

UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ

BRUNO HENRIQUE GROLI CARVALHO

INFLUÊNCIA DA ESTRUTURA DO HABITAT SOBRE A
COMUNIDADE DE AVES FLORESTAIS NO LITORAL DO
PARANÁ

PONTAL DO PARANÁ

2019

BRUNO HENRIQUE GROLI CARVALHO

INFLUÊNCIA DA ESTRUTURA DO HABITAT SOBRE A
COMUNIDADE DE AVES FLORESTAIS NO LITORAL DO
PARANÁ

Dissertação apresentada ao Curso de Mestrado em Sistemas Costeiros e Oceânicos, Setor de Ciências da Terra da Universidade Federal do Paraná, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre. Área de concentração: Biologia e Ecologia de Sistemas Oceânicos e Costeiros.

Orientador: Prof. Dr. Luiz Augusto Macedo
Mestre

PONTAL DO PARANÁ

2019

CATALOGAÇÃO NA FONTE:
UFPR / SiBi - Biblioteca do Centro de Estudos do Mar
Fernanda Pigozzi – CRB 9/1151

C331i Carvalho, Bruno Henrique Grolli
Influência da estrutura do habitat sobre a comunidade de aves florestais no litoral do Paraná. / Bruno Henrique Grolli Carvalho. – Pontal do Paraná, 2019.
58 f.: il.; 29 cm.

Orientador: Prof. Dr. Luiz Augusto Macedo Mestre.

Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Sistemas Costeiros e Oceânicos, Centro de Estudos do Mar, Universidade Federal do Paraná.

1. Aves - habitat. 2. Avifauna - Brasil. 3. Aves – Brasil. I. Título. II. Mestre, Luiz Augusto Macedo. III. Universidade Federal do Paraná.

CDD 598



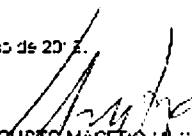
MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO
SECRETARIA DE EDUCAÇÃO SUPERIOR
UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM SISTEMAS COSTEÍROS
E OCEÂNICOS - 4001-018054F8

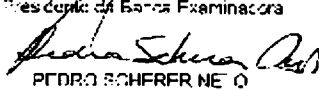
TERMO DE APROVAÇÃO

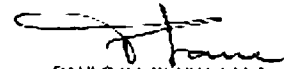
Os membros da Banca Examinadora designada pelo Colegiado do Programa de Pós-Graduação em SISTEMAS COSTEÍROS E OCEÂNICOS da Universidade Federal do Paraná foram convocados para realizar a avaliação da Dissertação de Mestrado de **BRUNO HENRIQUE GROLI CARVALHO**, intitulada: **INFLUÊNCIA DA ESTRUTURA DO HABITAT SOBRE A COMUNIDADE DE AVES FLORESTAIS NO LITORAL DO PARANÁ**, após terem incurrido no ato e realizado a avaliação do trabalho, não de parecer por a sua aprovação no ato de defesa.

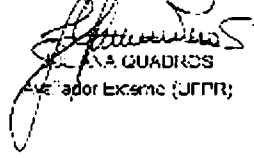
A outorga do título de Mestre está sujeita à homologação pelo Colegiado, ao atendimento de todas as condições e correções solicitadas pela banca, e ao pleno atendimento das demandas regimentais do Programa de Pós-Graduação.

Curitiba, 29 de Março de 2017.


LUIZ AUGUSTO MACEDO MESIRE
Presidente da Banca Examinadora


PEDRO SCHERRER NETO
Avaliador Externo (UFPR)


PAULO DA CUNHA LAPA
Avaliador Interno (UFPR)


JULIANA QUADROS
Avaliador Externo (UFPR)

Agradecimentos

A minha família, por tudo.

A minha mãe, que me fez biólogo.

A Juliana Rechetelo e Luiz Mestre que tornaram possível o desenvolvimento deste trabalho com todo o apoio na concepção do projeto, orientação, análise dos dados.

Os amigos Dieter Liebsch, Leandro Corrêa, Priscila K. Ribeiro pelas preciosas discussões e contribuições a essa pesquisa.

A Pedro Scherer-Neto, grande ornitólogo, inspiração e exemplo para todos que seguem o caminho das penas. Um certo dia ele me convidou para sair por aí para ver uns passarinhos, ainda não paramos!

A PSN A Foundation, por me incluir nesse incrível grupo de entusiastas da natureza. E por todas as oportunidades e conhecimento compartilhado.

Ao programa de Pós-Graduação em Biologia e Ecologia de Sistemas Oceânicos e Costeiros do Centro de Estudos do Mar (CEM/UFPR) por todo apoio acadêmico durante a realização do meu mestrado.

A Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela bolsa de estudo concedida.

A *American Ornithological Society*, pelo financiamento que possibilitou a realização desse estudo.

Ao ICMBio e toda equipe do Parque Nacional de Saint-Hilaire/Lange, pelas licenças concedidas e apoio na realização desse projeto.

Aos voluntários Aline Cristina da Silva Messias, Amanda Modesti, Andrieli Ribas, Elliezer de Lima, Laiza Cabral Faria, Lorena M. de Freitas, Pâmela Luana Poplade, João Pedro Antunes, Juliane Nonato, Reinaldo Dutra, Sandryne Dias Ferreira e Vinícius Lino que não mediram esforços para a realização dos exaustivos trabalhos de campo.

A todos, o meu muito obrigado!

RESUMO

O conhecimento sobre a interação da avifauna e seu ambiente, e de como as características estruturais do habitat influenciam na maneira em que a comunidade de aves se altera ao longo de formações vegetacionais contribui para a compreensão dos processos ecológicos que auxiliam na manutenção da diversidade. Considerando que a complexidade estrutural do habitat afeta a diversidade e abundância das aves no ambiente o presente estudo tem como objetivos: 1) Determinar quais estruturas chave do habitat tem maior relação com a presença, abundância, riqueza diversidade filogenética e diversidade funcional das espécies nas comunidades observadas; 2) Testar se a abundância de aves insetívoras, frugívoras e nectarívoras está diretamente relacionada a algumas estruturas chave, como quantidade de bromélias, troncos caídos e densidade de sub-bosque. Para amostrar a comunidade de aves utilizamos o método de pontos de contagem de dez minutos com raio de 50 metros. Os pontos foram realizados em áreas de Floresta Atlântica do Litoral do Paraná. Todos os táxons registrados foram classificados em um ou mais grupos funcionais com base na preferência alimentar, estrato de forrageamento, estratégia de forrageamento, interação com bandos mistos e massa corporal. A partir da avaliação *in situ*, cada ponto amostral foi caracterizado quanto à complexidade estrutural (altura do dossel, características das árvores, estrutura do sub-bosque, cobertura do solo, presença de bromélias). Analisamos os dados relacionando riqueza, abundância e os índices de diversidade em relação as estruturas da complexidade estrutural do habitat. Nos locais com mais árvores com muitas de bromélias observamos um maior número de indivíduos e espécies de aves. A diversidade funcional também foi menor em áreas com mais troncos caídos. Os resultados obtidos mostraram que bromélias são estruturas chave do ambiente que influenciam significativamente a abundância e riqueza de aves. Também propomos que florestas em avançado estágio de desenvolvimento são importantes para a manutenção da diversidade de aves da Floresta Atlântica.

Palavras-chave: Avifauna, bromélias, estrutura chave, Floresta Atlântica.

ABSTRACT

Knowledge about the interaction of birds and its environment and how the structural features of habitat influence the way in which the bird community changes along vegetative formations contributes to understanding the ecological processes that help maintain diversity. Considering that the structural complexity of habitat affects the diversity and abundance of birds in the environment, the present study aims to: 1) Determine which key habitat structures have a greater relationship with the presence and abundance, richness, phylogenetic and functional diversity; 2) Testing whether the abundance of insectivorous birds, abundance of frugivorous and nectarivorous birds is directly related to some key structures, such as bromeliads, fallen logs and sub-forest density. To sample the bird community we used the method of counting points of 10 minutes with a radius of 50 meters of species inclusion. The points were made on the Paraná Coast in the Atlantic Rain Forest. All registered taxa were classified into one or more functional groups based on food preference, foraging stratum, foraging strategy, interaction with mixed flocks and body mass. From the in situ evaluation, each sampling point was characterized in terms of structural complexity (canopy height, tree characteristics, understory structure, soil cover, bromeliad presence). We analyzed the data relating wealth, abundance and diversity indexes in relation to the habitat structure. In sites with more trees with many bromeliads we observed a greater number of individuals and species of birds. This relationship was negative for phylogenetic diversity in places where the trees had few bromeliads. Functional diversity was also lower in areas with more fallen trunks. The results obtained showed that bromeliads are keystone structures of the environment that significantly influence the abundance and richness of birds. We also propose that forests in an advanced stage of development are important for the maintenance of the diversity of birds in the Atlantic Forest.

Keywords: Birds, bromeliads, keystone structure, Atlantic Forest.

SUMÁRIO

1 - Introdução	9
2 - Materiais e método	13
2.1 Área de estudo	13
2.2 Comunidade de aves	14
2.3 Índices de Diversidade Filogenética	15
2.5 Índices de Diversidade Funcional	16
2.6 Estrutura do habitat	18
2.7 Testes de hipóteses	22
3 – Resultados	23
3.1 – Descrição da comunidade de aves	23
3.3.1 - Abundância e Riqueza	25
3.5 Diversidade Funcional	31
3.6 Testes de hipóteses	33
4 - Discussão	35
5 - Referências	39
6 - Apêndices	45

1 - Introdução

Os estudos das relações entre as comunidades biológicas e as variáveis ambientais são importantes bases para teorias ecológicas e um tema central na biologia da conservação (MacArthur e MacArthur 1961; Terborgh et al. 1990; Jetz et al. 2012). A composição e estrutura do ambiente são fatores determinantes da comunidade biológica e podem ser utilizados para inferir o estado de conservação de determinada área (Terborgh 1971; Goerck 1999; Lomolino 2001; Blake 2007). Na maioria dos habitats terrestres, as plantas determinam a estrutura física e complexidade estrutural e, portanto, influenciam a distribuição da fauna local (Wiens 1976; McCoy e Bell 1991; Block e Brennan 1993). Geralmente locais com as estruturas mais complexas oferecem mais oportunidades para a fauna explorar os recursos, aumentando também a complexidade da assembleia em questão (Bazzaz 1975; Tews et al. 2004; Coelho et al. 2016). Considerando que complexidade estrutural não está necessariamente relacionada ao estado de conservação, mostra-se importante quantificar e indicar estruturas chave que contribuem para aumentar a complexidade da comunidade biológica.

As relações entre complexidade estrutural e biológica foram descritas para comunidades de invertebrados e vertebrados, onde apresentaram maior riqueza nos ambientes considerados como mais complexos estruturalmente (Goerck 1999; Martins et al. 2011). Apesar da relação positiva entre heterogeneidade de habitat e riqueza ser bem documentada, uma revisão sobre o tema mostrou diferentes respostas, onde esta relação pode depender do grupo estudado, do parâmetro vegetacional mensurado e da escala espacial (Tews et al. 2004). Além disso, cada grupo de espécies dependerá de características estruturais específicas da vegetação e que a presença de certas características estruturais possa ser detectada em um determinado recorte espacial (Tews et al. 2004). Bons exemplos destas relações foram registrados para o grupo das aves, onde estudos em diferentes continentes demonstram a relação entre a estrutura do habitat e a comunidade de aves (Watson et al. 2004; Raman 2006).

As regiões sujeitas à mesma história de ocupação de espécies possuem a estrutura do habitat como um determinante da riqueza e diversidade da fauna (MacArthur e Cody 1966). Essa definição tem sido utilizada para descrever os

diferentes aspectos da comunidade que podem influenciar no funcionamento dos ecossistemas (Tilman 2001; Díaz e Cabido 2001). As estruturas das árvores, quantidade de epífitas ou cobertura do solo podem ser consideradas elementos chave para ocorrência de algumas espécies pois são importantes para viabilizar recursos, refúgio e/ou locais para reprodução (Tews et al. 2004). Essa é uma importante relação, onde a complexidade estrutural da floresta pode ser considerada como um determinante para a presença de algumas espécies (MacArthur e MacArthur 1961).

As comparações entre comunidades biológicas podem ser baseadas em métricas diretas (como riqueza e abundância) e métricas derivadas ou índices (diversidade). As métricas como riqueza e abundância são mais diretas e por consequência, mais simplificadas, porém variam de acordo com o número de amostras e dependência de espécies mais raras, por este motivo, em alguns casos não são informativas suficientemente. Os chamados índices de diversidade são amplamente utilizados em estudos ecológicos e auxiliam na obtenção de um panorama mais completo acerca da comunidade (Krebs 1989; Magurran 2013). Nesse contexto, índices de diversidade que incluem determinadas variáveis e trazem mais detalhes as comparações mostrando relações filogenéticas, relações funcionais e a importância ecológica de cada espécie (Petchey e Gaston 2006a; Cianciaruso et al. 2009; Magurran 2013). Essas métricas apresentam melhor desempenho do que a riqueza de espécies como preditores da função e resiliência do ecossistema (Flynn et al. 2011).

A diversidade filogenética considera a relação filogenética entre as espécies, sendo uma comunidade mais diversa aquela que possui espécies filogeneticamente mais distintas (Cianciaruso et al. 2009; Cadotte 2011; Magurran 2013). Essa medida pode ser usada para avaliar processos ecológicos que organizam a comunidade uma vez que comunidades ecológicas são assembleias de espécies que interagem potencialmente uma com a outra (Cianciaruso et al. 2009). Essas interações são parte de processos ecológicos e evolutivos contínuos que diferenciam as comunidades (Leibold 1998; Ackerly 2003). Comunidades mais distintas filogeneticamente propiciam uma maior diversificação de traços funcionais acumulados ao longo desse processo, favorecendo a complementariedade no uso dos recursos (Flynn et al. 2011; Cadotte 2011).

O conjunto dos traços funcionais de cada espécie e a maneira como essas características interagem com o funcionamento das comunidades é considerado diversidade funcional (Tilman 2001; Petchey e Gaston 2002, 2006a). Medir a diversidade funcional significa medir a diversidade de atributos ecológicos e morfológicos, componentes dos fenótipos dos organismos, que influenciam a dinâmica da comunidade (Cianciaruso et al. 2009). A partir da classificação dessas características, podemos apontar diferentes classes funcionais dentro de um conjunto de espécies, chegando a uma medida de diversidade funcional dessa comunidade (Petchey e Gaston 2006b).

Por este motivo é importante relacionar como a estrutura do habitat afeta a diversidade funcional e filogenética, que representam a história evolutiva e as funções ecológicas associadas das comunidades biológicas (Bregman et al. 2016; Jarzyna e Jetz 2016). Como tal, as comunidades filogeneticamente e funcionalmente diversas preservam melhor as linhagens únicas auxiliando na estabilidade do ecossistema (Cadotte et al. 2011). Essas métricas se mostram cada vez mais importantes para descrever e comparar comunidades podendo ser diretamente relacionadas a conservação de ambientes complexos e altamente ameaçados como as Florestas Tropicais. Assim, as comunidades filogeneticamente e funcionalmente diversas preservam melhor as linhagens únicas auxiliando na estabilidade do ecossistema (Cadotte et al. 2011).

A Floresta Atlântica é um dos biomas mais ameaçados, sendo considerados de grande importância conservacionista (Myers et al. 2000). Além disso, sua grande heterogeneidade está evidenciada em uma complexa estrutura vegetal e conseqüentemente um grande número de espécies animais (Stotz et al. 1996; Sick 1997; Roderjan et al. 2002). O domínio da Floresta Atlântica abriga uma rica avifauna, com a ocorrência prevista de 890 espécies ocorrentes nesta formação florestal. Além de um expressivo número de endemismos, que somam 213 espécies. (Lima 2013). Dentre estas, 513 espécies são dependentes de formações florestais. Assim como a riqueza, o número de espécies ameaçadas também é elevado, do total de espécies de aves sob algum grau de ameaça no Brasil, 98 táxons ocorrem no domínio da Floresta Atlântica (Silveira e Straube 2008; Lima 2013) No litoral Paranaense a Floresta Atlântica apresenta trechos em bom estado de conservação. É composta por diferentes fitofisionomias incluindo Formações Pioneiras com

Influência Marinha, Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas e a Floresta Ombrófila Densa Submontana (Roderjan et al. 2002). A estrutura da vegetação arbórea se altera ao longo de um gradiente entre essas fitofisionomias, assim como a distribuição de plantas epífitas (Fischer 1994, Kersten e Silva 2001; Kersten 2009). Estes números destacam a grande relevância da Floresta Atlântica como um dos ecossistemas mais diversos do planeta (Marini e Garcia 2005; Lima 2013).

Com base nesse conhecimento, mostra-se importante o estudo das relações entre a comunidade de aves e a influência das características ambientais da Floresta Atlântica. Neste estudo sugerimos que: 1) A estrutura da comunidade de aves difere ao longo da floresta em decorrência da presença e abundância de estruturas do habitat; 2) O aumento da complexidade estrutural do hábitat favorece o aumento da diversidade de aves. Os resultados deste estudo ajudarão a compreender quais características do hábitat influenciam na estrutura e distribuição da comunidade de aves nas diferentes fitofisionomias estudadas. Uma vez que diferentes habitats podem ser importantes para a manutenção da biodiversidade em uma escala regional (Davidar et al. 2001). Estudos como este são parte da importante base científica que subsidia medidas de planejamento do uso da terra, refletindo na conservação das aves do Litoral Paranaense.

2 - Materiais e método

2.1 Área de estudo

Realizamos a coleta de dados no litoral norte do Estado do Paraná, região sul do Brasil. Os pontos de coletas estão distribuídos ao longo da face oeste do Parque Nacional de Saint-Hilaire/Lange (PNSHL) e no seu entorno (Figura 1). O clima é subtropical úmido (Köppen's Cfa), com uma temperatura média acima de 18°C, alta umidade (média 85%) e com precipitação anual entre 2000 e 3500 mm (Ferretti e de Britez 2006; Maack 1981). A região está no domínio da Floresta Atlântica, entre oceano atlântico a leste e a Cordilheira Serra do Mar a oeste, na ecorregião das florestas costeiras da Serra do Mar (Bigarella 2001). A alta diversidade e exuberância florística mostra a influência direta das massas de ar quente e úmido do oceano atlântico e pelas chuvas relativamente intensas e bem distribuídas ao longo do ano (Roderjan et al. 2002, Kersten e Silva 2001). Na área de estudos dois tipos vegetacionais se destacam, a Floresta Ombrófila Densa Submontana, que predomina no interior do PNSHL e a Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas, que ocorre na planície continua ao limite oeste do PNSHL.

A Floresta Ombrófila Densa Submontana ocorre em combinação com solos de origem continental (Argissolos, Latossolos e Cambissolos), geralmente são mais profundos e férteis, condições que favorecem a grande diversidade vegetal. O dossel é estratificado e pode atingir 35 m. Essa formação ocorre predominantemente entre 20 m e 600 m de altitude (Roderjan et al. 2002). A Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas, segundo Roderjan et al. (2002), é o principal tipo vegetacional presente na planície litorânea paranaense. Abrange as formações florestais distribuídas sobre sedimentos quaternários de origem marinha, sendo predominante entre o nível do mar e 20 m de altitude. A estrutura e composição desse tipo vegetacional variam de acordo com o regime hídrico dos solos, do estágio de desenvolvimento da floresta, podendo atingir 25 m de altura.

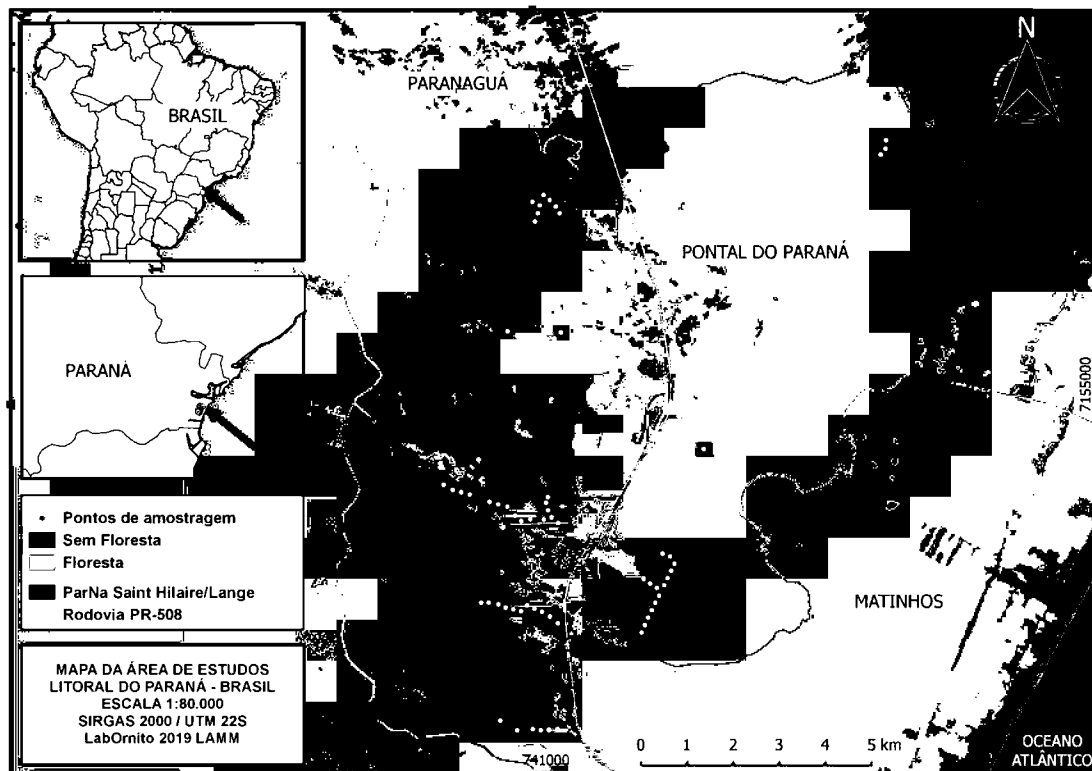


Fig. 1 - Mapa com a localização da área de estudo, os pontos em azul correspondem aos pontos amostrados no Parque Nacional Saint Hilaire/Lange e entorno, litoral do Estado do Paraná.

2.2 Comunidade de aves

Para estimar a riqueza e abundância de aves, coletamos dados em campo entre os meses de janeiro e maio de 2018. Utilizamos o método quali-quantitativo de amostragem por pontos de contagem (Vielliard e Silva 1990; Bibby 2000; Vielliard et al. 2010). Na área de estudo foram distribuídas 82 unidades amostrais (pontos de contagem de dez minutos realizados apenas uma vez). Os pontos de contagem obedeceram à distância de no mínimo 150 m entre si, para minimizar as chances do mesmo indivíduo ser contado em mais de uma vez (Vielliard et al. 2010). Para a delimitação da unidade amostral, registramos todas as espécies detectadas num raio de 50 m, o tempo de permanência em cada ponto foi de dez minutos (Vielliard et al. 2010). Distribuímos os pontos ao longo de trilhas pré-existentes nos diferentes tipos vegetacionais predominantes na região, sendo 48 pontos alocados em área de Floresta Ombrófila densa Submontana e 34 alocados em Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas. A amostragem foi realizada entre as 5:00 horas e 10:30 horas, desde as primeiras horas da manhã até o horário de maior atividade das aves, que geralmente

se estende por três ou quatro horas após o nascer do sol. A contagem teve início antes do amanhecer a partir da primeira vocalização registrada (Vielliard et al. 2010).

Para auxiliar na identificação utilizamos binóculo Nikon Monarch 8x42. Espécimes não identificados em campo, quando possível, foram fotografados e seu canto foi gravado para posterior identificação, para isso utilizamos máquina fotográfica digital Canon 7D, lente Canon 300mm f/4, gravador digital Zoom H4n e microfone unidirecional Senheiser ME 66. Para auxiliar na diagnose das espécies registradas utilizamos guias de identificação visual (Van Perlo 2009, Ridgely e Tudor 2009), assim como bancos de dados digitais para a comparação de vocalizações (<http://www.xeno-canto.org>). A nomenclatura científica das espécies segue o estabelecido pela *American Ornithological Society* (Renssen et al. 2017). Os nomes populares seguem o proposto pelo Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos (Piacentini et al. 2015). As espécies consideradas endêmicas do bioma foram classificadas com base na revisão de Lima (2013). Para apontar as espécies endêmicas que ocorrem predominantemente na Serra do Mar e planície litorânea do Paraná utilizamos os dados sobre a distribuição das espécies em literatura especializada (Ridgely et al. 1989; Ridgely e Tudor 1994; del Hoyo et al. 2019), assim como bancos de dados digitais (www.wikiaves.com.br, www.ebird.com). As aves de interesse conservacionista sob algum grau de ameaça foram classificadas em nível nacional com base no Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção: Volume III – Aves (ICMBio 2018), e no âmbito internacional com base na Lista Vermelha da União Internacional para a Conservação da Natureza e dos Recursos Naturais (IUCN 2018).

2.3 Índices de Diversidade Filogenética

As métricas filogenéticas foram calculadas com base em uma matriz de dados organizados pelo número de indivíduos de cada espécie de ave observada em cada um dos 82 pontos de amostragem. Destes dados, foram extraídas as árvores filogenéticas da base de dados do projeto *birdtree.org* (Jetz et al. 2012). Foram utilizadas 250 árvores baseadas nos estudos de Hackett et al. (2008) e 250 árvores baseadas nos dados de Ericson et al. (2006), disponíveis em *birdtree.org* (Jetz et al. 2012). Cada árvore representa uma única hipótese da relação evolutiva entre as espécies de aves de nossas comunidades amostradas.

Usando essas árvores, calculamos seis métricas de diversidade filogenética e uma de distinção evolutiva local para cada local usando o pacote *picante* (Kembel et al. 2010) no software R (Jetz et al. 2012, 2014). 1) Diversidade filogenética (PD), representando a história evolutiva total na comunidade amostrada; 2) Tamanho do efeito padrão da PD (sesPD), que é PD levando em conta a riqueza de espécies, calculada a partir da PD da comunidade observada e PD de comunidades nulas com igual riqueza de espécies; 3) Distância média entre pares (MPD), a distância média em uma árvore filogenética entre todos os indivíduos em uma comunidade, onde distâncias maiores significam uma distribuição mais ampla de espécies entre os clados; 4) Tamanho de efeito padrão de MPD (sesMPD), MPD levando em conta a riqueza de espécies; 5) A distância média do táxon mais próximo (MNTD), a distância média entre os indivíduos e seus parentes evolutivos mais próximos, valores mais altos sugerem que indivíduos intimamente relacionados não co-ocorrem na comunidade amostrada; 6) Tamanho do efeito padrão do MNTD (sesMNTD), MNTD levando em conta a riqueza de espécies; e 7) Distinção evolutiva (DE), a história evolutiva representada por uma espécie na árvore filogenética.

2.5 Índices de Diversidade Funcional

Atribuímos para cada espécie características relacionadas a sua interação com o ambiente e que de alguma forma podem afetar o funcionamento do ecossistema (Flynn et al. 2009). Com metodologia semelhante a diversidade filogenética, portanto comparável a citada acima, foram gerados dendrogramas baseados nas características funcionais entre as espécies e os pontos de amostragem. Dentre estas características, consideramos três categorias: hábito alimentar, morfologia e comportamentais (Tabela 1). A matriz de características foi construída com dados disponíveis em literatura (Ridgely et al. 1989; Ridgely e Tudor 1994, 2009; Sick 1997; Wilman et al. 2014; del Hoyo et al. 2019) e complementada com observações em campo. A preferência alimentar e o estrato utilizado para forrageamento foi considerado predominante quando este representa mais de 70% do hábito da espécie, segundo Wilman et al. (2014). A estratégia de forrageamento foi baseada predominantemente por observações em campo.

Tabela 1 – Características funcionais atribuídas para cada espécie, com base em suas características ecológicas e morfológicas. Classificação baseada na guilda alimentar e na preferência alimentar morfológica e traços comportamentais.

Características		Categorias
Hábito alimentar	Guilda alimentar	insetívoro, omnívoro, granívoro, frugívoro/nectarívoro
	Preferência alimentar	invertebrados, mamíferos/aves, répteis/anfíbios, frutas, néctar, sementes,
Morfologia		Comprimento total e peso médio.
Comportamental	Estratégia de forrageamento	Ciscar/cavar/revirar o ambiente em busca de alimento. Coletores, percorrem o ambiente catando o alimento. Apanhadores, arremetem em perseguição a presa (Ex. papa-moscas).
	Estrato preferencial de forrageamento	Solo, utilizam o solo na busca de alimentos. Sub-bosque, utilizam a vegetação de até 2m de altura. Intermediário, utilizam a vegetação acima do sub-bosque, mas abaixo da copa. Copa, estrato superior da vegetação

Calculamos seis métricas derivadas de uma abordagem baseada em dendrogramas funcionais. Esta abordagem utiliza árvores equivalentes tanto para a diversidade filogenética quanto funcional baseada nas distâncias entre os táxons (análogos a uma árvore filogenética). Esse método equivalente faz comparações mais confiáveis entre todas as métricas (Petchey e Gaston 2002). Nós usamos as seguintes métricas; 1) Diversidade funcional (FD), representando a diversidade de características na comunidade amostrada; 2) Tamanho de efeito padrão de DF (sesFD), que é FD levando em conta a riqueza de espécies, calculada a partir de DF da comunidade observada e DF de comunidades nulas com igual riqueza de espécies; 3) Distância média funcional (fMPD), a distância média em um dendrograma funcional entre todos os indivíduos de uma comunidade, onde distâncias maiores significam mais dissimilaridades funcionais; 4) Tamanho de efeito padrão do fMPD (sesfMPD), fMPD levando em conta a riqueza de espécies; 5) Distância do Táxon Mais Próximo do Funcional (fMNTD), a distância média entre os indivíduos o seu parente funcional mais próximo, valores mais altos sugerem que indivíduos relacionados não co-ocorrem na comunidade amostrada; e 6) Tamanho de efeito padrão de fMNTD (sesfMNTD), fMNTD levando em conta a riqueza de espécies. Os índices de

diversidade funcional derivados do dendrograma funcional foram calculados usando o pacote *picante* (Kembel et al. 2010). A distância de cada ramo do dendrograma foi calculada usando a matriz de distância de dissimilaridade de Gower (Gower 1971).

2.6 Estrutura do habitat

A heterogeneidade do habitat pode ser descrita nos ambientes florestais a com base na distribuição vertical e horizontal da vegetação e suas diferenças estruturais como estrutura de sob-bosque, densidade e a altura de diferentes camadas de vegetação, a porcentagem de cobertura de cada camada (Tews et al. 2004; McElhinny et al. 2005). Para a avaliação da estrutura do hábitat delimitamos uma parcela de 10m X 10m (100 m²) nos mesmos locais onde foi realizado cada um dos 82 pontos de contagem de aves. No interior de cada parcela avaliamos como variáveis diferentes componentes da estrutura do ambiente que podem ser relevantes para aves florestais.

Medimos com fita métrica todas as árvores com circunferência do tronco superior a 10 cm, medida da circunferência na altura do peito - CAP (aproximadamente 1,30 m do solo). Para as análises utilizamos a média da CAP em cada ponto, também separamos as árvores em três classes de CAP: entre 10 e 30 cm, entre 30 e 50 cm e mais de 50 cm. Também consideramos a menor e a maior medida de CAP em cada ponto. O número total de árvores com CAP \geq 10 cm no interior da parcela. A altura de cada árvore foi estimada, sempre pelo mesmo observador. Para as análises utilizamos a média da altura para cada ponto, também separamos as árvores em três classes de altura: até 3,9 m, entre 4 m e 9,9 m, mais de 10 m. Também consideramos a menor e a maior altura registrada em cada ponto. A partir das medidas de CAP e altura estimamos o volume de árvores e troncos vivos no interior de cada parcela. Contabilizamos as árvores mortas, consideramos árvores mortas aquelas sem sinal de vida, como folhas ou brotações e que ainda se encontravam em pé no interior da parcela. Essas também foram quantificadas, tiveram a sua altura estimada e o CAP aferido.

Avaliamos visualmente cada árvore no interior da parcela quanto a porcentagem do tronco e copa cobertos por bromélias. Essa informação foi separada em classes, onde consideramos as árvores com tronco e copa com menos de 10%, entre 10% e 50% e mais de 50% da sua área visível coberta por bromélias. Para

avaliar a complexidade estrutural do sub-bosque utilizamos um banner de 1m x 1m, dividido em 100 quadrados, posicionado 0,5 m acima do solo. O observador posicionado estaticamente a 10 m, na lateral oposta da parcela, avaliou quantos quadrados não foram obstruídos pelas estruturas presentes no sub-bosque, consideramos obstruídos os quadrados em que as estruturas obstruíram a visualização de 50% ou mais do mesmo. Essa medida foi tomada em duas laterais opostas, o número de quadrados visíveis sem obstrução foi considerada a porcentagem de visibilidade. A média dos valores obtidos foram considerados como valores de complexidade estrutural do sub-bosque. Quanto maior o valor obtido menor é a complexidade estrutural do sobosque. Essa metodologia de avaliação de sub-bosque foi adaptada do proposto por Wigth (1938) e Nudds (1977).

A altura do dossel foi estimada sempre pelo mesmo observador, com o intuito de reduzir possíveis erros de avaliação. Consideramos a altura predominante do dossel no interior da parcela. Avaliamos a cobertura do solo a partir de um quadrante de 4x4m posicionado aleatoriamente no interior de cada parcela, evitando áreas que tenham sofrido qualquer tipo de pisoteio ou modificação causada pela presença do pesquisador. A medida do quadrante adotada no presente estudo se deve à limitação do campo de visão do observador no interior de ambientes florestais. Determinamos a porcentagem dos diferentes elementos que compõem a cobertura do solo no interior desse quadrante, estes divididos categoricamente em: solo exposto, serapilheira, bromélias e troncos. O somatório das diferentes categorias de cobertura deve totalizar 100%. Medimos a espessura da camada de serapilheira com uma régua de 30 cm, tomamos três medidas em pontos aleatórios no interior de cada parcela. O valor considerado foi a média dessas medidas. Esses dados foram coletados antes de qualquer tipo de pisoteio no local. Consideramos a presença de troncos mortos caídos no interior das parcelas com $CAP \geq 10$ cm. Os troncos foram quantificados, a circunferência e comprimento avaliados, a partir dessas medidas o volume total de troncos mortos foi estimado para cada parcela. Também consideramos o número total de palmeiras e xaxins com mais de 10 cm de CAP no interior de cada parcela. A partir desses elementos, extraímos 26 variáveis que utilizamos para as análises (Tabela 2).

Para encontrar qual o melhor modelo preditivo para abundância, riqueza, diversidade filogenética (PD, sesPD, MPD, sesMPD, MNTD, sesMNTD, ED), diversidade funcional (FD, sesFD, fMPD, ses.fMPD, fMNTD, sesfMNTD),

utilizamos todas as combinações possíveis das variáveis da estrutura do ambiente na função *dredge* do pacote ‘MuMIn’ (Bartoń, 2015). Após realizar essa etapa, utilizamos o $\Delta AICc$ para verificar o melhor modelo, esse critério de informação seleciona um modelo a partir de um conjunto de modelos. A seleção desses modelos é feita a partir do valor mais elevado do peso $\Delta AICc$, em que os pesos de Akaike dão um modelo com melhor ajuste. Utilizamos a função GLM usando o pacote ‘MuMIn’ para avaliar os melhores modelos para cada índice.

Uma característica que permite diferenciar os tipos vegetacionais é a diferença dos níveis altitudinais e declividade do terreno onde estes ocorrem (Roderjan et al. 2002; Blum e Roderjan 2007). Utilizamos a isobata de 20 metros para denominar os tipos vegetacionais. Estes foram separados em Ombrófila Densa Submontana e Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas, inferindo se esta possível diferença também reflete no agrupamento da comunidade de aves. Os resultados refletiram na definição do desenho estatístico seguinte, que foram analisados como um todo. Realizamos o escalonamento multidimensional não métrico (nMDS), utilizando o pacote “vegan” (Oksanen et al. 2013).

Tabela 2 – Síntese dos elementos ambientais avaliados nas 82 parcelas distribuídas ao longo do Parque Nacional de Saint/Hilaire Lange e entorno. O grupo é referente ao tipo de dado coletado. A variável apresenta o código utilizado para cada diferente elemento quantitativo considerado para as análises, seguido da sua definição. No total consideramos 26 variáveis.

Código da variável	Descrição da variável
arvN	número total de árvores com CAP \geq 10cm na parcela
arvVol	volume total estimado de árvores na parcela
capM	média das medidas de CAP no ponto
c10_30	número de árvores com CAP entre 10 e 29,9cm na parcela
c30_50	número de árvores com CAP entre 30 e 49,9cm na parcela
c50	número de árvores com CAP maior que 50cm na parcela
a4	número de árvores com até 3,9m de altura na parcela
a4_10	número de árvores com altura entre 4m e 9,9m de altura na parcela
a10	número de árvores com mais de 10m de altura na parcela
palm	número de palmeiras na parcela
xax	número de xaxins na parcela
mor	número de árvores mortas na parcela
dos	altura estimada do dossel na parcela
bt10	número de arvores com menos de 10% da superfície do tronco coberto por bromélias
bt10_50	número de arvores com 10% a 50% da superfície do tronco coberto por bromélias
bt50	número de arvores com mais de 50% da superfície do tronco coberto por bromélias
bg10	número de arvores com menos de 10% da superfície dos galhos cobertos por bromélias
bg10_50	número de arvores com 10% a 50% da superfície dos galhos cobertos por bromélias
bg50	número de arvores com mais de 50% da superfície dos galhos cobertos por bromélias
subDen	média das medidas da densidade do sub-bosque
serM	média das medidas de profundidade da serapilheira na parcela
Cser	porcentagem de serapilheira no quadrado
Cbro	porcentagem de bromélias no quadrado
Csolo	porcentagem de solo exposto no quadrado
Ctron	porcentagem de troncos e galhos no quadrado
tronVol	volume estimado dos troncos caídos na parcela

2.7 Testes de hipóteses

Elementos do ambiente podem influenciar na estrutura da comunidade de aves. As epífitas, em grande parte as bromélias, representam um aumento de recursos e abrigo para as aves, fornecendo néctar, água, local e material para construção de ninhos além de artrópodes e pequenos vertebrados que utilizam essas plantas como refúgio (Nadkarni e Matelson 1989; Cestari e Pizo 2008; Dias et al. 2014). Assim como a serapilheira e troncos em decomposição podem favorecer a ocorrência de artrópodes, beneficiando a ocorrência de aves insetívoras (Radu 2006; Drapeau et al. 2009). Um sub-bosque mais denso reflete o aumento de superfície foliar e volume de madeira, aumentando assim as possibilidades para as aves explorarem diferentes recursos (Bazzaz 1975). Levantamos alguns questionamentos a partir dessas informações somadas as observações de campo, que resultaram na seleção de diferentes componentes da comunidade de aves para o teste de algumas hipóteses.

Para os testes de hipótese foram levados em consideração grupos de variáveis ecológicas que podem influenciar na distribuição das aves ou que consideramos de maior relevância para o contexto do estudo (Tabela 3). Testamos sete modelos a partir das variáveis selecionadas com base na relevância ecológica e diferentes elementos da comunidade de aves: (1) A abundância de aves insetívoras varia em função da ocorrência de bromélias, densidade do sub-bosque e número de troncos caídos. (2) A abundância de aves frugívoras e nectarívoras varia em função da ocorrência de bromélias, densidade do sub-bosque e número palmeiras. (3) A abundância de aves frugívoras e nectarívoras varia em função da ocorrência de bromélias, densidade do sub-bosque e quantidade de troncos caídos. (4) A diversidade filogenética varia em função de elementos da cobertura do solo (serapilheira, bromélias, solo exposto, troncos mortos). (5) A diversidade filogenética varia em função do número de árvores, bromélias, densidade do sub-bosque e espessura da serapilheira. (6) A diversidade funcional varia em função do número de árvores, bromélias, densidade do sub-bosque e espessura da serapilheira. As análises foram realizadas com o programa estatístico R (R Core Team 2014) e os pacotes 'lattice' (Sarkar 2008), 'MASS' (Ripley et al. 2018), 'MuMIn' (Barton 2018) e 'qpcR' (Ritz e Spiess 2008).

Tabela 3 – Hipóteses considerando guildas alimentares e índices da comunidade de aves selecionados para a comparação com as variáveis selecionadas com base em elementos do ambiente ecologicamente relevantes. O grupo de variáveis representa as variáveis selecionadas para essa comparação.

Modelo	Hipótese	Fórmula
1	A abundância de aves insetívoras varia em função da ocorrência de bromélias, densidade do sub-bosque e número de troncos caídos.	$Inc \sim bt10 + bt50 + subDen + tronN$
2	A abundância de aves frugívoros nectarívoros varia em função da ocorrência bromélias, densidade do sub-bosque e número palmeiras.	$FrutNec \sim bt10 + bt50 + bg10 + subDen + palm$
3	A abundância de aves frugívoros nectarívoros varia em função da ocorrência bromélias, densidade do sub-bosque e quantidade de troncos caídos.	$FruNec \sim bt10 + bt50 + subDen + tronN$
4	A diversidade filogenética varia em função de elementos da cobertura do solo (serapilheira, bromélias, solo exposto, troncos mortos).	$meanPD \sim Cser + Cbro + Csolo + Ctron$
5	A diversidade filogenética varia em função do número de árvores, bromélias, densidade do sub-bosque e espessura da serapilheira.	$meanPD \sim arvN + bt10 + subDen + SerM$
6	A diversidade funcional varia em função do número de árvores, bromélias, densidade do sub-bosque e espessura da serapilheira.	$FD \sim arvN + bt10 + subDen + serM$

3 – Resultados

3.1 – Descrição da comunidade de aves

Registramos 204 espécies na área de estudo, sendo 53 endêmicas do Bioma, destas, 21 espécies são classificadas como quase ameaçadas ou sob algum grau de ameaça (Apêndice 1). Para as análises, foram considerados os registros obtidos nos pontos de contagem, que contabilizaram 82 espécies (Apêndice 2). Dentre as espécies registradas nos pontos de contagem as mais abundantes foram *Chiroxiphia caudata* (82 contatos), *Xiphorhynchus fuscus* (47 contatos) e *Basileuterus culicivorus* (34 contatos). Vinte espécies foram registradas apenas uma vez durante a aplicação da metodologia. A guilda alimentar mais representativa foi a dos insetívoros, somando 54 espécies. A segunda guilda mais representativa foi a dos consumidores de frutos e néctar, com 17 espécies. Os omnívoros somaram 8 espécies e os granívoros 3 espécies. Com relação ao estrato preferencial onde ocorrem, 16 espécies são exclusivas ou utilizam preferencialmente o solo, 12 espécies utilizam o sub-bosque,

17 espécies o estrato médio e 10 os estratos superiores da floresta. Ao todo, 27 espécies não apresentaram estrato preferencial, ocorrem em dois ou mais estratos da floresta.

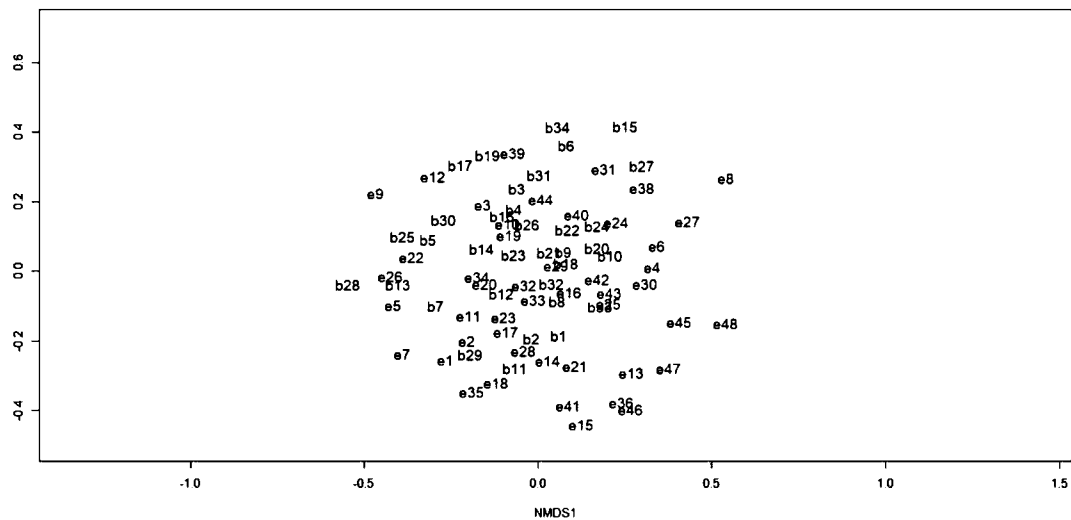


Figura 2 – Ordenação em escalonamento multidimensional não-métrico (nMDS). Diferença da comunidade de aves entre as áreas de Floresta Ombrófila densa Submontana (e) e Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas (b).

A partir da análise gráfica gerada pelo nMDS a comunidade de aves não se mostrou distinta entre as áreas de Floresta Ombrófila densa Submontana e Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas. O seguinte resultado gráfico não mostrou diferença (metaMDS(comm = atlantic1, k = 2, trymax = 100; Distance: bray) calculado com stress: 0.2529351 (Figura 2). O gráfico mostra que a avifauna registrada em cada ponto de escuta em encosta ou baixada não se separam, o que permite a comparação de todos os pontos conjuntamente.

3.3 - Comparações entre variáveis do ambiente e comunidade de aves

3.3.1 - Abundância e Riqueza

As variáveis utilizadas nos modelos que melhor explicam as variações na abundância, riqueza foram selecionadas pela função *dredge* e classificadas de acordo com o Δ AIC (Apêndice 3: Tabelas A1 e A2). Os modelos que melhor explicaram as variações relacionam a ocorrência de bromélias nas árvores e o volume de troncos mortos (Tabela 4).

Tabela 4 – Modelos analisados para abundância, riqueza das variáveis selecionadas. O índice e as variáveis que compõem a fórmula analisada, desvio, grau de liberdade e o peso de AIC.

Modelo	Fórmula	Null deviance	Degrees of freedom	Residual deviance	Degrees of freedom	AIC
Abundância	$Abun \sim bg10 + bg50 + bt10 + tronVol$	204.17	81	178.02	77	511.21
Riqueza	$Riq \sim bg10 + bg50 + tronVol$	114.71	81	105.29	78	409.64

Para explicar a diferença entre a abundância nos pontos as variáveis mais representativas foram o número de bromélias em galhos, número de bromélias nos troncos e número de troncos caídos. A resposta foi positiva na comparação com o número de árvores com galhos com maior cobertura de bromélias ($bg50$ $p = 0.006377$)(Figura 3A). A resposta foi negativa na comparação com o número de troncos caídos ($tronN$ $p = 0.000821$)(Figura 3B), galhos com pouco número de bromélias ($bg10$ $p = 0.016961$)(Figura 3C) e troncos com poucas bromélias, ($bt10$ $p = 0.015116$)(Figura 3D). Dentre os resultados obtidos destacamos os que foram considerados significativos na Tabela 5.

Tabela 5 – Classificação das variáveis do habitat que melhor explicam a diferença da abundância e riqueza da comunidade de aves nos diferentes pontos amostrados. Modelos com nível de significância. Significado: "****" = 0; "***" = 0,001, "**" = 0,01, "." = 0,05, "(em branco)" = 0,1 e "1" se for maior que 0,1.

Modelo	Variável	Estimate	Std. Error	z	Pr z	Significância
Abundância	bg10	-0.22779	0.09261	-2.460	0.01391	*
	bg50	0.14098	0.05614	2.511	0.01203	*
	bt10	-0.03936	0.01716	-2.294	0.02179	*
	tronVol	-0.72755	0.26466	-2.749	0.00598	**
Riqueza	bg10	-0.22767	0.10651	-2.138	0.0326	
	bg50	0.13658	0.06816	2.004	0.0451	*
	tronVol	-0.49051	0.30755	-1.595	0.1107	*

As variações de riqueza nas áreas foram melhor explicadas pelas variáveis número de árvores com bromélias nos galhos e o volume de troncos mortos no ponto. Destas, a riqueza observada se mostrou significativamente maior em pontos com maior número de árvores com bromélias nos galhos (categoria bg50 $p = 0.0451$) (Figura 3E). Com relação a quantidade de árvores com poucas bromélias nos galhos, a resposta foi significativamente negativa (bg10 $p = 0.0326$) (Figura 3F).

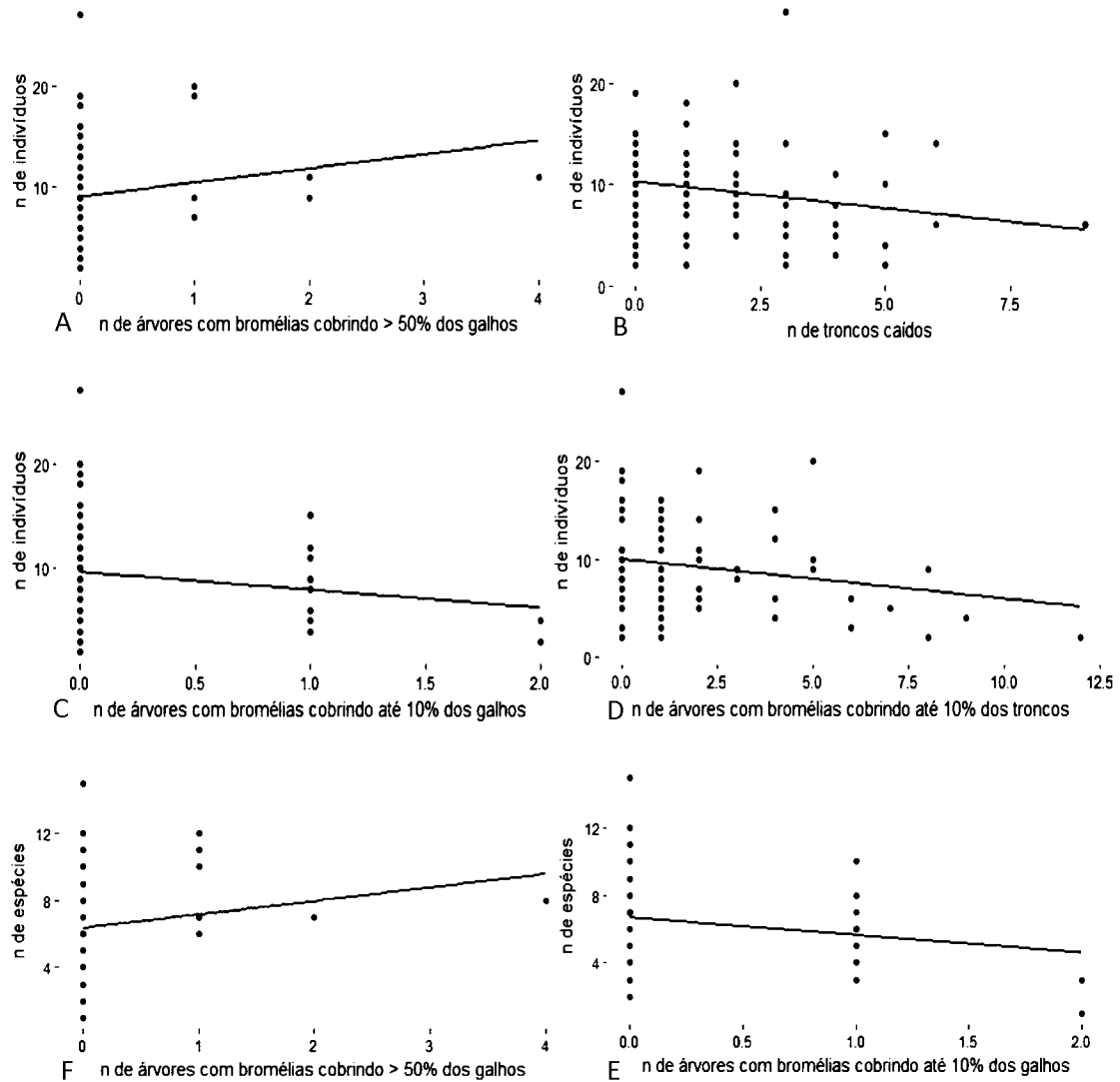


Figura 3 – Gráficos de dispersão relacionando abundância e riqueza com as variáveis que foram significativas estatisticamente. Gráficos: A - resultado significativo entre o número de árvores com bromélias cobrindo mais de 50% da área visível dos galhos em relação ao número de indivíduos; B - resultado significativo entre número de troncos caídos em relação ao número de indivíduos; C - do resultado significativo entre o número de árvores com bromélias cobrindo até 10% da área visível dos galhos em relação ao número de indivíduos; D - resultado significativo entre o número de árvores com bromélias cobrindo até 10% da área visível dos troncos em relação ao número de indivíduos; E - resultado significativo entre número de árvores com bromélias cobrindo mais de 50% da área visível dos galhos em relação ao número espécies; F - resultado significativo entre número de árvores com bromélias cobrindo até 10% da área visível dos galhos em relação ao número espécies.

3.4 Diversidade Filogenética

As variáveis ambientais que foram relacionadas com as variações nos índices de diversidade filogenética foram selecionadas pela função *dredge* e classificados de acordo com o ΔAIC (Apêndice 3: Tabelas A4, A5, A6, A7, A8 e A9). Os modelos que melhor explicaram as variações destacaram a ocorrência de bromélias, circunferência e altura das árvores, troncos caídos, presença de palmeiras e xaxins. (Tabela 6).

Tabela 6 - Modelos analisados para os índices de diversidade filogenética partir das variáveis selecionadas. O índice e as variáveis que compõem a fórmula analisada, desvio, grau de liberdade e o peso de AIC.

modelo	fórmula	null deviance	degrees of freedom	residual deviance	degrees of freedom	AIC
PD	meanPD ~ bg50 + bt10 + c50 + Ctron	1417	81	1267091	77	1035.6
sesPD	mean.sesPD ~ dos + palm + tronN + xax	57.479	78	48.361	74	197.42
MPD	meanMPD ~ dos + palm + tronN + xax	32974	78	32261	74	711.15
sesMPD	mean.sesMPD ~ a4 + c10_30 + capM + tronN	75.084	78	63.979	74	219.53
NMTD	meanMNTD ~ a4_10 + c10_30 + tronN + xax	51925	78	41471	74	730.99
sesMNTD	mean.sesMNTD ~ a4_10 + a4_10 + bg10_50 + tronN,	69.901	78	61.189	75	214.01
ED	medianED ~ a4 + bt10 + Ctron + mor	1792.5	78	1523.1	74	469.96

A comparação com o índice de diversidade filogenética gerado para cada ponto a variável mais significativa foi a cobertura de bromélias no tronco das árvores. Para FD essa variável teve relação negativa (bt10 $p = 0.0282$) (Figura 4). O índice de sesPD foi significativamente relacionado com o número de palmeiras (palm = 0.0489), número de troncos (tronN $p = 0.0431$) e número de xaxins (xax = 0.0472) na parcela. Nessa comparação a relação descrita foi positiva para todas as variáveis selecionadas. A relação de sesMPD foi significativa para número de árvores com até 4m de altura, número de árvores com CAP entre 10 e 30 cm (c10_30 = 0.0069) e CAP média da parcela. Nessa comparação a relação foi positiva para o número de árvores

com até 4m ($a4 = 0.0153$) e negativa para os dados de CAP ($c10_30 p = 0.0069$ e $capM p = 0.0414$). O índice de MNTD foi significativamente relacionado ao número de árvores com altura entre 4 e 10 m, número de troncos caídos e número de xaxins no interior da parcela.

O resultado foi significativo para a relação de MNTD com o número de árvores com altura entre 4 m e 10 m ($a4_10 p = 0.0115$). As variáveis que influenciaram significativamente $sesMNTD$ foram o número de árvores entre 4 m e 10 m número de árvores com galhos cobertos por bromélias e número de troncos na parcela, sendo essa relação positiva para o número de troncos caídos ($tronN = t 0.0363$) e negativa para altura das árvores ($a4_10 p = 0.1572$) e cobertura de bromélias nos galhos ($bg10_50 = 0.0314$). Árvores mortas em pé e a porcentagem de troncos e galhos mortos na cobertura do solo foram significativos na comparação com ED, essa relação foi positiva na comparação com os galhos e troncos na cobertura do solo ($Ctron = 0.0291$) e negativa para o número de árvores mortas ($mor = 0.0166$) (Tabela 7).

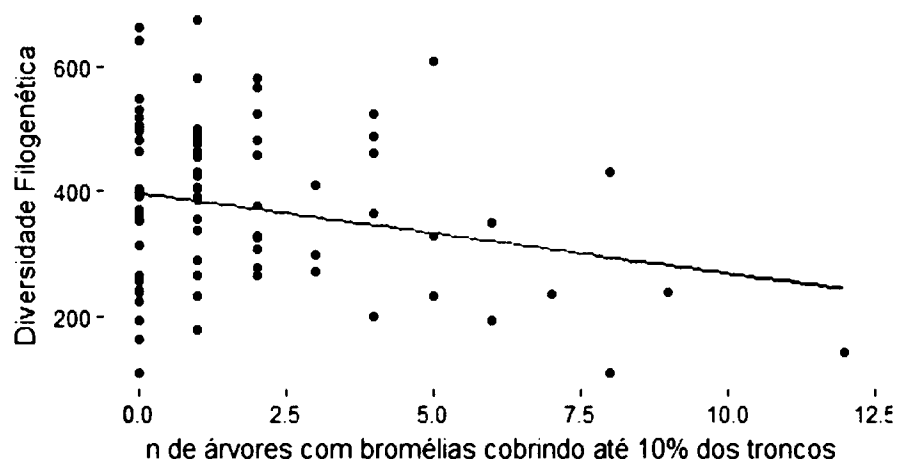


Figura 4 – Gráfico de dispersão da relação significativa entre número de árvores com bromélias cobrindo mais até 10% da área visível dos troncos e índice de diversidade filogenética.

Tabela 7 – Classificação das variáveis do habitat que melhor explicam a diferença nos índices de Diversidade Filogenética da comunidade de aves nos diferentes pontos amostrados. Modelos com nível de significância. Significado: "****" = 0; "***" = 0,001, "**" = 0,01, "." = 0,05, "(em branco) = 0,1 e "1" se for maior que 0,1.

Modelo	Variável	Estimate	Std.		t	Significância
			Error	t value		
PD	bg50	23.564	26.066	0.893	0.3749	
	bt10	-13.885	6.206	-2.237	0.0282	*
	c50	5.458	5.628	0.970	0.3352	
	Ctron	-2.921	2.370	-1.232	0.2216	
sesPD	dos	0.03031	0.01980	1.531	0.1301	
	palm	0.04384	0.02189	2.003	0.0489	*
	tronN	0.10597	0.05149	2.058	0.0431	*
	xax	0.05916	0.02931	2.018	0.0472	*
MPD	dos	-0.426271	0.511485	-0.833	0.407	
	palm	0.004056	0.565443	0.007	0.994	
	tronN	-1.026175	1.329932	-0.772	0.443	
	xax	0.579251	0.757054	0.765	0.447	
sesMPD	a4	0.05277	0.02125	2.484	0.0153	*
	c10_30	-0.05298	0.01906	-2.076	0.0069	**
	capM	-0.05371	0.02587	-2.079	0.0414	*
	tronN	0.10757	0.05937	1.812	0.0740	
MNTD	a4_10	-1.2473	0.4810	-2.593	0.0115	*
	c10_30	0.7413	0.4184	1.772	0.0805	
	tronN	3.9664	1.5421	2.572	0.0121	*
	xax	1.9199	0.8540	2.248	0.0275	*
sesMNTD	a4_10	-0.02704	0.31760	1.429	0.1572	*
	bg10_50	-0.14002	0.06386	-2.193	0.0314	*
	tronN	0.12417	0.05823	2.132	0.0363	*
ED	a4	0.15050	0.08665	1.739	0.0862	
	bt10	0.30810	0.22564	1.365	0.1762	
	Ctron	0.18623	0.08369	2.225	0.0291	*
	mor	-0.49775	0.20302	-2.452	0.0166	*

3.5 Diversidade Funcional

Os modelos para análise das variações nos índices de diversidade funcional foram baseados nas variáveis selecionadas pela função *dredge*. As variáveis que melhor explicaram as variações nos índices da diversidade funcional foram classificados de acordo com o ΔAIC (Apêndice 3: Tabelas A10, A11, A12, A13, A14, A15). Os modelos que melhor explicaram as variações foram baseados nas variáveis que relacionam a ocorrência de bromélias nos troncos e galhos e elementos que constituem a cobertura do solo (bromélias de solo, serapilheira e solo exposto) (Tabela 8).

Tabela 8 - Modelos analisados para os índices de diversidade funcional a partir das variáveis selecionadas. O índice e as variáveis que compõem a fórmula analisada, desvio, grau de liberdade e o peso de AIC.

FD	FD ~ bt10 + Cbro + tronN	5.538	78	5.155	75	18.564
sesFD	sesFD ~ bg10 + bg50 + Cbro + Cser + Csolo	71.463	78	53.349	73	207.18
fMPD	fMPD ~ bg10 + bg50 + dos + tronN	0.09106	78	0.074591	74	- 314.06
ses.fMPD	fMPD ~ bg10 + bg50 + dos + tronN	85.638	78	72.136	75	227.01
fMNTD	fMNTD ~ bg10 + bg50 + subDen + tronN	0.28902	78	0.23387	74	- 223.78
sesfMNTD	ses.fMNTD ~ bg10 + bg50 + Cser + Csolo	71.650	78	61.203	74	216.03

As variáveis selecionadas para a comparação com o índice de diversidade funcional foram o número de árvores com bromélias nos galhos, cobertura de solo por bromélias e número de troncos mortos. A diversidade funcional foi negativamente relacionada com o número de troncos caídos nas parcelas (Figura 5). Na comparação com sesFD as variáveis significativas estavam relacionadas a cobertura de galhos por bromélias e com elementos da cobertura do solo. Todas negativamente relacionadas com sesFD (bg10 $p = 0.038941$, bg50 $p = 0.000542$, Cbro $p = 0.017988$, Cser $p = 0.000610$, Csolo = $p 0.001429$). Para ses.fMPD a cobertura de bromélias nos galhos foi significativa. Essa relação foi positiva para a classe (bg10 $p = 0.01133$) e negativa para a classe maior (bg50 $p = 0.00989$) sesfMNPD (Tabela 9).

Tabela 9 – Classificação das variáveis do habitat que melhor explicam a diferença da nos índices de Diversidade Funcional da comunidade de aves nos diferentes pontos amostrados. Modelos com nível de significância. Significado: "****" = 0; "***" = 0,001, "**" = 0,01, "." = 0,05, "(em branco) = 0,1 e " 1 "se for maior que 0,1.

Modelo	Variável	Estimate	Std. Error	t value	t	Significância
FD	bt10	-0.011409	0.013065	-0.873	0.3853	
	Cbro	0.002921	0.002333	1.252	0.2145	
	tronN	-0.028459	0.016533	-1.782	0.0788	
sesFD	bg10	-0.493367	0.234635	2.103	0.038941	*
	bg50	-0.639704	0.176756	-3.619	0.000542	***
	Cbro	-0.025215	0.010417	-2.420	0.017988	*
	Cser	-0.030094	0.008400	-3.583	0.000610	***
	Csolo	-0.026960	0.008133	-3.315	0.001429	**
ses.fMPD	bg10	0.6892	0.2655	2.596	0.01133	*
	bg50	-0.5096	0.1925	-2.647	0.00989	**
	tronN	0.1074	0.0617	1.741	0.08574	
sesfMNTD	bg10	0.614625	0.246389	2.495	0.0148	*
	bg50	-0.436821	0.187522	-2.329	0.0226	*
	Cser	-0.013478	0.006734	-2.002	0.0490	*
	Csolo	-0.014556	0.007055	-2.063	0.0426	*

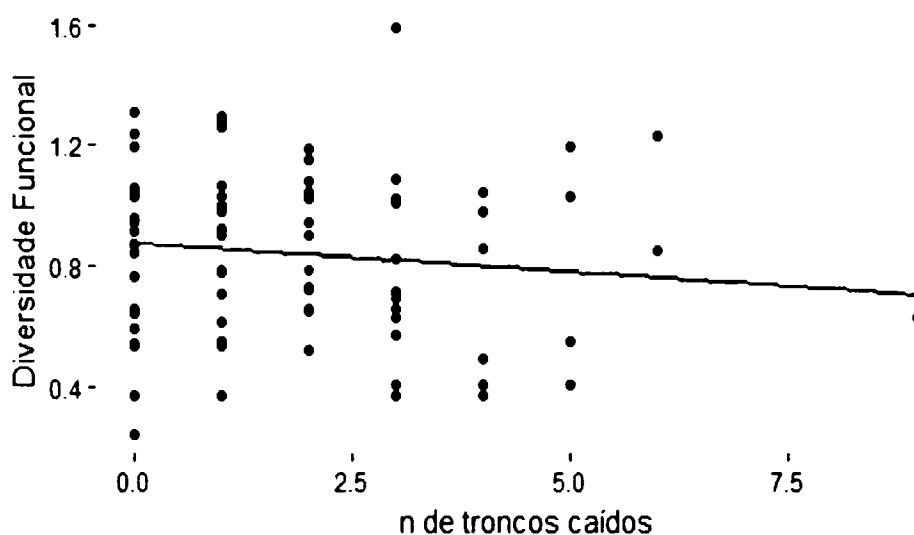


Figura 5 – Gráfico de dispersão da relação significativa entre número de troncos caídos e índice de diversidade funcional.

3.6 Testes de hipóteses

Os modelos que mais explicam as hipóteses testadas a partir das variáveis selecionadas com base na relevância ecológica e diferentes elementos da comunidade de aves se mostraram semelhantes aos resultados pelos modelos anteriores (Tabela 10). Os resultados obtidos a partir dos testes de hipótese mostraram uma relação negativa significativa para relação de consumidores de invertebrados e o número de árvores de troncos caídos na parcela (tronN $p = 0.00943$ modelo 1). O resultado obtido para a comparação de frugívoros/nectarívoros foi significativamente positivo em parcelas com troncos cobertos por bromélias (bt50 $p = 0.000275$, modelo 3) (Tabela 11). O resultado obtido para a comparação da diversidade filogenética se mostrou significativamente positiva em parcelas com troncos com até 10% da sua superfície cobertos por bromélias (bt10 = 0.0449, modelo 5) (Tabela 11).

Tabela 10 – Modelos utilizados na análises dos testes de hipótese (1) aves insetívoras relacionadas a cobertura de bromélias nos troncos, densidade do sub-bosque e número de troncos caídos (2), frugívoros/nectarívoros relacionados com a cobertura de bromélias nos troncos, densidade do sub-bosque e palmeiras (3) frugívoros/nectarívoros relacionados com a cobertura de bromélias nos troncos, densidade do sub-bosque e número de troncos (4) diversidade filogenética relacionada com elementos de cobertura de solo (5), diversidade filogenética em função do número de árvores, bromélias em troncos, densidade do sub-bosque e espessura da serapilheira (6) diversidade funcional em função do número de árvores, bromélias em troncos, densidade do sub-bosque e espessura da serapilheira. Desvio, grau de liberdade e o peso de AIC. Os modelos são classificados de acordo com o ΔAIC .

Modelo	Fórmula	Null deviance	Degrees of freedom	Residual deviance	Degrees of freedom	AIC
1	Inv ~ bromélias + subDen + tronN	159.76	81	141.10	77	NA
2	FruNec ~ palm0 + bromélias + subDen	208,57	81	191.14	76	NA
3	FruNec ~ bromélias + subDen + tronN	208.57	81	191.23	77	NA
4	meanPD ~ Cser + Cbro + Csolo + Ctron	0.038049	81	0.037169	77	1052.8
5	meanPD ~ arvN + bt10 + subDen + serM	0.038049	81	0.035663	77	1049.4

6	FD ~ arvN + bt10 + subDen + serM	61.658	81	59.429	77	29.496
---	----------------------------------	--------	----	--------	----	--------

Tabela 11 - Classificação das variáveis do habitat que melhor explicam as hipóteses testadas para os diferentes pontos amostrados. Modelos com nível de significância. Significado: "****" = 0; "***" = 0,001, "**" = 0,01, "." = 0,05, "(em branco) = 0,1 e " 1 "se for maior que 0,1.

Modelo	Variável	Estimate	Std. Error	t value	t	Significância
1	bt10	-0.050229	0.028199	-1.781	0.07882	.
	bt50	-0.040869	0.050823	-0.804	0.42379	
	subDen	0.001833	0.002883	0.636	0.52676	
	tronN	-0.098837	0.037117	-2.663	0.00943	**
2	bt10	-0.0229838	0.0702941	-0.327	0.745	
	bt50	0.1230216	0.1029722	1.486	0.141	
	bg10	-0.3576765	0.4480680	-0.798	0.427	
	subDen	-0.0006956	0.0079248	-0.088	0.930	
	palm	0.0327069	0.0322755	1.013	0.314	
3	bt10	-0.043128	0.070838	-0.609	0.5444	
	bt50	0.207488	0.099251	2.091	0.0399	*
	subDen	-0.002232	0.007973	-0.280	0.7802	
	TronN	0.027444	.089737	0.306	0.7606	
4	Cser	9.814e-09	5.331e-08	0.184	0.854	
	Cbro	-1.842e-08	5.823e-08	-0.316	0.753	
	Csolo	6.512e-09	5.200e-08	0.125	0.901	
	Ctron	1.512e-07	1.183e-07	1.279	0.205	
5	arvN	-2.550e-08	5.577e-08	-0.457	0.6488	
	bt10	6.626e-07	3.250e-07	2.038	0.0449	*
	subDen	1.840e-08	2.2755e-08	-0.668	0.5061	
	serM	3.091e-07	3.298e-07	0.937	0.3515	
6	arvN	-9.650e-04	2.9866e-03	-0.323	0.747	
	bt10	-1.848e-02	1.332e-02	-1.387	0.169	
	subDen	-6.639e-05	1.496e-03	-0.044	0.965	
	serM	-1.046e-02	1.674e-02	-0.625	0.534	

4 - Discussão

Observamos um total de 204 espécies, número que representa 27,4% do total de aves registradas no estado do Paraná (744 espécies) (Scherer Neto et al. 2011) e 54,2% da riqueza descrita para o litoral paranaense (376 espécies) (Scherer-Neto *et al.* 1995). Alguns trabalhos na região apresentam uma riqueza maior, Carrano (2006) identificou 255 espécies no Parque Estadual do Palmito, Straube e Urben Filho (2005) identificaram 329 espécies na Reserva Natural do Salto Morato. Apesar da riqueza observada nesse estudo ser menor do que em áreas relativamente próximas, esse número é bastante relevante se considerarmos o menor esforço amostral despendido nesse trabalho com relação aos demais. Podemos assumir que a riqueza na região é maior, e que estudos futuros trarão um panorama mais completo da comunidade de aves da região. Com relação as diferentes fitofisionomias amostradas, de modo geral não foi possível identificar diferença na composição da comunidade de aves.

Dentre as espécies de interesse conservacionista registradas, dez estão classificadas como vulneráveis. Entre elas podemos destacar a ocorrência do gavião-pombo-pequeno (*Buteogallus lacermulatus*) e da maria-da-restinga (*Phylloscartes kronei*), espécies características da planície litorânea. O socó-jararaca (*Tigrisoma fasciatum*), é considerado raro, pois sua distribuição é restrita a rios rochosos em bom estado de conservação, geralmente ocorrendo em áreas de maior altitude, como os rios das encostas do PNSHL (ICMBio 2019). Algumas espécies também sofrem pressão de caça cinegética, como o jaó-do-sul (*Crypturellus noctivagus*) ou captura para comercio ilegal, como a araponga (*Procnias nudicollis*), o pixoxó (*Sporophila frontalis*), e a cigarra (*Sporophila falcirostris*) (Straube e Urben Filho 2005, ICMBio 2018, IUCN 2018).

Estudamos uma região que está inserida no maior remanescente contínuo de Floresta Atlântica, um local em bom estado de conservação dentro de uma floresta que é reconhecida pela sua altíssima biodiversidade e que abriga um elevado número de espécies endêmicas (Myers et al. 2000; Morrone 2006; Lima 2013). Dentre as 53 espécies endêmicas registradas cabe destacar o registro de 28 espécies (53% das espécies endêmicas) que, num contexto regional aparentam ter a sua distribuição relacionada as florestas do conjunto de montanhas que formam a Serra do Mar e a planície costeira do litoral paranaense (Apêndice 1). A área de estudo é cortada por

estradas e circundada pelo avanço imobiliário e atividades agrícolas, que alteram a paisagem natural da região. Apesar disso ainda é notável a elevada diversidade de aves na região, assim como o número de espécies ameaçadas e endêmicas do bioma Floresta Atlântica registradas neste estudo. Esses registros reforçam a grande importância de unidades de conservação da região, para a manutenção da biodiversidade, especialmente espécies de interesse conservacionista. Nesse contexto em especial, cabe destacar o Parque Nacional de Saint/Hilaire Lange a Estação Ecológica de Guaraguaçu e a Floresta Estadual do Palmito.

Uma característica que se destaca na Floresta Atlântica é a exuberância de epífitas, especialmente as bromélias, que são um importante componente estrutural do ambiente (Nadkarni e Longino 1990; Nadkarni 1994). Para as aves, as bromélias representam um aumento de recursos, fornecendo néctar, água, local e material para construção de ninhos além de artrópodes e pequenos vertebrados que utilizam essas plantas como refúgio (Nadkarni e Matelson 1989; Cestari e Pizo 2008; Dias et al. 2014). Contribuindo assim para o aumento da biodiversidade, influenciando na comunidade de aves de forma direta ou indireta (Cruz-Angón e Greenberg 2005; Silva et al. 2011). Observamos que a quantidade de bromélias nos pontos pode influenciar significativamente a composição da comunidade de aves. O resultado das comparações entre a abundância, riqueza e os índices de diversidade destacaram a influência das bromélias e dos troncos caídos. Os modelos que melhor explicaram a variação nestas variáveis relacionaram negativamente o número de bromélias cobrindo até 10% dos troncos das árvores. As árvores com pouca cobertura de epífitas são mais numerosas no ambiente, geralmente são árvores de menor diâmetro e mais jovens (Petean et al. 2018). A ocorrência em maior número de árvores jovens, de menor diâmetro é relacionada a ambientes ainda em desenvolvimento. O processo natural de sucessão da vegetação leva a redução do número, e ao aumento do diâmetro dos indivíduos arbóreos em florestas em estágios mais avançados de desenvolvimento (Chazdon et al. 2006; Toledo et al. 2012).

Os beija-flores tem uma relação mais direta com essas epífitas. Na floresta atlântica são os principais polinizadores dessas plantas (Fischer 1994), podem ser observados com frequência consumindo néctar diretamente das flores das bromélias. Além dos beija-flores, observamos em campo algumas espécies insetívoras e onívoras forrageando diretamente em meio as bromélias (*Anabazenops fuscus*, *Cichlocolaptes*

leucophrus, *Habia rubica* e *Xiphorhynchus fuscus*), o que é esperado, pois como descrito por (Cestari e Pizo 2008), para a maioria das espécies, as epífitas representam um recurso explorado de modo oportunista. As bromélias podem incrementar os recursos não apenas para aves que forrageiam diretamente entre elas. Bromélias terrestres assim como as que ocorrem nos estratos superiores, destacam-se como elemento estrutural, pelo acréscimo de água, superfície foliar e pela biomassa das plantas e dos detritos acumulados, dessa forma, fornecendo habitat para uma vasta comunidade de invertebrados terrestres e aquáticos (Hofstede e Wolf 1993; Lounibos e Frank 2009). O aumento da complexidade estrutural, e por consequência o aumento de recursos, possibilita uma maior diversidade de aves insetívoras, que aproveitam as bromélias de forma indireta. De modo que bromélias são para as aves um importante componente estrutural de florestas tropicas (Nadkarni e Longino 1990; Nadkarni 1994).

Nossos resultados apontam para uma relação positiva entre a abundância e riqueza de aves, especialmente frugívoras e nectarívoras, em locais com maior incidência de árvores com a superfície dos troncos e galhos amplamente cobertos por bromélias (Figura 3 e 7, tabela 10). Entre frugívoros/nectarívoros que ali ocorrem, podemos destacar *Lanio cristatus*, *Tachyphonus coronatus*, *Tangara peruviana*, *Tangara seledon*, *Tangara cyanocephala* *Tangara cyanoptera*, *Thraupis sayaca*, *Thraupis ornata*, *Euphonia violacea* e *Euphonia pectoralis*. Estes foram observados se banhando na água acumulada no interior das plantas, consumindo frutos de bromélias e epífitas associadas, e.g. família Araceae e Cactaceae (Parrini et al. 2017). Nesse contexto cabe citar a ocorrência de *Chlorophanes spiza*, *Dacnis cayana*, *Coereba flaveola*, *Euphonia violacea* e *Euphonia pectoralis*, que além dos frutos, também podem ser observados consumindo néctar das flores de bromélias, juntamente com os Beija-flores (Trochilidae). De modo geral, árvores que apresentam grande parte da sua superfície coberta por bromélias e outras epífitas são árvores mais antigas e de maior porte, onde o tempo possibilitou o desenvolvimento em maior quantidade dessas plantas (Petean et al. 2018).

Árvores de maior porte são estruturas do ambiente que, além de atuar como base para epífitas, podem influenciar a ocorrência e abundância de aves que utilizam de recursos como as cavidades para abrigo e local de nidificação (Tews et al. 2004; Petchey et al. 2004; McElhinny et al. 2005; Remm e Lõhmus 2011). O maior

diâmetro dessas árvores possibilita a formação de cavidades maiores, importantes para aves como os periquitos e papagaios (Psittacidae), pica-paus (Picidae) e corujas (Strigidae), que utilizam de cavidades como abrigo e local de nidificação. A superfície mais grossa e envelhecida dessas árvores fornece abrigo para uma vasta gama de invertebrados, amplamente explorados por aves insetívoros, como arapaçus (Furnaridae) e pica-paus (Picidae), que procuram seu alimento em meio a casca ou escavando essas estruturas (Radu 2006).

Os modelos relacionam também o número e o volume de troncos caídos nas áreas de amostragem. A madeira morta favorece a ocorrência de invertebrados, e assim pode ser um fator positivo especialmente para aves insetívoras (Radu 2006; Drapeau et al. 2009). No entanto observamos uma relação inversa a esperada, os modelos que melhor explicaram a relação entre troncos mortos relacionaram negativamente a abundância, o índice de diversidade funcional e a ocorrência de aves insetívoras (Figura 4 e 11) (Tabela 27). Uma possível ligação destes resultados pode estar relacionada ao processo de sucessão vegetal em ambientes tropicais, que implica num maior número de plantas mortas (maior aporte de madeira morta) em ambientes ainda em desenvolvimento, sendo a competição vegetal a principal responsável pela mortalidade de árvores de pequeno e médio porte (Toledo et al. 2013). Assim, esperamos que as relações negativas que encontramos resultem do fenômeno da sucessão vegetal que ocorre naturalmente ao longo do desenvolvimento das florestas.

Nossos resultados destacam a importância de áreas bem preservadas e em avançado estágio de desenvolvimento para a manutenção da diversidade de aves da Floresta Atlântica. Em uma escala local uma única árvore de grande porte pode aumentar consideravelmente a quantidade de bromélias. Dessa forma, acreditamos que as bromélias e árvores de grande porte são estruturas chave do ambiente, que afetam a composição da comunidade de aves. Estudos complementares focados nesses elementos e considerando um panorama mais completo da comunidade de aves podem descrever essas relações ecológicas mais claramente. Destacamos também a importância de florestas bem conservadas e em avançado estágio de desenvolvimento para a conservação da diversidade de aves da Floresta Atlântica.

5 - Referências

- Ackerly DD (2003) Community Assembly, Niche Conservatism, and Adaptive Evolution in Changing Environments. *Int J Plant Sci* 164:S165–S184. doi: 10.1086/368401
- Barton K (2018) Multi-Model Inference, Package ‘MuMIn’. R Packge Version 0.12.2
- Bazzaz FA (1975) Plant species diversity in old-field successional ecosystems in Southern Illinois. *Ecology* 56:485–488
- Bibby CJ (2000) Bird census techniques. Academic Press. 2ed
- Bigarella JJ (2001) Contribuição ao estudo da Planície Litorânea do Estado do Paraná. *Brazilian Arch Biol Technol Jubil* 65–110
- Blake JG (2007) Neotropical forest bird communities: a comparison of species richness and composition at local and regional scales. *Condor* 237–255
- Block WM, Brennan LA. (1993) The habitat concept in ornithology. Theory and applications. *Curr Ornithol* vol11 11:35–91. doi: 10.1007/978-1-47579912-5_2
- Blum C, Roderjan C (2007) Espécies indicadoras em um gradiente da Floresta Ombrófila Densa na Serra da Prata, Paraná, Brasil. *Rev Bras Biociências* 5:873–875
- Bregman TP, Lees AC, MacGregor HEA, et al (2016) Using avian functional traits to assess the impact of land-cover change on ecosystem processes linked to resilience in tropical forests. *Proc R Soc B Biol Sci* 283:. doi: 10.1098/rspb.2016.1289
- Cadotte MW, Carscadden K, Mirotchnick N (2011) Beyond species: functional diversity and the maintenance of ecological processes and services. *J Appl Ecol* 48:1079–1087. doi: 10.1111/j.1365-2664.2011.02048
- Carrano E (2006) Composição e conservação da avifauna na Floresta Estadual do Palmito, município de Paranaguá, Paraná. Universidade Federal do Paraná
- Cestari C. & Pizo MA (2008) Utilization of epiphytes by birds in a Brazilian Atlantic Forest. *Ornitol Neotrop* 19(1)
- Chazdon RL, Letcher SG, van Breugel M, et al (2007) Rates of change in tree communities of secondary Neotropical forests following major disturbances. *Philos Trans R Soc B Biol Sci* 362:273–289. doi: 10.1098/rstb.2006.1990
- Cianciaruso MV, Silva IA, Batalha MA (2009) Diversidades filogenética e funcional: novas abordagens para a Ecologia de comunidades. *Biota Neotrop* 9(3): 093-103
- Coelho MTP, Raniero M, Isidoro SM, et al (2016) The effects of landscape structure on functional groups of Atlantic forest birds. *Wilson J Ornithol* 128:. doi: 10.1676/1559-4491-128.3.520
- Cruz-Angón A, Greenberg R (2005) Are epiphytes important for birds in coffee plantations? An experimental assessment. *J Appl Ecol* 42:150–159. doi: 10.1111/j.1365-2664.2004.00983.
- Davidar P, Yoganand K, Ganesh T (2001) Distribution of forest birds in the Andaman

- islands: importance of key habitats. *J Biogeogr* 28:663–671. doi: 10.1046/j.1365-2699.2001.00584.x
- del Hoyo, J., Elliott, A., Sargatal, J., Christie, D.A. & Kirwan G eds. (2019) *Handbook of the Birds of the World Alive*. In: Lynx Edicions
- Dias M. L, Prezoto F., Abreu P. F.de. (2014) Bromélias e suas principais interações com a fauna. *CES Rev* 28:3–16
- Díaz S, Cabido M (2001) Vive la différence: plant functional diversity matters to ecosystem processes. *Trends Ecol Evol* 16:646–655. doi: 10.1016/S0169-5347(01)02283-2
- Drapeau P, Nappi A, Imbeau L, Saint-Germain M (2009) Standing deadwood for keystone bird species in the eastern boreal forest: Managing for snag dynamics. *For Chron* 85:227–234. doi: 10.5558/tfc85227-2
- Ericson PG., Anderson CL, Britton T, et al (2006) Diversification of Neoaves: integration of molecular sequence data and fossils. *Biol Lett* 2:543–547. doi: 10.1098/rsbl.2006.0523
- Ferretti AR, de Britez RM (2006) Ecological restoration, carbon sequestration and biodiversity conservation: The experience of the Society for Wildlife Research and Environmental Education (SPVS) in the Atlantic Rain Forest of Southern Brazil. *J Nat Conserv* 14:249–259. doi: 10.1016/j.jnc.2006.04.006
- Fischer E. A. (1994) Polinização, fenologia e distribuição espacial de Bromeliaceae numa comunidade de Mata Atlântica, litoral sul de São Paulo. Universidade Estadual de Campinas
- Flynn DFB, Gogol-Prokurat M, Nogeire T, et al (2009) Loss of functional diversity under land use intensification across multiple taxa. *Ecol Lett* 12:22–33. doi: 10.1111/j.1461-0248.2008.01255.
- Flynn DB, Mirotchnick N, Meha Jain M, Palmer MI, Naeen S (2011) Functional and phylogenetic diversity as predictors of biodiversity– ecosystem-function relationships. *Ecology* 92:1573–1581. doi: 10.1080/00325481.1990.11704519
- Goerck JM (1999) Distribution of birds along an elevational gradient in the Atlantic forest of Brazil: implications for the conservation of endemic and endangered species. *Bird Conserv Int* 9:235–253. doi: 10.1017/S0959270900003439
- Gower JC (1971) A General Coefficient of similarity and some of its properties. *Biometrics* 27:857. doi: 10.2307/2528823
- Hackett SJ, Kimball RT, Reddy S, et al (2008) A phylogenomic study of birds reveals their evolutionary history. *Science* 320:1763–1768. doi: 10.1126/science.1157704
- Hofstede RGM, Wolf JHD (1993) Epiphytic biomass and nutrient status of a colombian upper montane rain forest. *Selbyana* 14:37–45
- ICMBio - Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (2018) Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção: Volume III – Aves. In: Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção. p 709p

- IUCN 2018. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2018-2
- Jarzyna MA, Jetz W (2016) Detecting the Multiple Facets of Biodiversity. *Trends Ecol Evol* 31:887. doi: 10.1016/j.tree.2016.08.012
- Jetz W, Thomas GH, Joy JB, et al (2012) The global diversity of birds in space and time. *Nature*. doi: 10.1038/nature11631
- Jetz W, Thomas GH, Joy JB, et al (2014) Global Distribution and Conservation of Evolutionary Distinctness in Birds. *Curr Biol* 24:919–930. doi: 10.1016/J.CUB.2014.03.011
- Kembel SW, Cowan PD, Helmus MR, et al (2010) Picante: R tools for integrating phylogenies and ecology. *Bioinformatics* 26:1463–1464. doi: 10.1093/bioinformatics/btq166
- Kersten RDA (2009) Epífitas vasculares – Histórico, participação taxonômica e aspectos relevantes, com ênfase na Mata Atlântica. *Hoehnea* 37(1): 9-38.
- Kersten RDA, Silva; Silva SM (2001) Composição florística e estrutura do componente epifítico vascular em floresta da planície litorânea na Ilha do Mel, Paraná, Brasil. *Revta Bras Bot.* 24 (2). 213-226
- Krebs CJ (1989) *Ecological Methodology*. Harper & Row, New York
- Leibold MA (1998) Similarity and local co-existence of species in regional biotas. *Evol Ecol* 12:95–110. doi: 10.1023/A:1006511124428
- Lima LM (2013) *Aves da Mata Atlântica: riqueza, composição, status, endemismos e conservação*. Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo
- Lomolino M V. (2001) Elevation gradients of species-density: historical and prospective views. *Glob Ecol Biogeogr* 10:3–13. doi: 10.1046/j.1466-822x.2001.00229.x
- Lounibos, Frank (2009) Insects and allies associated with bromeliads: a review. *Terr Arthropod Rev* 1:125–153. doi: 10.1163/187498308X414742
- Maack R (1981) *Geografia física do Estado do Paraná*, 2ed edn. J. Olímpio, Rio de Janeiro
- MacArthur R, Recher H, Cody M (1966) On the Relation between Habitat Selection and Species Diversity. *Am Nat* 100:319–332. doi: 10.2307/2458999
- MacArthur RH, MacArthur JW (1961) On Bird Species Diversity. *Ecology* 42:594–598. doi: 10.2307/1932254
- Magurran AE (2013) *Measuring Biological Diversity*. John Wiley & Sons
- Marini MÁ, Garcia FI (2005) Conservação de Aves no Brasil. *Megadiversidade* 1:95–102.
- Martins L, Almeida FS, Antônio José Mayhé-Nunes, Vargas AB (2011) Efeito da complexidade estrutural do ambiente sobre as comunidades de formigas (Hymenoptera : Formicidae) no município de Resende , RJ , Brasil. *Rev Bras Biociências* 9:174–179

- McCoy ED, Bell SS (1991) Habitat structure: The evolution and diversification of a complex topic. In: *Habitat Structure*. Springer Netherlands, Dordrecht, pp 3–27
- McElhinny C, Gibbons P, Brack C, Bauhus J (2005) Forest and woodland stand structural complexity: Its definition and measurement. *For Ecol Manage* 218:1–24. doi: 10.1016/j.foreco.2005.08.034
- Ministério do Meio Ambiente (2014) Portaria MMA N° 443, de 17 de dezembro de 2014
- Morrone JJ (2006) Biogeographic areas and transition zones of Latin America and the Caribbean islands based on panbiogeographic and cladistic analyses of the entomofauna. *Annu Rev Entomol* 51:467–494. doi: 10.1146/annurev.ento.50.071803.130447
- Myers N, Mittermeier RA, Mittermeier CG, et al (2000) Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403:853–858. doi: 10.1038/35002501
- Nadkarni NM (1994) Diversity of Species and Interactions in the Upper Tree Canopy of Forest Ecosystems. *Am Zool* 34:70–78. doi: 10.1093/icb/34.1.70
- Nadkarni NM, Longino JT (1990) Invertebrates in Canopy and Ground Organic Matter in a Neotropical Montane Forest, Costa Rica. *Biotropica* 22:286. doi: 10.2307/2388539
- Nadkarni NM, Matelson TJ (1989) Bird Use of Epiphyte Resources in Neotropical Trees. *Condor* 91:891. doi: 10.2307/1368074
- Nudds TD (1977) Quantifying the vegetative structure of wildlife cover. *Wildl Soc Bull* 5:113–117.
- Oksanen, J., Blanchet, F., Guillaume K., Roeland L., P., Minchin, P., O'Hara, RB., Simpson, G., Solymos, P., Stevens, MHH., Wagner H (2013) *Vegan: Community Ecology Package*
- Parrini R, Sampaio C, Pacheco JF (2017) Conhecendo as plantas cujos frutos e recursos florais são consumidos pelas aves na Mata Atlântica do Parque Nacional da Serra dos Órgãos. *Atualidades Oritológicas* 199:38–136
- Petchey OL, Gaston KJ (2006a) Functional diversity: back to basics and looking forward. *Ecol Lett* 9:741–758. doi: 10.1111/j.1461-0248.2006.00924.x
- Petchey OL, Gaston KJ (2002) Functional diversity (FD), species richness and community composition. *Ecol Lett* 5:402–411. doi: 10.1046/j.1461-0248.2002.00339.x
- Petchey OL, Gaston KJ (2006b) Functional diversity: back to basics and looking forward. *Ecol Lett* 9:741–758. doi: 10.1111/j.1461-0248.2006.00924.x
- Petchey OL, Hector A, Gaston KJ (2004) How do different measures of functional diversity perform? *Ecology* 85:847–857. doi: 10.1890/03-0226
- Petean MP, Marcon AK, Liebsch D, et al (2018) Vascular epiphyte biomass in a south Brazilian fragment of Atlantic Forest. *An Acad Bras Cienc* 90:3717–3728. doi: 10.1590/0001-3765201820180103
- Piacentini VQ, Aleixo A, Agne CE, et al (2015) Annotated checklist of the birds of

- Brazil by the Brazilian Ornithological Records Committee. *Rev Bras Ornitol - Brazilian J Ornithol* 23:91–298
- Radu S (2006) The Ecological Role of Deadwood in Natural Forests. In: *Nature Conservation*. Springer Berlin Heidelberg, Berlin, Heidelberg, pp 137–141
- Raman TRS (2006) Effects of habitat structure and adjacent habitats on birds in tropical rainforest fragments and shaded plantations in the Western Ghats, India. *For Divers Manag* 517–547. doi: 10.1007/978-1-4020-5208-8_28
- Remm J, Löhmus A (2011) Tree cavities in forests – The broad distribution pattern of a keystone structure for biodiversity. *For Ecol Manage* 262:579–585. doi: 10.1016/j.foreco.2011.04.028
- Remsen, J. V. J, Areta JI, Cadena CD, et al (2017) A classification of the bird species of South America. *American Ornithologists' Union*. <http://www.museum.lsu.edu/~Remsen/SACCBaseline.htm>
- Ridgely RS, Tudor G (2009) Field guide to the songbirds of South America. The passerines 127:750
- Ridgely RS, Tudor G (1994) *The Birds of South America. Volume II: The Suboscine Passerines*. University of Texas Press., Austin
- Ridgely RS, Tudor G, Brown WL, World Wildlife Fund (U.S.) (1989) *The birds of South America*. University of Texas Press
- Ripley B., Bill Venables B., Bates DM, et al (2018) Support Functions and Datasets for Venables and Ripley's MASS
- Ritz C, Spiess A-N (2008) qpcR: an R package for sigmoidal model selection in quantitative real-time polymerase chain reaction analysis. *Bioinformatics* 24:1549–1551. doi: 10.1093/bioinformatics/btn227
- Roderjan, V C, Galvão F, Kuniyoshi, S Y, Hatschbach, G G (2002) As unidades fitogeográficas do estado do Paraná, Brasil. *Ciência e Ambient* 24:42–75
- Sarkar D (2008) *Lattice: Multivariate Data Visualization with R*. Springer. Springer, New York
- Scherer-Neto, P., Straube F. C., Carrano E. U-F a. (2011) *Lista de Aves do Estado do Paraná, 1ªed.* Hori Cadernos Técnicos, Curitiba
- Scherer-Neto P, Straube FC, Bornschein MR (1995) Lista de aves da floresta atlântica e ecossistemas associados no Estado do Paraná. In: & CRJPF, Z.Koch. (eds) *Mata Atlântica*. Edibran, Curitiba, pp 105–107
- Sick H (1997) *Ornitologia Brasileira*. Rio de Janeiro
- Silva HR da, Carvalho ALG de, Bittencourt-Silva GB (2011) Selecting a Hiding Place: Anuran Diversity and the use of Bromeliads in a Threatened Coastal Sand Dune Habitat in Brazil. *Biotropica* 43:218–227. doi: 10.1111/j.1744-7429.2010.00656.x
- Silveira, L.F. & Straube FC (2008) Aves ameaçadas de extinção no Brasil. In: A.B.M. Machado GMD & APP (ed) *Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção*. Ministério do Meio Ambiente e Fundação Biodiversitas, pp 379–666

- Stotz DF (1996) Douglas F, Conservation International., Field Museum of Natural History. Neotropical birds : ecology and conservation. University of Chicago Press
- Straube FC, Urben-Filho A (2005) Avifauna da Reserva Natural Salto Morato (Guaraqueçaba, Paraná). *Atualidades Ornitológicas* 81531–980
- Team RC (2014) R: A language and environment for statistical computing.
- Terborgh J (1971) Distribution on Environmental Gradients: Theory and a Preliminary Interpretation of Distributional Patterns in the Avifauna of the. *Ecology* 52:23–40
- Terborgh J, Robinson SK, Parker TA, et al (1990) Structure and Organization of an Amazonian Forest Bird Community. *Ecol Monogr* 60:213–238. doi: 10.2307/1943045
- Tews J, Brose U, Grimm V, et al (2004) Animal Species Diversity Driven by Habitat Heterogeneity / Diversity : The Importance of Keystone Structures. *J Biogeogr* 31:79–92
- Tilman D (2001) *Encyclopedia of Biodiversity*. Academic Press.
- Toledo JJ, Magnusson WE, Castilho C V. (2013) Competition, exogenous disturbances and senescence shape tree size distribution in tropical forest: Evidence from tree mode of death in Central Amazonia. *J Veg Sci* 24:651–663. doi: 10.1111/j.1654-1103.2012.01491.
- van Perlo B (2009) *A Field Guide to the Birds of Brazil*. Oxford University Press
- Vielliard JME, Almeida ME de C, Anjos L dos, Silva WR (2010) Levantamento quantitativo por pontos de escuta e o Índice Pontual de Abundância (IPA). In: *Ornitologia e Conservação. Ciência aplicada, técnicas de pesquisa e levantamento.*, 1. ed. Technical Books, Rio de Janeiro, p 516
- Vielliard JME, Silva WR (1990) Nova metodologia de levantamento quantitativo da avifauna e primeiros resultados no interior do Estado de São Paulo. 117–151
- Watson JEM, Whittaker RJ, Dawson TP (2004) Habitat structure and proximity to forest edge affect the abundance and distribution of forest-dependent birds in tropical coastal forests of southeastern Madagascar. *Biol Conserv* 120:311–327. doi: 10.1016/J.BIOCON.2004.03.004
- Wiens JA (1976) Population Responses to Patchy Environments. *Annu Rev Ecol Syst* 7:81–120. doi: 10.2307/2096862
- Wight HM (1938) *Field and laboratory techniques in wildlife management*. University of Press. Ann. Arbor.
- Wilman H, Belmaker J, Simpson J, et al (2014) EltonTraits 1.0: Species-level foraging attributes of the world's birds and mammals. *Ecology* 95:2027–2027. doi: 10.1890/13-1917.1

6 - Apêndices

Apêndice 1 – Lista de espécies registradas no Parque Nacional Saint/Hilaire Lange e entorno (litoral do Estado do Paraná). A nomenclatura dos táxons segue o proposto pelo comitê da Sociedade Americana de Ornitologia (*South American Classification Committee*). A nomenclatura popular segue o proposto pelo Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos. Espécies endêmicas da Floresta Atlântica [END]. Espécies sob algum grau de ameaça conforme a União Internacional para a Conservação da Natureza [IUCN] e Ministério do Meio Ambiente [MMA]. As categorias de ameaça são representadas por: NT, quase ameaçada; VU, vulnerável; EN em perigo.

Táxon	Nome popular	END	IUCN	MMA
Tinamidae				
<i>Tinamus solitarius</i> (Vieillot, 1819)	macuco	x	NT	
<i>Crypturellus obsoletus</i> (Temminck, 1815)	inambuguaçu			
<i>Crypturellus noctivagus</i> (Wied, 1820)	jaó-do-sul	x	NT	VU
Cracidae				
<i>Penelope obscura</i> Temminck, 1815	jacuguaçu			
<i>Pipile jacutinga</i> (Spix, 1825)	jacutinga	x	EN	EN
Odontophoridae				
<i>Odontophorus capueira</i> (Spix, 1825)	uru			
Columbidae				
<i>Patagioenas picazuro</i> (Temminck, 1813)	asa-branca			
<i>Patagioenas cayennensis</i> (Bonnaterre, 1792)	pomba-galega			
<i>Patagioenas plumbea</i> (Vieillot, 1818)	pomba-amargosa			
<i>Geotrygon montana</i> (Linnaeus, 1758)	pariri			
<i>Leptotila verreauxi</i> Bonaparte, 1855	juriti-pupu			
<i>Zenaida auriculata</i> (Des Murs, 1847)	avoante			
<i>Columbina talpacoti</i> (Temminck, 1810)	rolinha			
Cuculidae				
<i>Guira guira</i> (Gmelin, 1788)	anu-branco			
<i>Crotophaga ani</i> Linnaeus, 1758	anu-preto			
<i>Tapera naevia</i> (Linnaeus, 1766)	saci			
<i>Piaya cayana</i> (Linnaeus, 1766)	alma-de-gato			
<i>Coccyzus melacoryphus</i> Vieillot, 1817	papa-lagarta			
Nyctibiidae				
<i>Nyctibius griseus</i> (Gmelin, 1789)	urutau			
Caprimulgidae				
<i>Lurocalis semitorquatus</i> (Gmelin, 1789)	tuju			

<i>Nyctidromus albicollis</i> (Gmelin, 1789)	bacurau		
<i>Hydropsalis torquata</i> (Gmelin, 1789)	bacurau-tesoura		
Apodidae			
<i>Streptoprocne biscutata</i> (Sclater, 1866)	taperuçu-de-coleira-falha		
<i>Chaetura cinereiventris</i> Sclater, 1862	andorinhão-de-sobre-cinzento		
<i>Chaetura meridionalis</i> Hellmayr, 1907	andorinhão-do-temporal		
Trochilidae			
<i>Florisuga fusca</i> (Vieillot, 1817)	beija-flor-preto		
<i>Ramphodon naevius</i> (Dumont, 1818)	beija-flor-rajado	x	NT
<i>Phaethornis squalidus</i> (Temminck, 1822)	rabo-branco-pequeno	x	
<i>Clytolaema rubricauda</i> (Boddaert, 1783)	beija-flor-rubi	x	
<i>Thalurania glaucopis</i> (Gmelin, 1788)	beija-flor-de-frente-violeta	x	
<i>Aphantochroa cirrochloris</i> (Vieillot, 1818)	beija-flor-cinza		
<i>Amazilia versicolor</i> (Vieillot, 1818)	beija-flor-de-banda-branca		
Rallidae			
<i>Mustelirallus albicollis</i> (Vieillot, 1819)	sanã-carijó		
<i>Aramides saracura</i> (Spix, 1825)	saracura-do-mato	x	
<i>Gallinula galeata</i> (Lichtenstein, 1818)	galinha-d'água		
Charadriidae			
<i>Vanellus chilensis</i> (Molina, 1782)	quero-quero		
Scolopacidae			
<i>Gallinago paraguayana</i> (Vieillot, 1816)	narceja		
<i>Tringa solitaria</i> Wilson, 1813	maçarico-solitário		
Jacanidae			
<i>Jacana jacana</i> (Linnaeus, 1766)	jaçanã		
Phalacrocoracidae			
<i>Phalacrocorax brasilianus</i> (Gmelin, 1789)	biguá		
Ardeidae			
<i>Tigrisoma fasciatum</i> (Such, 1825)	socó-jararaca		VU
<i>Butorides striata</i> (Linnaeus, 1758)	socozinho		
<i>Bubulcus ibis</i> (Linnaeus, 1758)	garça-vaqueira		
<i>Ardea alba</i> Linnaeus, 1758	garça-branca		
<i>Syrigma sibilatrix</i> (Temminck, 1824)	maria-faceira		
<i>Egretta thula</i> (Molina, 1782)	garça-branca-pequena		
Threskiornithidae			

<i>Phimosus infuscatus</i> (Lichtenstein, 1823)	tapicuru			
Cathartidae				
<i>Coragyps atratus</i> (Bechstein, 1793)	urubu-de-cabeça-preta			
<i>Cathartes aura</i> (Linnaeus, 1758)	urubu-de-cabeça-vermelha			
Accipitridae				
<i>Spizaetus ornatus</i> (Daudin, 1800)	gavião-de-penacho		NT	
<i>Rostrhamus sociabilis</i> (Vieillot, 1817)	gavião-caramujeiro			
<i>Harpagus diodon</i> (Temminck, 1823)	gavião-bombachinha			
<i>Buteogallus lacermulatus</i> (Temminck, 1827)	gavião-pombo-pequeno	x	VU	VU
<i>Rupornis magnirostris</i> (Gmelin, 1788)	gavião-carijó			
Strigidae				
<i>Megascops atricapilla</i> (Temminck, 1822)	corujinha-sapo	x		
<i>Athene cunicularia</i> (Molina, 1782)	coruja-buraqueira			
Trogonidae				
<i>Trogon viridis</i> Linnaeus, 1766	surucuá-de-barriga-amarela			
Alcedinidae				
<i>Megasceryle torquata</i> (Linnaeus, 1766)	martim-pescador-grande			
<i>Chloroceryle amazona</i> (Latham, 1790)	martim-pescador-verde			
Bucconidae				
<i>Malacoptila striata</i> (Spix, 1824)	barbudo-rajado			
Ramphastidae				
<i>Ramphastos vitellinus</i> Lichtenstein, 1823	tucano-de-bico-preto			
<i>Selenidera maculirostris</i> (Lichtenstein, 1823)	araçari-poca	x		
Picidae				
<i>Picumnus temminckii</i> Lafresnaye, 1845	picapauzinho-de-coleira	x		
<i>Melanerpes flavifrons</i> (Vieillot, 1818)	benedito-de-testa-amarela			
<i>Veniliornis spilogaster</i> (Wagler, 1827)	picapauzinho-verde-carijó			
<i>Celeus flavescens</i> (Gmelin, 1788)	pica-pau-de-cabeça-amarela			
<i>Piculus flavigula</i> (Boddaert, 1783)	pica-pau-bufador			

Falconidae				
<i>Micrastur semitorquatus</i> (Vieillot, 1817)	falcão-relógio			
<i>Caracara plancus</i> (Miller, 1777)	carcará			
<i>Milvago chimachima</i> (Vieillot, 1816)	carrapateiro			
Psittacidae				
<i>Touit melanonotus</i> (Wied, 1820)	apuim-de-costas-pretas	x	VU	VU
<i>Brotogeris tirica</i> (Gmelin, 1788)	periquito-verde	x		
<i>Pionus maximiliani</i> (Kuhl, 1820)	maitaca			
<i>Pyrrhura frontalis</i> (Vieillot, 1817)	tiriba	x		
<i>Forpus xanthopterygius</i> (Spix, 1824)	tuim			
Thamnophilidae				
<i>Hypodaleus guttatus</i> (Vieillot, 1816)	chocão-carijó			
<i>Thamnophilus caerulescens</i> Vieillot, 1816	choca-da-mata			
<i>Rhopias gularis</i> (Spix, 1825)	choquinha-de-garganta-pintada	x		
<i>Dysithamnus stictothorax</i> (Temminck, 1823)	choquinha-de-peito-pintado	x	NT	
<i>Dysithamnus mentalis</i> (Temminck, 1823)	choquinha-lisa			
<i>Myrmotherula unicolor</i> (Ménétrières, 1835)	choquinha-cinzenta	x	NT	
<i>Herpsilochmus rufimarginatus</i> (Temminck, 1822)	chorozinho-de-asa-vermelha			
<i>Drymophila ferruginea</i> (Temminck, 1822)	trovoada	x		
<i>Drymophila squamata</i> (Lichtenstein, 1823)	pintadinho	x		
<i>Terenura maculata</i> (Wied, 1831)	zidedê	x		
<i>Pyriglena leucoptera</i> (Vieillot, 1818)	papa-taoca-do-sul	x		
<i>Myrmoderus squamosus</i> (Pelzeln, 1868)	papa-formiga-de-grota	x		
Conopophagidae				
<i>Conopophaga lineata</i> (Wied, 1831)	chupa-dente			
<i>Conopophaga melanops</i> (Vieillot, 1818)	cuspidor-de-máscara-preta	x		
Grallariidae				
<i>Grallaria varia</i> (Boddaert, 1783)	tovacuçu			
Rhinocryptidae				
<i>Merulaxis ater</i> Lesson, 1830	entufado	x	NT	
<i>Eleoscytalopus indigoticus</i> (Wied, 1831)	macuquinho	x	NT	
Formicariidae				

<i>Formicarius colma</i> Boddaert, 1783	galinha-do-mato		
<i>Chamaeza campanisona</i> (Lichtenstein, 1823)	tovaca-campainha		
Furnariidae			
<i>Sclerurus scansor</i> (Ménétriès, 1835)	vira-folha		
<i>Sittasomus griseicapillus</i> (Vieillot, 1818)	arapaçu-verde		
<i>Dendrocincla turdina</i> (Lichtenstein, 1820)	arapaçu-liso	x	
<i>Dendrocolaptes platyrostris</i> Spix, 1825	arapaçu-grande		
<i>Xiphocolaptes albicollis</i> (Vieillot, 1818)	arapaçu-de-garganta-branca		
<i>Xiphorhynchus fuscus</i> (Vieillot, 1818)	arapaçu-rajado		
<i>Furnarius rufus</i> (Gmelin, 1788)	joão-de-barro		
<i>Lochmias nematura</i> (Lichtenstein, 1823)	joão-porca		
<i>Anabazenops fuscus</i> (Vieillot, 1816)	trepador-coleira	x	
<i>Cichlocolaptes leucophrus</i> (Jardine e Selby, 1830)	trepador-sobrancelha	x	
<i>Philydor atricapillus</i> (Wied, 1821)	limpa-folha-coroado	x	
<i>Automolus leucophthalmus</i> (Wied, 1821)	barranqueiro-de-olho-branco		
<i>Certhiaxis cinnamomeus</i> (Gmelin, 1788)	curutié		
<i>Synallaxis ruficapilla</i> Vieillot, 1819	pichororé	x	
Tyrannidae			
<i>Elaenia flavogaster</i> (Thunberg, 1822)	guaracava-de-barriga-amarela		
<i>Camptostoma obsoletum</i> (Temminck, 1824)	risadinha		
<i>Phylloscartes kronei</i> Willis e Oniki, 1992	maria-da-restinga	x	VU
<i>Phylloscartes oustaleti</i> (Sclater, 1887)	papa-moscas-de-olheiras	x	NT
<i>Mionectes rufiventris</i> Cabanis, 1846	abre-asa-de-cabeça-cinza		
<i>Leptopogon amaurocephalus</i> Tschudi, 1846	cabeçudo		
<i>Myiornis auricularis</i> (Vieillot, 1818)	miudinho	x	
<i>Hemitriccus orbitatus</i> (Wied, 1831)	tiririzinho-do-mato	x	NT
<i>Poecilatriccus plumbeiceps</i> (Lafresnaye, 1846)	tororó		

<i>Todirostrum poliocephalum</i> (Wied, 1831)	teque-teque		
<i>Tolmomyias sulphurescens</i> (Spix, 1825)	bico-chato-de-orelha-preta		
<i>Platyrinchus mystaceus</i> Vieillot, 1818	patinho		
<i>Platyrinchus leucoryphus</i> Wied, 1831	patinho-de-asa-castanha	x	VU
<i>Myiophobus fasciatus</i> (Statius Muller, 1776)	filipe		
<i>Myiobius barbatus</i> (Gmelin, 1789)	assanhadinho		
<i>Hirundinea ferruginea</i> (Gmelin, 1788)	gibão-de-couro		
<i>Lathrotriccus euleri</i> (Cabanis, 1868)	enferrujado		
<i>Cnemotriccus fuscatus</i> (Wied, 1831)	guaracavuçu		
<i>Contopus cinereus</i> (Spix, 1825)	papa-moscas-cinzento		
<i>Fluvicola nengeta</i> (Linnaeus, 1766)	lavadeira-mascarada		
<i>Colonia colonus</i> (Vieillot, 1818)	viuvinha		
<i>Machetornis rixosa</i> (Vieillot, 1819)	suiriri-cavaleiro		
<i>Legatus leucophaius</i> (Vieillot, 1818)	bem-te-vi-pirata		
<i>Myiozetetes similis</i> (Spix, 1825)	bentevizinho-de-penacho-vermelho		
<i>Pitangus sulphuratus</i> (Linnaeus, 1766)	bem-te-vi		
<i>Conopias trivirgatus</i> (Wied, 1831)	bem-te-vi-pequeno		
<i>Myiodynastes maculatus</i> (Statius Muller, 1776)	bem-te-vi-rajado		
<i>Megarynchus pitangua</i> (Linnaeus, 1766)	neinei		
<i>Empidonomus varius</i> (Vieillot, 1818)	peitica		
<i>Tyrannus melancholicus</i> Vieillot, 1819	suiriri		
<i>Tyrannus savana</i> Daudin, 1802	tesourinha		
<i>Syrstes sibilator</i> (Vieillot, 1818)	gritador		
<i>Myiarchus swainsoni</i> Cabanis & Heine, 1859	irré		
<i>Attila phoenicurus</i> Pelzeln, 1868	capitão-castanho		
<i>Attila rufus</i> (Vieillot, 1819)	capitão-de-saíra	x	
Oxyruncidae			
<i>Oxyruncus cristatus</i> Swainson, 1821	araponga-do-horto		
Cotingidae			
<i>Carpornis cucullata</i> (Swainson, 1821)	corocoxó	x	NT
<i>Procnias nudicollis</i> (Vieillot, 1817)	araponga	x	VU
Pipridae			

<i>Chiroxiphia caudata</i> (Shaw & Nodder, 1793)	tangará	x	
<i>Ilicura militaris</i> (Shaw e Nodder, 1809)	tangarazinho		
<i>Manacus manacus</i> (Linnaeus, 1766)	rendeira		
Tityridae			
<i>Tityra cayana</i> (Linnaeus, 1766)	anambé-branco-de-rabo-preto		
<i>Schiffornis virescens</i> (Lafresnaye, 1838)	flautim		
<i>Pachyramphus castaneus</i> (Jardine e Selby, 1827)	caneleiro		
<i>Pachyramphus polychopterus</i> (Vieillot, 1818)	caneleiro-preto		
<i>Pachyramphus validus</i> (Lichtenstein, 1823)	caneleiro-de-chapéu-preto		
Vireonidae			
<i>Cyclarhis gujanensis</i> (Gmelin, 1789)	pitiguari		
<i>Vireo olivaceus</i> (Linnaeus, 1766)	juruviara-boreal		
Corvidae			
<i>Cyanocorax caeruleus</i> (Vieillot, 1818)	gralha-azul	x	NT
Hirundinidae			
<i>Pygochelidon cyanoleuca</i> (Vieillot, 1817)	andorinha-pequena-de-casa		
<i>Stelgidopteryx ruficollis</i> (Vieillot, 1817)	andorinha-serradora		
<i>Progne chalybea</i> (Gmelin, 1789)	andorinha-grande		
<i>Hirundo rustica</i> Linnaeus, 1758	andorinha-de-bando		
Troglodytidae			
<i>Troglodytes musculus</i> Naumann, 1823	cornuíra		
Polioptilidae			
<i>Ramphocaenus melanurus</i> Vieillot, 1819	chirito		
Turdidae			
<i>Turdus flavipes</i> Vieillot, 1818	sabiá-una		
<i>Turdus rufiventris</i> Vieillot, 1818	sabiá-laranjeira		
<i>Turdus amaurochalinus</i> Cabanis, 1850	sabiá-poca		
<i>Turdus albicollis</i> Vieillot, 1818	sabiá-coleira		
Mimidae			
<i>Mimus saturninus</i> (Lichtenstein, 1823)	sabiá-do-campo		
Thraupidae			
<i>Chlorophanes spiza</i> (Linnaeus, 1758)	saí-verde		

<i>Hemithraupis ruficapilla</i> (Vieillot, 1818)	saíra-ferrugem	x		
<i>Sicalis flaveola</i> (Linnaeus, 1766)	canário-da-terra			
<i>Volatinia jacarina</i> (Linnaeus, 1766)	tiziu			
<i>Lanio cristatus</i> (Linnaeus, 1766)	tiê-galo			
<i>Tachyphonus coronatus</i> (Vieillot, 1822)	tiê-preto	x		
<i>Trichothraupis melanops</i> (Vieillot, 1818)	tiê-de-topete			
<i>Ramphocelus bresilius</i> (Linnaeus, 1766)	tiê-sangue	x		
<i>Dacnis cayana</i> (Linnaeus, 1766)	saí-azul			
<i>Sporophila lineola</i> (Linnaeus, 1758)	bigodinho			
<i>Sporophila frontalis</i> (Verreaux, 1869)	pioxó	x	VU	VU
<i>Sporophila falcirostris</i> (Temminck, 1820)	cigarra	x	VU	VU
<i>Saltator similis</i> d'Orbigny e Lafresnaye, 1837	trinca-ferro			
<i>Saltator fuliginosus</i> (Daudin, 1800)	bico-de-pimenta	x		
<i>Coereba flaveola</i> (Linnaeus, 1758)	cambacica			
<i>Tiaris fuliginosus</i> (Wied, 1830)	cigarra-preta			
<i>Tangara peruviana</i> (Desmarest, 1806)	saíra-sapucaia	x	VU	VU
<i>Tangara seledon</i> (Statius Muller, 1776)	saíra-sete-cores	x		
<i>Tangara cyanocephala</i> (Statius Muller, 1776)	saíra-militar	x		
<i>Tangara cyanoptera</i> (Vieillot, 1817)	sanhaço-de-encontro-azul	x		
<i>Thraupis sayaca</i> (Linnaeus, 1766)	sanhaço-cinzento			
<i>Thraupis ornata</i> (Sparman, 1789)	sanhaço-de-encontro-amarelo	x		
<i>Thraupis palmarum</i> (Wied, 1821)	sanhaço-do-coqueiro			
Emberizidae				
<i>Zonotrichia capensis</i> (Statius Muller, 1776)	tico-tico			
Cardinalidae				
<i>Habia rubra</i> (Vieillot, 1819)	tiê-do-mato-grosso			
Parulidae				
<i>Geothlypis aequinoctialis</i> (Gmelin, 1789)	pia-cobra			
<i>Setophaga pitayumi</i> (Vieillot, 1817)	mariquita			
<i>Myiothlypis rivularis</i> (Wied, 1821)	pula-pula-ribeirinho			

<i>Basileuterus culicivorus</i> (Deppe, 1830)	pula-pula	
Icteridae		
<i>Cacicus haemorrhous</i> (Linnaeus, 1766)	guaxe	
<i>Molothrus bonariensis</i> (Gmelin, 1789)	chupim	
<i>Sturnella superciliaris</i> (Bonaparte, 1850)	polícia-inglesa- do-sul	
Fringillidae		
<i>Spinus magellanicus</i> (Vieillot, 1805)	pintassilgo	
<i>Euphonia violacea</i> (Linnaeus, 1758)	gaturamo	x
<i>Euphonia pectoralis</i> (Latham, 1801)	ferro-velho	x
Estrildidae		
<i>Estrilda astrild</i> (Linnaeus, 1758)	bico-de-lacre	

Apêndice 2 – Lista de espécies e número total de indivíduos de cada espécie registrados nos pontos de contagem no Parque Nacional Saint/Hilaire Lange e entorno (litoral do Estado do Paraná).

Táxon	n° de registros
<i>Chiroxiphia caudata</i>	87
<i>Xiphorhynchus fuscus</i>	47
<i>Basileuterus culicivorus</i>	34
<i>Ramphodon naevius</i>	33
<i>Turdus albicollis</i>	33
<i>Schiffornis virescens</i>	32
<i>Habia rubica</i>	27
<i>Tangara cyanocephala</i>	26
<i>Conopophaga melanops</i>	24
<i>Formicarius colma</i>	22
<i>Myiothlypis rivularis</i>	21
<i>Dryophila squamata</i>	20
<i>Vireo chivi</i>	18
<i>Philydor atricapillus</i>	17
<i>Lathrotriccus euleri</i>	15
<i>Pyriglena leucoptera</i>	15
<i>Dysithamnus mentalis</i>	14
<i>Myrmoderus squamosus</i>	14
<i>Attila rufus</i>	13
<i>Thalurania glaucopis</i>	12
<i>Trogon viridis</i>	12
<i>Myiodynastes maculatus</i>	11
<i>Phylloscartes kronei</i>	11
<i>Veniliornis spilogaster</i>	10
<i>Automolus leucophthalmus</i>	9
<i>Dryophila ferruginea</i>	9
<i>Picumnus temminckii</i>	9
<i>Tachyphonus coronatus</i>	9
<i>Euphonia pectoralis</i>	8
<i>Leptopogon amaurocephalus</i>	8
<i>Tangara seledon</i>	8
<i>Teremura maculata</i>	8
<i>Rhopias gularis</i>	7
<i>Tolmomyias sulphurescens</i>	7
<i>Trichothraupis melanops</i>	7
<i>Euphonia violacea</i>	6
<i>Piculus flavigula</i>	6
<i>Turdus rufiventris</i>	6
<i>Crypturellus noctivagus</i>	5
<i>Dendrocincla turdina</i>	5
<i>Florisuga fusca</i>	5

Táxon	n° de registros
<i>Hypoedaleus guttatus</i>	5
<i>Crypturellus obsoletus</i>	4
<i>Dysithamnus stictothorax</i>	4
<i>Turdus flavipes</i>	4
<i>Attila phoenicurus</i>	3
<i>Cacicus haemorrhous</i>	3
<i>Chamaeza campanisona</i>	3
<i>Dacnis cayana</i>	3
<i>Eleoscytalopus indigoticus</i>	3
<i>Hemitriccus orbitatus</i>	3
<i>Herpsilochmus rufimarginatus</i>	3
<i>Sittasomus griseicapillus</i>	3
<i>Celeus flavescens</i>	2
<i>Cnemotriccus fuscatus</i>	2
<i>Dendrocolaptes platyrostris</i>	2
<i>Ilicura militaris</i>	2
<i>Manacus manacus</i>	2
<i>Myrmotherula unicolor</i>	2
<i>Phylloscartes oustaleti</i>	2
<i>Ramphastos vitellinus</i>	2
<i>Tangara peruviana</i>	2
<i>Tityra cayana</i>	2
<i>Anabazenops fuscus</i>	1
<i>Aphantochroa cirrochloris</i>	1
<i>Carpornis cucullata</i>	1
<i>Cichlocolaptes leucophrus</i>	1
<i>Conopophaga lineata</i>	1
<i>Cyanocorax caeruleus</i>	1
<i>Formicarius analis</i>	1
<i>Grallaria varia</i>	1
<i>Hemithraupis ruficapilla</i>	1
<i>Hemmitriccus orbitatus</i>	1
<i>Merulaxis ater</i>	1
<i>Phaethornis squalidus</i>	1
<i>Piaya cayana</i>	1
<i>Platyrinchus mystaceus</i>	1
<i>Procnias nudicollis</i>	1
<i>Sclerurus scansor</i>	1
<i>Sporophila falcirostris</i>	1
<i>Synallaxis ruficapilla</i>	1
<i>Tyrannus melancholicus</i>	1

Apêndice 3 – Resultados das análises base nas variáveis selecionadas pela função *dredge*.

Tabela A1 – Seleção das variáveis feita pela função *dredge* para análise de abundância. Code 1 (bg10), 2 (bg50), 3 (bt10), 4 (bt10_50), 5(Cbro), 6 (serM), 7 (tronVol).

Code	df	LogLik	AICc	Delta	Weight
1,2,3,7	5	-250.60	512.00	0.00	0.35
1,3,6,7	5	-250.93	512.64	0.65	0.25
3,5,6,7	5	-251.53	512.86	1.86	0.14
1,2,6,7	5	-251.56	513.91	1.92	0.13
1,2,4,7	5	-251.58	513.95	1.96	0.13

Tabela A2 – Seleção das variáveis feita pela função *dredge* para análise de riqueza. Code 1 (a10), 2 (bg10), 3 (bg50), 4 (bt10), 5 (tronVol).

Code	df	LogLik	AICc	Delta	Weight
1,2,3,7	5	-200.82	410.16	0.00	0.25
1,3,6,7	5	-199.84	410.46	0.30	0.21
3,5,6,7	5	-202.16	410.63	0.47	0.20
1,2,6,7	5	-199.94	410.67	0.51	0.19
1,2,4,7	5	-201.31	411.14	0.98	0.15

Tabela A3 – Seleção das variáveis feita pela função *dredge* para análise da diversidade filogenética, PD. Code 1 (abg50), 2 (bt10), 3 (c50), 4 (ctron).

Code	df	LogLik	AICc	Delta	Weight
2,4	4	-490.68	989.91	0.00	0.38
2	3	-492.41	991.13	1.22	0.21
1,2	4	-491.48	991.50	1.59	0.17
2,3,4	5	-490.51	991.84	1.93	0.15
2,3	4	-492.14	992.82	2.91	0.09

Tabela A4 – Seleção das variáveis feita pela função *dredge* para análise da diversidade filogenética, sesPD. Code 1 (a4), 2 (a4_10), 3 (c10_30), 4 (dos), 5 (palm), 6 (tronN), 7 (xax).

Code	df	LogLik	AICc	Delta	Weight
4,5,6,7	6	-92.71	189.59	0.00	0.22
2,5,6,7	6	-92.77	198.70	0.11	0.21
5,6,7	5	-93.94	198.71	0.12	0.20
1,3,4,6	6	-92.82	198.81	0.22	0.19
1,3,6	5	-94.08	198.99	0.40	0.18

Tabela A5 – Seleção das variáveis feita pela função *dredge* para análise da diversidade filogenética, MPD. Code 1 (a4), 2 (a4_10), 3 (c10_30), 4 (dos), 5 (palm), 6 (tronN), 7 (xax).

Code	df	LogLik	AICc	Delta	Weight
4,5,6,7	6	-92.71	198.59	0.00	0.22
2,5,6,7	6	-92.77	198.70	0.11	0.21
5,6,7	5	-93.94	198.71	0.12	0.20
1,3,4,6	6	-92.82	198.81	0.22	0.19
1,3,6	5	-94.08	198.99	0.40	0.18

Tabela A6 – Seleção das variáveis feita pela função *dredge* para análise da diversidade filogenética, sesMPD. Code 1 (a4), 2 (arvN), 3 (bt10), 4 (c10_30), 5 (capM), 6 (tronN), 7 (xax).

Code	df	LogLik	AICc	Delta	Weight
1,4,5,6	6	-103.77	220.70	0.00	0.30
3,7	4	-106.44	221.41	0.72	0.21
1,4,5	5	-105.48	221.78	1.08	0.17
1,2,6	5	-105.50	221.82	1.12	0.17
3,6,7	5	-105.61	222.04	1.34	0.15

Tabela A7 – Seleção das variáveis feita pela função *dredge* para análise da diversidade filogenética, MNTD. Code 1 (a4), 2 (a4_10), 3 (c10_30), 4 (Ctron), 5 (dos), 6 (tronN), 7 (xax).

Code	df	LogLik	AICc	Delta	Weight
2,3,6,7	6	-359.50	732.16	0.00	0.23
5,6,7	5	-360.75	732.33	0.17	0.21
1,5,6,7	6	-359.66	732.49	0.33	0.19
1,4,5,6	6	-359.67	732.51	0.35	0.19
2,5,6,7	6	-359.70	732.58	0.42	0.18

Tabela A8 – Seleção das variáveis feita pela função *dredge* para análise da diversidade filogenética, sesMNTD. Code 1 (a4), 2 (a4_10), 3 (arvN), 4 (bg10_50), 5 (c10_30), 6 (tronN), 7 (xax).

Code	df	LogLik	AICc	Delta	Weight
1,2,4,6	6	-99.50	212.16	0.00	0.26
2,3,4,6	6	-99.53	212.22	0.06	0.26
2,3,4	5	-101.11	213.05	0.89	0.17
2,3,4,7	6	-99.95	213.07	0.91	0.17
2,4,5,6	6	-100.10	213.37	1.21	0.14

Tabela A9 – Seleção das variáveis feita pela função *dredge* para análise da diversidade filogenética, DE. Code 1 (a4), 2 (bt10), 3 (Csolo), 4 (Ctron), 5 (mor).

Code	df	LogLik	AICc	Delta	Weight
1,4,5	5	-229.96	470.74	0.00	0.27
1,2,4,5	6	-228.98	471.12	0.38	0.22
4,5	4	-231.39	471.32	0.58	0.20
1,3,4,5	6	-229.27	471.71	0.97	0.16
2,4,5	5	-230.56	471.94	1.20	0.15

Tabela A10 – Seleção das variáveis feita pela função *dredge* para análise da diversidade funcional, FD. Code 1 (bt10), 2 (Cbro), 3 (tronVol).

code	df	logLik	AICc	delta	weight
1	3	-8.99	24.29	0.00	0.25
(null)	2	-10.26	24.67	0.37	0.21
1,3	4	-8.09	24.70	0.41	0.21
1,2	4	-8.28	25.08	0.79	0.17
2	3	-9.43	25.17	0.88	0.16

Tabela A11 – Seleção das variáveis feita pela função *dredge* para análise da diversidade funcional, sesFD. Code 1 (bt10), 2 (bg50), 3 (Cbro), 4 (Cser), 5 (Csolo), 6 (Ctron), 7 (palm), 8 (TronN).

Code	df	LogLik	AICc	Delta	Weight
2,3,4,5	6	-98.91	210.99	0.00	0.30
1,2,8	5	-100.37	211.57	0.58	0.22
1,2,6,8	6	-99.41	211.98	0.99	0.18
1,2,7,8	6	-99.62	212.42	1.43	0.15
1,2,4,5	6	-99.64	212.44	1.45	0.15

Tabela A12 – Seleção das variáveis feita pela função *dredge* para análise da diversidade funcional, FMPD. Code 1 (bt10), 2 (bg50), 3 (bt10_50), 4 (dos), 5 (tronN).

Code	df	LogLik	AICc	Delta	Weight
1,2,5	5	162.07	-313.32	0.00	0.28
1,2,4,5	6	163.03	-312.89	0.43	0.23
1,2	4	160.58	-312.61	0.71	0.20
1,2,4	5	161.46	-312.11	1.21	0.15
1,2,3,5	6	162.58	-312.00	1.32	0.14

Tabela A13 – Seleção das variáveis feita pela função *dredge* para análise da diversidade funcional, sesFMPD. Code 1 (bg10), 2 (bg50), 3 (c30_50), 4 (Cser), 5 (Csolo), 6 (dos), 7 (TronN).

Code	df	LogLik	AICc	Delta	Weight
1,2,7	5	-108.51	227.83	0.00	0.26
1,2,3	5	-108.77	228.36	0.53	0.20
1,2,6,7	6	-107.69	228.54	0.71	0.18
1,2,4,5	6	-107.70	228.57	0.73	0.18
1,2,3,6	6	-107.71	228.59	0.75	0.18

Tabela A14 – Seleção das variáveis feita pela função *dredge* para análise da diversidade funcional, FMNPD. Code 1 (bg10), 2 (bg50), 3 (Ctron), 5 (palm), 6 (serM), 7 (TronN).

Code	df	LogLik	AICc	Delta	Weight
1,2,7	5	117.17	-223.53	0.00	0.31
1,2,6,7	6	117.89	-222.61	0.91	0.20
1,2,3,7	6	117.75	-222.32	1.20	0.17
1,2,4,7	6	117.66	-222.16	1.37	0.16
1,2,5,7	6	117.65	-222.14	1.39	0.16

Tabela A15 – Seleção das variáveis feita pela função *dredge* para análise da diversidade funcional, FMNTD. Code 1 (bg10), 2 (bg50), 3 (Cser), 5 (Csolo), 6 (Ctron), 7 (TronN).

Code	df	LogLik	AICc	Delta	Weight
1,2,3,4	6	-102.01	217.19	0.00	0.28
1,2	4	-104.64	217.82	0.62	0.21
1,2,6	5	-103.55	217.93	0.73	0.20
1,2,5	5	-103.76	218.34	1.15	0.16
1,5	4	-104.97	218.47	1.28	0.15