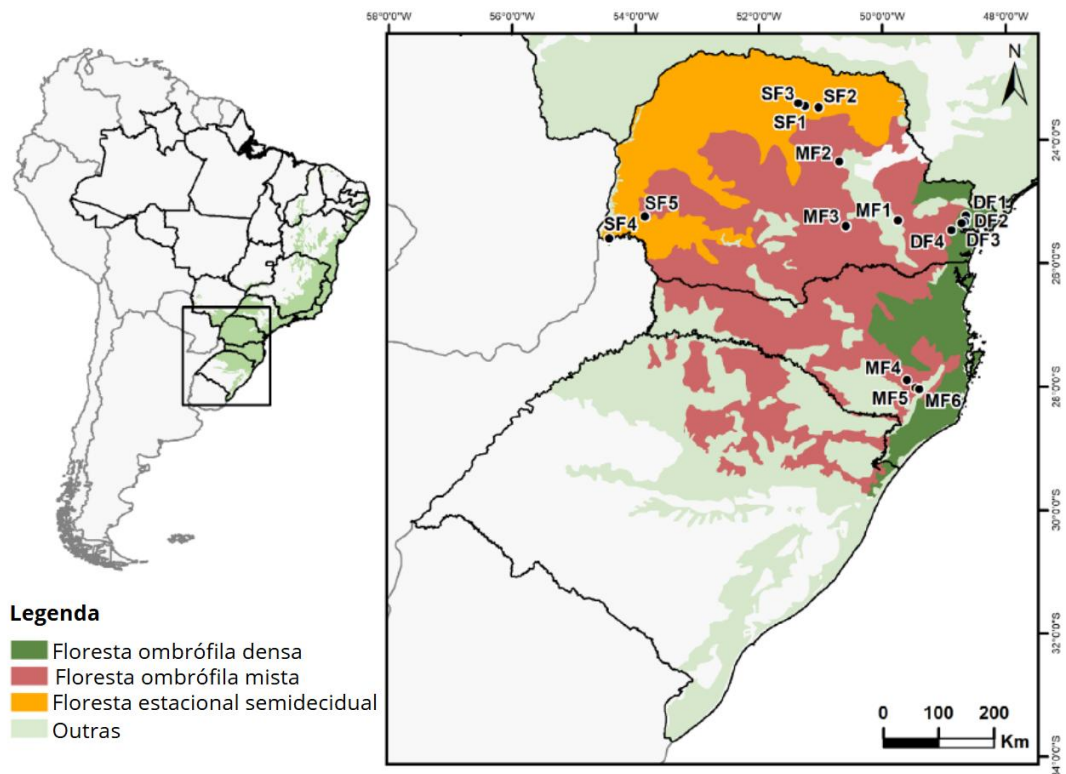


Figura 1: Mapa da área de estudo com a distribuição dos três tipos florestais da porção sul da Mata Atlântica e pontos de amostragem de acordo com Almeida et al. 2023.

Amostragem das aves

No estudo de Anjos et al. (2018) foi aplicado o método de amostragem por pontos (Blondel et. al 1970; Bibby et al. 1993; Vielliard et. al. 2010). O estudo envolveu amostragens realizadas sazonalmente, no início de cada estação, em cada localidade por 2 anos (2004 e 2005) nos meses de março/abril (outono), junho/julho (inverno), setembro/outubro (primavera) e dezembro/janeiro (verão).

Para cada localidade, seis pontos de escuta foram distribuídos ao longo de duas trilhas de 1000 m, com cada ponto distando 200 m um do outro, resultando em um total de 12 pontos (6 pontos de escuta x 2 trilhas). Devido ao seu tamanho, duas localidades foram selecionadas no Parque Nacional do Iguaçu (SF4 e SF5), enquanto três localidades foram selecionadas na Área de Preservação Ambiental de Guaraqueçaba (DF1, DF2 e DF3). As trilhas foram colocadas a mais de 300 m uma da outra, e foi levada uma manhã para amostrar cada trilha com seis pontos. As amostragens foram realizadas ao longo de cada trilha por oito manhãs (duas manhãs em cada estação), resultando em um total de 96 amostragens por local (12 pontos de escuta por localidade x 8 manhãs). Os pontos na trilha foram amostrados consecutivamente, começando pelo primeiro, que foi amostrado no início da manhã, quando as atividades vocais das aves diurnas começaram. Cada ponto foi amostrado por 15 minutos com um intervalo de 15 minutos entre as amostragens. Assim, as pesquisas terminaram 2 horas e 45 minutos após o primeiro ponto de amostragem.

O período da manhã tem se mostrado o mais eficiente para contagem por ponto na Mata Atlântica (Antunes, 2008). O raio para detectar aves em cada ponto foi estabelecido em aproximadamente 100 m. Em um único ponto de amostragem, cada par ou bando foi contado como um único contato. Embora as amostragens por ponto de escuta não considerem diferenças na detectabilidade entre espécies de aves, este método é útil para avaliar variações na riqueza e composição de aves entre localidades ou tipos de floresta (Bibby et al. 1993).

As amostragens foram realizadas por observadores com amplo conhecimento da avifauna da localidade estudada. Para minimizar qualquer viés introduzido por múltiplos observadores, a equipe de pesquisa padronizou os protocolos de

amostragem no Parque Estadual Mata dos Godoy (SF1), liderada por Luiz dos Anjos, que tem realizado amostragens por ponto de escuta na Reserva desde 1995.

Características funcionais

Para calcular a diversidade funcional das comunidades de aves, foram selecionados traços morfológicos e ecológicos relacionados a obtenção e uso de recursos. O uso combinado desses atributos reflete bem o uso do nicho ocupado pelas diferentes espécies dentro das comunidades de aves (Pigot et al. 2016). Dessa forma, esses traços têm a capacidade de expressar a relação entre a diversidade funcional e o funcionamento do ecossistema (Petchey & Gaston, 2006; Cadotte et al. 2011).

Assim, foram utilizados 18 traços funcionais de três atributos diferentes (Tabela 1): dieta (vertebrados, invertebrados, frutos, néctar, sementes e plantas); estrato de forrageio (solo, sub-bosque, estrato médio, dossel e aéreo) e morfológico (comprimento do bico, largura do bico, altura do bico, comprimento do tarso, comprimento da asa, comprimento da cauda e massa corporal). Os dados dos traços morfológicos são referentes ao valor médio (em milímetros ou em gramas) de cada característica funcional para cada uma das espécies.

O tipo de dieta reflete como os recursos são utilizados pelas espécies, e está fortemente relacionado às funções ecossistêmicas que as aves desempenham (Luck et al. 2012, 2013). Estrato de forrageio pode indicar padrões de especialização de microhabitat (Luck et al. 2012). A morfologia do bico está associada ao hábito alimentar e o manuseio de alimentos (Luck et al. 2012). Comprimento do tarso pode influenciar o comportamento de forrageio, estando relacionado às funções ecossistêmicas desempenhadas pela espécie (Luck et al. 2012). A morfologia da asa e cauda estão associadas a capacidade e tipo de movimento, que por sua vez

influencia o uso de recursos e a dispersão (Luck et al. 2012). E a massa corporal está relacionada com taxa metabólica, área de vida e longevidade (Luck et al. 2012). Diferenças nesses atributos podem refletir as diferentes estratégias utilizadas pelas espécies para obtenção e uso de recursos.

Os dados para os atributos dieta e estrato de forrageio foram obtidos do banco de dados global EltonTraits, de Wilman e colaboradores (2014). Já os atributos morfológicos foram obtidos pelo banco de dados AVONET, uma compilação de medidas de características individuais para todas as espécies de aves do mundo, de Tobias e colaboradores (2022).

Tabela 1: Atributos e traços funcionais das espécies de aves utilizados nas análises de diversidade funcional de acordo com sua escala.

Atributos	Traço funcional	Escala
Dieta	Vertebrados	Categórica
	Invertebrados	
	Frutos	
	Néctar	
	Sementes	
Estrato de forrageio	Plantas	Categórica
	Solo	
	Sub-bosque	
	Médio	
	Dossel	
Morfológico	Aéreo	Contínua
	Comprimento do bico	
	Largura do bico	
	Altura do bico	
	Comprimento do tarso	
	Comprimento da asa	
Comprimento da cauda		
	Massa corporal	

Análises de dados

Para este estudo, foram utilizadas duas listas de espécies de aves: a de espécies observadas e a de espécies previstas. A lista de espécies observadas foi obtida por meio de registros realizados durante amostragens em campo nos anos de 2004 e 2005, utilizando o método de pontos de escuta (Anjos et al. 2018). Já a lista de espécies previstas foi gerada com base nos dados de distribuição geográfica disponibilizados pela BirdLife International, que fornecem informações sobre as áreas de ocorrência potencial de diferentes espécies.

Para obter a lista de espécies previstas, as coordenadas dos quinze locais de amostragem de Anjos et al. (2018) foram utilizadas para criar um arquivo no formato KMZ no Google Earth Pro (versão 7.3), delimitando as áreas geográficas de interesse para o estudo. Esse arquivo foi posteriormente convertido para o formato shapefile no QGIS (versão 3.34.13). O shapefile é um formato de arquivo que armazena dados geoespaciais, como pontos, linhas, polígonos e atributos de feições geográficas, e é comumente utilizado em Sistemas de Informações Geográficas (SIG). Os polígonos de distribuição geográfica das aves brasileiras, disponibilizados pela BirdLife International, foram fornecidos no formato shapefile. Esses arquivos, representando as áreas de ocorrência potencial de diferentes espécies, foram sobrepostos no Software R (versão 4.4.2), utilizando os pacotes 'sf', 'sp' e 'rgeos', formando um conjunto espacial que representa as áreas de distribuição potencial das aves no Brasil.

Para identificar as espécies potencialmente presentes em cada local de amostragem, foi desenvolvido um script em linguagem R, utilizando os pacotes 'sf', 'sp', 'raster', 'rgeos' e 'rgdal'. O script realiza uma interseção espacial entre as coordenadas geográficas dos pontos de amostragem e os polígonos de distribuição das espécies. Este processo verifica quais espécies têm áreas de distribuição que se

sobrepõem aos locais analisados, gerando uma lista de espécies previstas para cada ponto.

Para medir a diversidade funcional das comunidades de aves dos três habitats, usamos características (morfológicas e ecológicas) das espécies para calcular as seguintes métricas: riqueza funcional (FRic) e dispersão funcional (FDis). Cada métrica mede um aspecto diferente do espaço de características, captura uma faceta diferente da singularidade funcional de espécies dentro de uma comunidade e se complementam para descrever a diversidade funcional de uma comunidade (Laliberté & Legendre, 2010).

Os valores dos traços funcionais foram padronizados para uma média de zero e desvio padrão de um usando a função 'scale' (pacote R 'FD', Laliberté e Legendre 2010) para facilitar a comparação dos seus efeitos relativos. As análises foram baseadas na distância de Gower, pois permite usar tanto características funcionais categóricas como quantitativas e foi calculada usando "w.type = optimized" e "opti.maxiter = 300" para obter um peso similar da contribuição de cada característica funcional (função 'gawdis', pacote R 'Gawdis'; de Bello et al. 2021). Usamos uma abordagem baseada em uma diversidade funcional multi-facetada (pacote R 'mFD'; Magneville et al. 2022) para quantificar a riqueza e a dispersão funcional observada e prevista de cada comunidade em cada habitat com dados de presença-ausência das espécies. A riqueza funcional calcula o volume total de um espaço funcional, e a dispersão funcional calcula a distância média de espécies individuais em relação ao centro do espaço funcional (Villéger et al. 2008). Usamos um test-t pareado para avaliar se a diversidade observada e a prevista foi estatisticamente diferente entre mesmos habitats. Todas as análises foram realizadas no Software R (R Core Team 2024).

4. RESULTADOS

Ao longo das 15 localidades amostradas nos três tipos florestais da Mata Atlântica na porção sul do Brasil, um total de 649 espécies de aves foi previsto, enquanto 270 espécies foram registradas em campo (209 na floresta ombrófila densa, 170 na floresta ombrófila mista e 151 na floresta estacional semidecidual), o que corresponde a 41,6% da riqueza esperada. Em relação a diversidade funcional, os valores de FRic (Figura 2) e FDis (Figura 3) diferem significativamente ($p \leq 0,05$; ver Tabela 2) entre espécies observadas e previstas em todos os tipos florestais. A maior diferença encontrada foi na floresta ombrófila mista, onde os valores de FRic para espécies observadas representam 56,45% do total (Tabela 2; FRic = 0.55060). Já a menor diferença foi observada na floresta ombrófila densa, onde os valores de FRic para espécies observadas representam 68,8% do total (Tabela 2; FRic = 0.68074). Por fim, na floresta estacional semidecidual os valores de FRic para espécies observadas representam 62,21% do total (Tabela 2; FRic = 0.61499).

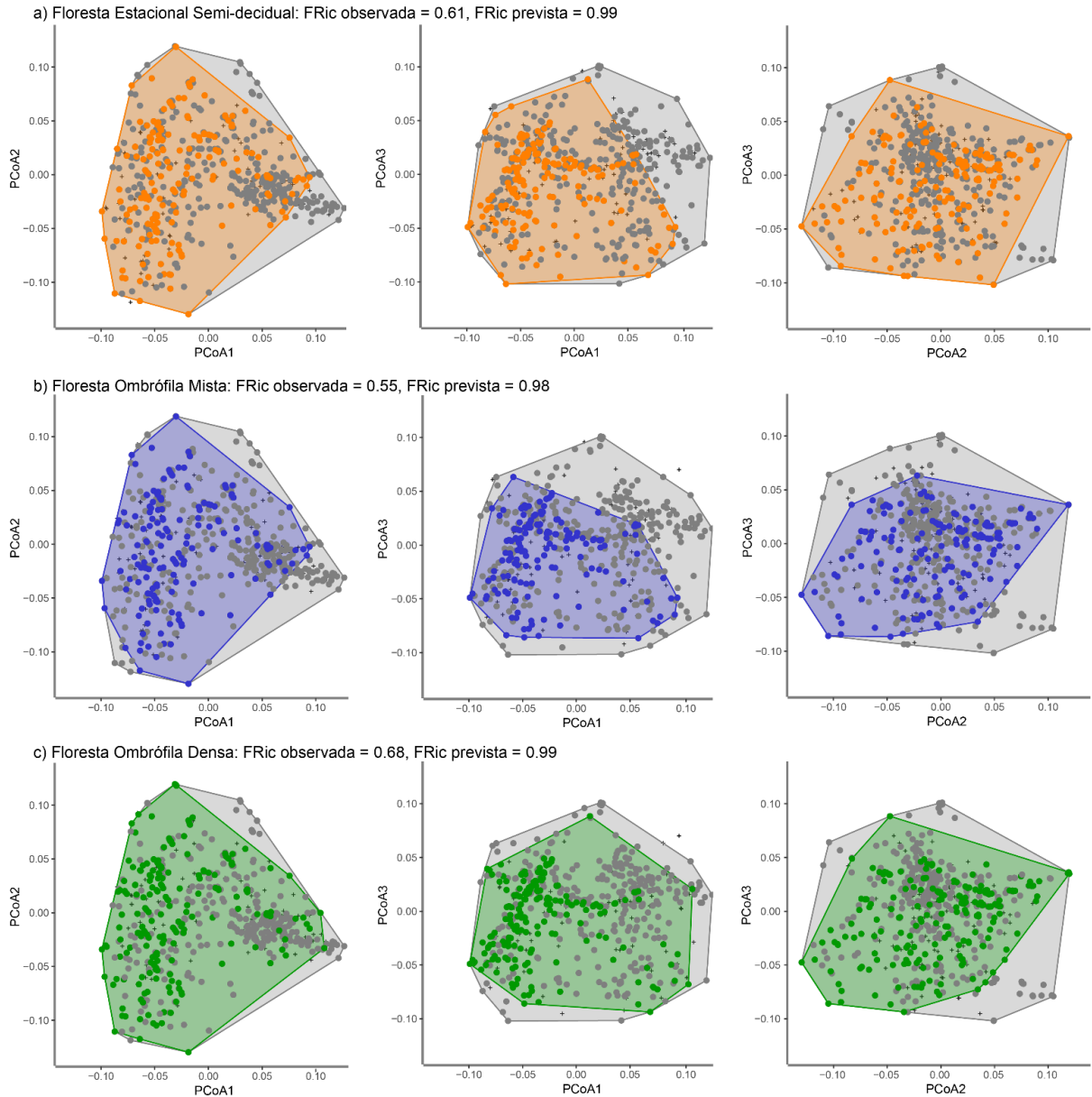


Figura 2: Riqueza funcional (FRic) de comunidades de aves considerando dados observados (nas cores verde, azul e laranja) e previstos (cinza) para três tipos de habitats da Floresta Atlântica: Floresta Ombrófila Densa, Floresta Ombrófila Mista e Floresta Estacional Semidecidual.

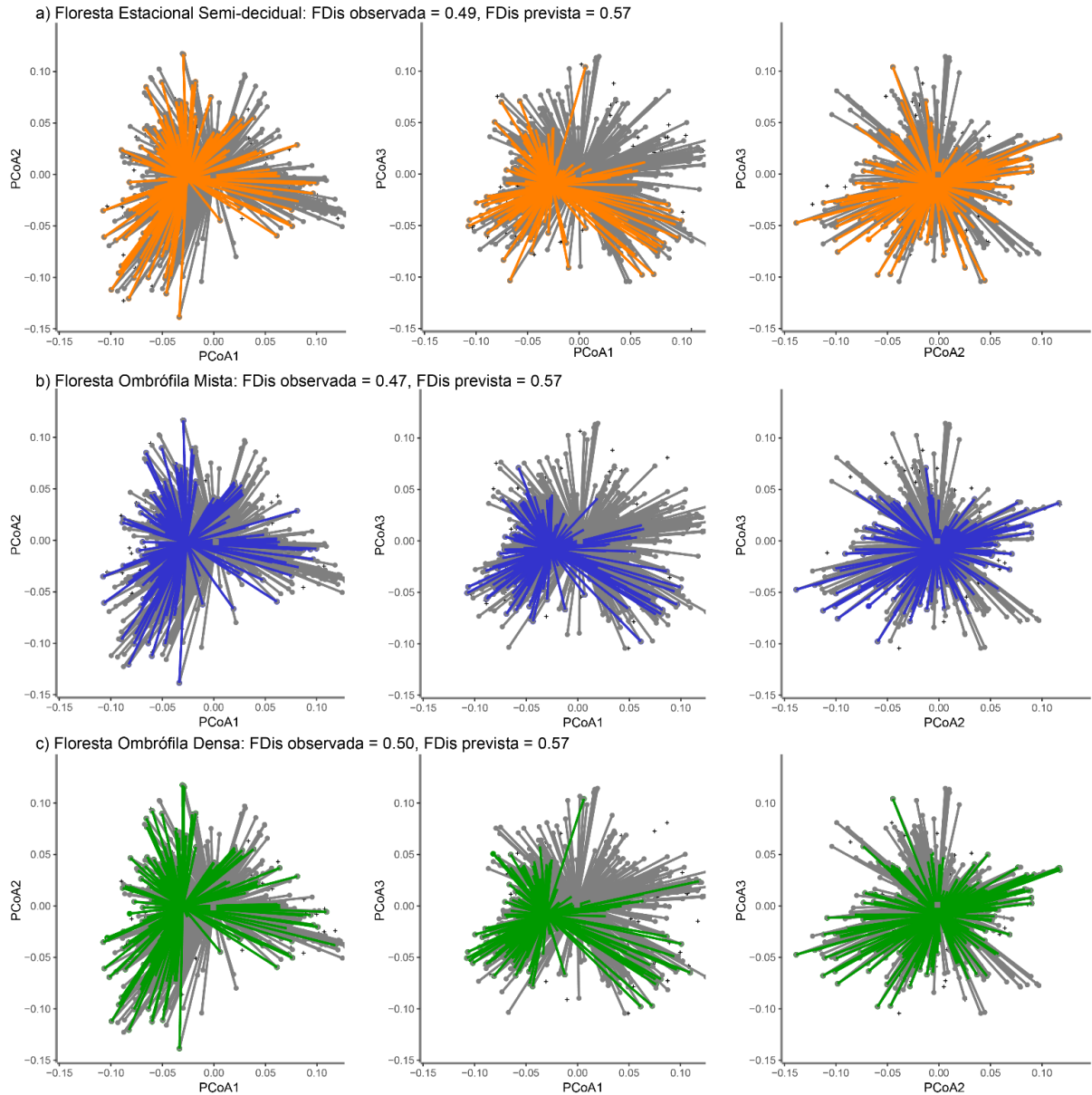


Figura 3: Dispersão funcional (FDis) de comunidades de aves considerando dados observados (nas cores verde, azul e laranja) e previstos (cinza) para três tipos de habitats da Floresta Atlântica: Floresta Ombrófila Densa, Floresta Ombrófila Mista e Floresta Estacional Semidecidual.

Tabela 2: Valores médios observados e previstos de riqueza e dispersão funcional obtidos para Floresta Estacional Semidecidual, Floresta Ombrófila Mista e Floresta Ombrófila Densa. Também são mostrados os valores de significância (*P*) entre o padrão observado e o previsto para cada hábitat.

Hábitats	Tipo de dados	Riqueza funcional	<i>P</i>	Dispersão funcional	<i>P</i>
Floresta Semidecidual	Observados	0.61499	0.00219	0.48719	0.00005
	Previstos	0.98853		0.56857	
Floresta Ombrófila Mista	Observados	0.55060	0.00001	0.47390	0.00003
	Previstos	0.97525		0.56671	
Floresta Ombrófila Densa	Observados	0.68074	0.00859	0.49994	0.00014
	Previstos	0.98933		0.56813	

5. DISCUSSÃO

As comunidades de aves amostradas e previstas para os três tipos florestais do sul da Mata Atlântica diferem quanto à riqueza e dispersão funcional, pois apresentaram valores significativamente discrepantes de FRic e FDis. A riqueza de espécies foi maior na floresta ombrófila densa (209 espécies) e menor na floresta estacional semidecidual (151 espécies). Além disso, a diversidade funcional apresentou diferenças significativas para os três tipos florestais, corroborando com a hipótese inicial de que ambientes mais heterogêneos, como a floresta ombrófila densa, sustentam comunidades funcionalmente mais ricas e diversas, enquanto áreas mais homogêneas, como a floresta ombrófila mista, apresentam menor diversidade funcional.

Ambientes onde a composição estrutural da vegetação é mais complexa

oferecem maior disponibilidade de nichos e formas de se obter recursos do que ambientes menos complexos, acarretando uma maior variedade de funções desempenhadas pelas espécies dentro de uma comunidade, que por sua vez, resulta em maior diversidade funcional (Batalha et al. 2010; Benton et al. 2003). A Floresta Ombrófila Densa (DF) é considerada como habitat mais heterogêneo e complexo dentre os três tipos florestais da Mata Atlântica do sul do Brasil (Oliveira-Filho & Fontes 2000). Assim, os altos valores de FRic e FDis encontrados para espécies observadas na DF indicam que as espécies de aves presentes nesse habitat apresentam maior diversidade quanto as funções ecológicas desempenhadas dentro das comunidades, resultando em um espaço funcional maior, e que os traços funcionais dessas espécies se apresentam mais dispersos no espaço funcional, corroborando com a hipótese inicial de que esse habitat apresentaria maior diversidade funcional observada em comparação aos demais tipos florestais. Já a Floresta Ombrófila Mista (MF) apresentou os menores valores de FRic e FDis para espécies observadas, sugerindo um espaço funcional onde as funções ecológicas são mais sobrepostas, ou seja, mostra significativa redundância funcional das espécies, o que também segue a hipótese deste estudo. Corroborando com esta ideia, em seu trabalho de 2016, Bochio sugere que a MF apresenta ambientes mais homogêneos e uma maior redundância funcional quando comparada a DF e a Floresta Estacional Semidecidual (SF), o que está relacionado as baixas temperaturas que o habitat apresenta, que atuam como fator limitante. Por outro lado, a SF apresentou valores intermediários de FRic e FDis em comparação à DF e à MF, o que pode estar relacionado ao período de seca sazonal característico desse habitat durante o outono, sem as limitações impostas pelas baixas temperaturas.

Habitats como o da floresta ombrófila mista podem gerar intensa competição

entre espécies devido à limitação de recursos e às condições ambientais restritivas que limitam a sobrevivência e reprodução dos organismos. A MF é caracterizada por uma variação sazonal na temperatura, com a ocorrência de baixas temperaturas (com médias mínimas de 10°C) e geadas frequentes no inverno (Mazza et al. 2005), além de se encontrar limitada a altitudes elevadas, entre 800 e 1200 m a.n.m. Esses fatores abióticos combinados criam condições ambientais que, de acordo com Orians (1969), influenciam diretamente a riqueza e a composição específica de espécies do habitat. Essas características do ambiente limitam a presença de recursos, consequentemente limitando a ocorrência de diversas espécies. Nesse contexto, o princípio da exclusão competitiva descrito por Gause (1934) se aplica, indicando que espécies que compartilham os mesmos nichos ecológicos em locais com recursos limitados não conseguem coexistir devido à competição direta pelos mesmos recursos. Dessa forma, a teoria da filtragem ambiental assume um papel importante, pois as baixas temperaturas e altas altitudes da MF devem atuar como filtros, favorecendo a seleção de espécies com traços funcionais especializados a essas condições extremas, resultando em uma comunidade de espécies mais especializada e resiliente, moldada tanto pelos fatores abióticos quanto pela competição por sobrevivência entre as espécies.

Adicionalmente, as diferenças nos valores de FRic e FDis entre as comunidades observadas e previstas nos três habitats podem estar associadas a limitações inerentes ao próprio método de amostragem, que captura apenas parcelas do ambiente em momentos específicos. Embora os pontos de amostragem tenham sido escolhidos e distribuídos para representar a heterogeneidade do ambiente, as amostragens refletem apenas frações do habitat. Fatores como a presença de microhabitats não capturados pelas amostragens nos pontos-de-escuta e dificuldades

de amostragem de certos grupos de aves não-passeriformes — como o dos beija-flores (família Trochilidae) e dos rapinantes (ordens Accipitriformes, Cathartiformes, Falconiformes e Strigiformes) — devem ser considerados.

As aves de rapina estão entre os grupos de aves menos conhecidos, pois apresentam algumas características ecológicas que dificultam o estudo do grupo, tais como serem animais altamente territoriais, ocuparem extensos territórios de vida, ocorrer em baixas densidades populacionais por apresentarem baixas taxas de reprodução, se deslocarem rapidamente e tendência a serem pouco tolerantes à aproximação humana (Del Hoyo et al. 1994; Bierregaard, 1998; Ferguson-Lees & Christie, 2001; Meller, 2014). Na Mata Atlântica foi registrada a ocorrência de 74 espécies de aves de rapina (Menq, 2016). No entanto, as amostragens realizadas por Anjos e colaboradores totalizaram 15 espécies de rapinantes, distribuídas em três ordens: 8 Accipitriformes, 3 Falconiformes e 4 Strigiformes, o que evidencia a limitação do método de amostragem para determinados grupos. A ordem Cathartiformes, conhecida por incluir aves necrófagas como os urubus, não teve representantes registrados. Essa ausência pode estar relacionada a diferentes padrões de atividade das espécies dessa ordem, que deslocam-se prioritariamente por voo planado em elevadas altitudes utilizando de correntes termais, o que também pode dificultar sua detecção (Del Hoyo et al. 1994).

Os beija-flores, embora sejam mais abundantes em comparação aos rapinantes, são conhecidos por seu tamanho de corpo reduzido e metabolismo acelerado, que permite a realização de atividades intensas, como o voo pairado e movimentos rápidos (Suarez & Gass, 2002). Além disso, suas vocalizações, muitas vezes sutis e de alta frequência, nem sempre são percebidas e identificadas, tornando-os menos visíveis para os observadores (Ornelas et. al. 2002). Assim, tais

fatores podem dificultar a detecção dos beija-flores em campo. De acordo com Moreira-Lima (2013), na Mata Atlântica foram registradas a ocorrência de 42 espécies da família Trochilidae. Nesse contexto, nas amostragens realizadas por Anjos e colaboradores, 13 espécies de beija-flores foram registradas no total. Portanto, tais limitações do método podem ter influenciado na amostragem de espécies, resultando em valores de riqueza e dispersão funcional significativamente distintos entre as comunidades de aves observadas e previstas para os três tipos florestais do sul da Mata Atlântica.

Em geral, as diferenças observadas nos valores de diversidade funcional entre as espécies de aves das comunidades amostradas e previstas podem ser atribuídas tanto a características dos habitats quanto a limitações da metodologia de amostragem. A heterogeneidade e complexidade dos ambientes, como a Floresta Ombrófila Densa, favorecem uma maior variedade de funções ecológicas, enquanto habitats mais homogêneos, como a Floresta Ombrófila Mista, tendem a apresentar maior redundância funcional, pois oferecem menos disponibilidade de nichos ecológicos. Além disso, as limitações das amostragens, que capturam apenas parcelas do ambiente, e as características ecológicas particulares de grupos como rapinantes e beija-flores, que são difíceis de amostrar devido ao seu comportamento e características físicas, também podem influenciar nas diferenças observadas nos valores de diversidade funcional.

6. CONCLUSÕES

Os resultados apresentados neste trabalho sobre a diversidade funcional em comunidades de aves na porção sul da Mata Atlântica demonstram que a Floresta Ombrófila Densa abriga uma maior diversidade de funções ecológicas, resultado da

maior heterogeneidade ambiental do habitat. Em contraste, a Floresta Ombrófila Mista apresenta elevada redundância funcional devido às baixas temperaturas atuarem como filtro ambiental, restringindo a presença de espécies com traços funcionais menos adaptados. Já na Floresta Estacional Semidecidual, padrões intermediários de diversidade funcional podem estar associados às variações sazonais de disponibilidade de recursos. Além disso, nossos resultados mostram que mais de 50% da diversidade funcional pode ser caracterizada com amostragens locais utilizando pontos de escuta. Quer dizer, apesar de limitado, o método de amostragem por pontos de escuta pode ser útil para mostrar grandes diferenças em comunidades de aves da Mata Atlântica do sul do Brasil.

REFERÊNCIAS

- Almeida, B. A., Bochio, G. M., Calsavara, L. C., Marques, F. C., & dos Anjos, L. (2023). Seasonality in niche occupation revealed through bird community functional structure in the southern Atlantic rainforest. **Ibis**, **165**(3), 986-997.
- Anjos, L. (2007). A eficiência do método de amostragem por pontos de escuta na avaliação da riqueza de aves. **Ararajuba. Rev. Bras. Ornitol**, v. 15, n. 2, p. 239-243.
- Anjos, L., et al. (2010). Técnicas de levantamento quantitativo de aves em ambiente florestal: uma análise comparativa baseada em dados empíricos. **Ornitologia e Conservação. Ciência Aplicada, Técnicas de Pesquisa e Levantamento. Technical Books Editora, Rio de Janeiro, RJ**, p. 61-76.
- Anjos, L., et al. (2018). Distributions of birds and plants in ecoregions: Implications for the conservation of a neotropical biodiversity hotspot. **Austral Ecology**, v. 43, n. 7, p. 839-849.

Anjos, L., Collins, C. D., Holt, R. D., Volpato, G. H., Mendonça, L. B., Lopes, E. V., ... & Carvalho, J. (2011). Bird species abundance–occupancy patterns and sensitivity to forest fragmentation: implications for conservation in the Brazilian Atlantic forest. **Biological Conservation**, **144**(9), 2213-2222.

Anjos, L., Collins, C. D., Holt, R. D., Volpato, G. H., Lopes, E. V., & Bochio, G. M. (2015). Can habitat specialization patterns of Neotropical birds highlight vulnerable areas for conservation in the Atlantic rainforest, southern Brazil?. **Biological Conservation**, **188**, 32-40.

Anjos, L., Bochio, G. M., Medeiros, H. R., Almeida, B. D. A., Lindsey, B. R. A., Calsavara, L. C., ... & Domingues Torezan, J. M. (2019). Insights on the functional composition of specialist and generalist birds throughout continuous and fragmented forests. **Ecology and Evolution**, **9**(11), 6318-6328.

Antunes, A. Z. (2008). Diurnal and seasonal variability in bird counts in a forest fragment in southeastern Brazil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 25, p. 228-237.

Backes, A. (2009). Distribuição geográfica atual da Floresta com Araucária: condicionamento climático. **Floresta com Araucária: ecologia, conservação e desenvolvimento sustentável**, p. 39-44.

Barragán, F., et al. (2011). Negative impacts of human land use on dung beetle functional diversity. **PloS one**, v. 6, n. 3, p. e17976.

Batalha, M. A., Cianciaruso, M. V., Motta-Junior, J. C. (2010). Consequences of simulated loss of open cerrado areas to bird functional diversity. **Natureza & Conservação** 8: 1-5.

Begon, M., Harper, J. L., Townsend, C. R. (2005). **Ecology: individuals, populations and communities**. 4^{ed}. Blackwell Publishing, Boston, 738 p.

Benton, T.G., Vickery, J.A. e Wilson, J.D. (2003). Farmland biodiversity: is habitat heterogeneity the key? **Trends in ecology & evolution**. 18: 182-188.

- de Bello, F., Botta-Dukát, Z., Lepš, J., & Fibich, P. (2021). Towards a more balanced combination of multiple traits when computing functional differences between species. **Methods in Ecology and Evolution**, 12(3), 443-448.
- Bibby, C. J., Burguess, N. D., Hill, D. A. **Birds Census Techniques**. Academy Press, 1992.
- Bierregaard Jr, R. O. (1998). Conservation status of birds of prey in the South American tropics. **Journal of raptor research**, 32(1), 3.
- Blake, J. G. (1992). Temporal variation in point counts of birds in a lowland wet forest in Costa Rica. **The Condor**, v. 94, n. 1, p. 265-275.
- Blondel, J. (1981). Point counts with unlimited distance. **Stud Avian Biol**, v. 6, p. 414-420.
- Blondel, J., Ferry, C., & Frochot, B. (1970). La méthode des indices ponctuels d'abondance (IPA) ou des relevés d'avifaune par "stations d'écoute". **Alauda**, 38(1), 55-71.
- Bochio, G. M. (2016). Diversidade funcional de aves na Mata Atlântica. Tese (Doutorado em Biologia) – Universidade Estadual de Londrina, Londrina.
- Cadotte, M.W., Carscadden, K. & Mirotnick, N. (2011) Beyond species: functional diversity and the maintenance of ecological processes and services. **Journal of Applied Ecology**, 48 (5), 1079-1087.
- Calaça, A. M., & de Viveiros Grelle, C. E. (2016). Diversidade funcional de comunidades: discussões conceituais e importantes avanços metodológicos. **Oecologia Australis**, 20(4).
- Cianciaruso, M. V., Silva, I. A., & Batalha, M. A. (2009). Diversidades filogenética e funcional: novas abordagens para a Ecologia de comunidades. **Biota Neotropica**, 9, 93-103.
- Coster, G., Banks-Leite, C., & Metzger, J. P. (2015). Atlantic forest bird communities provide different but not fewer functions after habitat loss. **Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences**, 282(1811), 20142844.

Del Hoyo, J., Elliot, A., & Sargatal, J. (1994). Handbook of the birds of the world, Vol. II. **New world vultures to guineafowl.**

Ferguson-Lees, J., & Christie, D. A. (2001). **Raptors of the world.** Houghton Mifflin. New York.

Gaston, K. J., & Biodiversity, A. (1996). A biology of numbers and difference. **London, UK.**

Gause, G.F. (1934). The struggle for existence. **Ecology**, 16(4), 656-657

Gill, F. B. (2007). Ornithology. 3. ed. **New York: W. H. Freeman.** 763 p.

Gosler, A. (2004). Birds in the hand. **Bird ecology and conservation: a handbook of techniques**, p. 85-118.

Hu, G., Jin, Y., Liu, J., & Yu, M. (2014). Functional diversity versus species diversity: relationships with habitat heterogeneity at multiple scales in a subtropical evergreen broad-leaved forest. **Ecological research**, 29, 897-903.

Keyes, B. E., & Grue, C. E. (1982). Capturing birds with mist nets: a review. **North American Bird Bander**, 7(1), 1.

Kuebbing, S. E., Maynard, D. S., & Bradford, M. A. (2018). Linking functional diversity and ecosystem processes: A framework for using functional diversity metrics to predict the ecosystem impact of functionally unique species. **Journal of Ecology**, 106(2), 687-698.

Laliberté E, Legendre P. 2010. A distance-based framework for measuring functional diversity from multiple traits. **Ecology** 91, 299-305.

Lee, M. B., & Martin, J. A. (2017). Avian species and functional diversity in agricultural landscapes: does landscape heterogeneity matter?. **PloS one**, 12(1), e0170540.

Lepš, J., Bello, F. D., Lavorel, S., & Berman, S. (2006). Quantifying and interpreting functional diversity of natural communities: practical considerations matter.

Lima, L. M. (2013). Aves da Mata Atlântica: riqueza, composição, status, endemismos e conservação. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo.

Low, S. H. (1957). Banding with mist nets. **Bird-banding**, p. 115-128.

Luck, G. W., Lavorel, S., McIntyre, S., & Lumb, K. (2012). Improving the application of vertebrate trait-based frameworks to the study of ecosystem services. **Journal of Animal Ecology**, *81*(5), 1065-1076.

Luck, G. W., Carter, A., & Smallbone, L. (2013). Changes in bird functional diversity across multiple land uses: interpretations of functional redundancy depend on functional group identity. **PloS one**, *8*(5), e63671.

Mason, N. W., Mouillot, D., Lee, W. G., & Wilson, J. B. (2005). Functional richness, functional evenness and functional divergence: the primary components of functional diversity. **Oikos**, *111*(1), 112-118.

Magneville, C., Loiseau, N., Albouy, C., Casajus, N., Claverie, T., Escalas, A., ... & Villéger, S. (2022). mFD: an R package to compute and illustrate the multiple facets of functional diversity. **Ecography** (1).

Magurran, A.E. (2004). Measuring Biological Diversity. **Blackwell Publishing**, Oxford, 256 p.

Manzoli, E. C., Gaspar, L. P., Melo, M. A., Adorno, B. F., Ribeiro, M. C., & Piratelli, A. J. (2024). Forest cover and environment type shape functional diversity of insectivorous birds within the Brazilian Atlantic Forest. **Environmental Conservation**, *51*(2), 95-103.

Mazza, C. D. S., et al. (2005). Caracterização ambiental dos componentes estruturais da paisagem do município de Irati, Paraná.

Mekonen, S. (2017). Birds as biodiversity and environmental indicator. **Indicator**, *7*(21).

Meller, D. A. (2014). **Aves de rapina da mata do Alto Uruguai**.

Menq, W. (2016). Aves de rapina da Mata Atlântica. **Aves de rapina Brasil**.

Mittermeier, R. A., Turner, W. R., Larsen, F. W., Brooks, T. M., & Gascon, C. (2011). Global biodiversity conservation: the critical role of hotspots. **In Biodiversity**

hotspots: distribution and protection of conservation priority areas (pp. 3-22). Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg.

MMA – Ministério do Meio Ambiente. (2023). Plano de Ação Nacional para a Conservação das Aves da Mata Atlântica. Brasília: MMA.

Mouchet, M. A., Villéger, S., Mason, N. W., & Mouillot, D. (2010). Functional diversity measures: an overview of their redundancy and their ability to discriminate community assembly rules. **Functional Ecology**, 24(4), 867-876.

Morellato, L. P. C., & Haddad, C. F. (2000). Introduction: The Brazilian Atlantic Forest 1. **Biotropica**, 32(4b), 786-792.

Oliveira-Filho, A. T., & Fontes, M. A. L. (2000). Patterns of floristic differentiation among Atlantic Forests in Southeastern Brazil and the influence of climate 1. **Biotropica**, 32(4b), 793-810.

Oliveira, H. S., Barreto, I. A., & Anjos, L. (2023). Temporal beta diversity of bird species using the point count method indicates predominance of turnover over nestedness in an Atlantic Forest site. **Ornithology Research**, 31(4), 265-273.

Orians, G.H. (1969). The number of bird species in some tropical forests. **Ecology** 50(5):783- 801.

Ornelas, J. F., González, C., & Uribe, J. (2002). Complex vocalizations and aerial displays of the Amethyst-throated Hummingbird (*Lampornis amethystinus*). **The Auk**, 119(4), 1141-1149.

Pakeman, R. J. (2011). Functional diversity indices reveal the impacts of land use intensification on plant community assembly. **Journal of Ecology**, 99(5), 1143-1151.

Petchey, O. L., & Gaston, K. J. (2006). Functional diversity: back to basics and looking forward. **Ecology letters**, 9(6), 741-758.

Pigot, A. L., Trisos, C. H., & Tobias, J. A. (2016). Functional traits reveal the expansion and packing of ecological niche space underlying an elevational diversity gradient in passerine birds. **Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences**, 283(1822), 20152013.

Pizo, M. A., & Tonetti, V. R. (2020). Living in a fragmented world: Birds in the Atlantic Forest. **The Condor**, **122**(3), duaa023.

Souza, A. L. (2017). Fatores determinantes na estruturação da comunidade de aves em floresta estacional semidecidual no norte do Paraná. Dissertação (Mestrado em Biologia) – Universidade Estadual de Londrina, Londrina.

Suarez, R. K., Gass, C. L. (2002). Hummingbird foraging and the relation between bioenergetics and behavior. **Comparative Biochemistry and Physiology Part A**. **133**: 335-343.

Tilman, D. (2001). Functional diversity. Encyclopedia of biodiversity. **Elsevier, New York**, p. 109-120.

Tobias, J. A., et al. (2022). AVONET: morphological, ecological and geographical data for all birds. **Ecology Letters**, v. 25, n. 3, p. 581-597.

Tomaz, V. C., & Alves, M. A. S. (2009). Comportamento territorial em aves: regulação populacional, custos e benefícios. **Oecologia Brasiliensis**, **13**(1), 132-140.

Vandewalle, M., De Bello, F., Berg, M. P., Bolger, T., Dolédec, S., Dubs, F., ... & Woodcock, B. A. (2010). Functional traits as indicators of biodiversity response to land use changes across ecosystems and organisms. **Biodiversity and Conservation**, **19**, 2921-2947.

Vielliard, J. M. E., et al. (2010). Levantamento quantitativo por pontos de escuta e o Índice Pontual de Abundância (IPA). **Ornitologia e Conservação. Ciência Aplicada, Técnicas de Pesquisa e Levantamento**, p. 47-60.

Vielliard, J. M. E., & Silva, W. R. (1990). Nova metodologia de levantamento quantitativo da avifauna e primeiros resultados no interior do Estado de São Paulo, Brasil. **Anais do IV Encontro Nacional de Anilhadores de Aves, Recife**, 117-151.

Villéger, S., Mason, N. W., & Mouillot, D. (2008). New multidimensional functional diversity indices for a multifaceted framework in functional ecology. **Ecology**, **89**(8), 2290-2301.

Volpato, G. H., et al. (2009). The use of the point count method for bird survey in the Atlantic forest. **Zoologia (curitiba)**, v. 26, p. 74-78.

R Core Team. 2020. R: A Language and Environment for Statistical Computing. Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing.

Rezende, C. L., Scarano, F. R., Assad, E. D., Joly, C. A., Metzger, J. P., Strassburg, B. B. N., ... & Mittermeier, R. A. (2018). From hotspot to hopespot: An opportunity for the Brazilian Atlantic Forest. **Perspectives in ecology and conservation**, 16(4), 208-214.

Ribon, R. (2010). Amostragem de aves pelo método de listas de Mackinnon. **Ornitologia e conservação: ciência aplicada, técnicas de pesquisa e levantamento. Technical Books, Rio de Janeiro**, p. 33-44.

Roos, A. L. (2010). Capturando Aves. **Ornitologia e conservação: ciência aplicada, técnicas de pesquisa e levantamento. Technical Books, Rio de Janeiro**, p. 79-104.

Wilman, H., Belmaker, J., Simpson, J., de la Rosa, C., Rivadeneira, M. M., & Jetz, W. (2014). EltonTraits 1.0: Species-level foraging attributes of the world's birds and mammals: Ecological Archives E095-178. **Ecology**, 95(7), 2027-2027.