



UNIVERSIDADE
ESTADUAL DE LONDRINA

LARISSA CORSINI CALSAVARA

**VARIAÇÕES DE DIVERSIDADE FUNCIONAL DE AVES EM
ÁREAS PERTURBADAS DE FLORESTA COM ARAUCÁRIA**

Londrina
2016



UNIVERSIDADE
ESTADUAL DE LONDRINA



ciências biológicas
zoologia e botânica

LARISSA CORSINI CALSAVARA

**VARIAÇÕES DE DIVERSIDADE FUNCIONAL DE AVES EM ÁREAS
PERTURBADAS DE FLORESTA COM ARAUCÁRIA**

**Londrina – Paraná
2016**

LARISSA CORSINI CALSAVARA

**VARIAÇÕES DE DIVERSIDADE FUNCIONAL DE AVES EM
ÁREAS PERTURBADAS DE FLORESTA COM ARAUCÁRIA**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas da Universidade Estadual de Londrina como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Ciências Biológicas, área de concentração: ecologia.

Orientador: Prof. Dr. Marcos Robalinho Lima

Londrina
2016

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

Calsavara, Larissa Corsini.

Variações de diversidade funcional de aves em áreas perturbadas de floresta com Araucária / Larissa Corsini Calsavara. - Londrina, 2016.
71 f. : il.

Orientador: Marcos Robalinho Lima.

Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas) - Universidade Estadual de Londrina, Centro de Ciências Biológicas, Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas, 2016.
Inclui bibliografia.

1. Diversidade funcional - Teses. 2. Aves - Teses. 3. Floresta Ombrófila Mista - Teses.
4. Perturbação da vegetação - Teses. I. Robalinho Lima, Marcos . II. Universidade Estadual de Londrina. Centro de Ciências Biológicas. Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas. III. Título.



UNIVERSIDADE
ESTADUAL DE LONDRINA

CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS
BIOLÓGICAS

DEFESA DE DISSERTAÇÃO DE MESTRADO

Discente: Larissa Corsini Calsavara

Título: "Variações de diversidade funcional de aves em áreas perturbadas de floresta de Araucária"

Data da Defesa: 30 de junho de 2016 – 14:00 horas. na sala CCB S/10, desta Universidade.

Banca Examinadora

Parecer

Presidente:

Dr. Marcos Robalinho Lima

APROVADO

Titulares:

Dr. José Marcelo Domingues Torezan

APROVADA

Dr. Wesley Rodrigues Silva

APROVADA

Parecer Final APROVADA

Marcos Robalinho Lima

Dr. Marcos Robalinho Lima

Dr. José Marcelo Domingues Torezan

Dr. Wesley Rodrigues Silva

“Uso a palavra para compor meus silêncios.
Não gosto das palavras
fatigadas de informar.
Dou mais respeito
às que vivem de barriga no chão
tipo água pedra sapo.
Entendo bem o sotaque das águas
Dou respeito às coisas desimportantes
e aos seres desimportantes.
Prezo insetos mais que aviões.
Prezo a velocidade
das tartarugas mais que a dos mísseis.
Tenho em mim um atraso de nascença.
Eu fui aparelhado
para gostar de passarinhos.
Tenho abundância de ser feliz por isso.
Meu quintal é maior do que o mundo.
Sou um apanhador de desperdícios:
Amo os restos
como as boas moscas.
Queria que a minha voz tivesse um formato de canto.
Porque eu não sou da informática:
eu sou da invencionática.
Só uso a palavra para compor meus silêncios.”

Manuel de Barros, 1916.

AGRADECIMENTOS

- Primeiramente, quero agradecer a Deus pelo seu amor, paciência e força que me deu neste tempo, com certeza eu não conseguiria ter chego até aqui sozinha. *Quis ut Deus?*
- Aos orientadores, Marcos e Luiz, obrigada pela forma que me conduziram, de tentar extrair de mim o meu melhor, no auxílio das ideias e na estatística, pela dedicação ao corrigir meus textos, a paciência nas conversas, que por sinal, muito produtivas. Com certeza aprendi muito com vocês, sempre serão meus mestres!
- À Fundação Grupo Boticário e FAUEL por todo o apoio financeiro e logístico durante os três anos da pesquisa, foi imprescindível o custeio de todas as idas a campo e também pelos equipamentos de ótima qualidade. Agradeço também à Klabin, especialmente ao biólogo Serginho e a todos do escritório da florestal pela liberação da pesquisa, pela atenção e cuidado que tiveram conosco nos campos. Também não posso deixar de agradecer a todos os proprietários rurais que me deixaram entrar em suas matas, por confiarem na importância da pesquisa e por toda paciência e tolerância com a nossa chegada nas madrugadas em seus territórios, as vezes um pouco barulhentas porque acordávamos os cães de guarda.
- Aos meus amigos de laboratório, aqueles que me ajudaram de forma direta, me acompanhando no campo, obrigada Gabriel, Renan, Guilherme, Camila, mas principalmente à Gabi e ao Leo, por toda a parceria durante as viagens. Nós passamos por muitas aventuras, desde chuvas torrenciais, abrir picadas na mata, encontrar aves lindas e raras, cachoeiras e até trocas de pneu no meio da estrada. Deus abençoe a vida de vocês! À Daia, que foi parceira nas conversas e desabafos desta vida acadêmica. Também agradeço aqueles amigos que me ajudaram de forma indireta, amigos do Maranathá, no apoio e torcida por mim.

- Ao pessoal do LABRE, prof. José Marcelo Torezan, Hugo, Gustavo e Eduardo pelo auxílio na obtenção dos dados da vegetação, e ao Ed que me ajudou muito abrindo as trilhas e me aconselhando a tomar decisões no campo.
- À UEL, à secretaria de Pós-Graduação e aos professores por todo o conhecimento que pude adquirir, tudo foi muito válido.
- À CAPES pelo apoio com bolsas de estudo no programa de Pós-graduação em Ciências Biológicas e aos órgãos públicos, IAP e ICMBio pela licença concedida para fazermos a pesquisa.
- E por último e não menos importante, à minha família que suportou minhas ausências, sempre me dando apoio e oferecendo ajuda quando sempre precisei, até mesmo com nosso carro particular. E obrigada Leo, meu namorado companheiro, sempre fiel e acreditando nos meus esforços. À minha avó Cida, pelas conversas de passarinho, principalmente do seu favorito “Benedito é o tio” (*Zonotrichia capensis*).
- E a todos os outros que me ajudaram de alguma forma para que este estudo se tornasse possível!

Muito obrigada!!!

CALSAVARA, Larissa Corsini. **Variações de diversidade funcional de aves em áreas perturbadas de floresta com Araucária**. 2016. 71 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas) – Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 2016.

RESUMO

As atividades humanas são responsáveis por modificações importantes da paisagem em todo o planeta, e este tipo de pressão antrópica resulta em grandes perdas da biodiversidade, o que pode levar a mudanças nos processos e serviços dos ecossistemas. A Mata Atlântica é um dos biomas mais ameaçados e é composto por vários tipos de vegetação. Uma delas, é a Floresta com Araucária ou Floresta Ombrófila Mista, que foi reduzida para apenas 3% de sua área original. A maioria dos remanescentes de florestas com Araucária são atualmente compostas de florestas secundárias. Mudanças na biodiversidade são esperadas para estes fragmentos florestais, mas os processos e serviços ecossistêmicos podem ter permanecido estáveis. Diversidade funcional pode ser usada como uma ferramenta para avaliar não só o funcionamento do ecossistema, mas também se os ecossistemas permanecem estáveis apesar da perturbação humana. Como um modelo para este estudo, as aves foram usadas para analisar a diversidade e composição de características funcionais em doze sítios de amostragem de floresta com Araucária, que sofreram perturbação humana. A amostragem ocorreu em três municípios do centro-sul do Estado do Paraná, Brasil, os quais foram: Irati, Turvo e Telêmaco Borba. Os sítios de amostragem ocorreram ao longo de um gradiente de perturbação da vegetação, que foi medido utilizando o método da Avaliação Ecológica Rápida (A.E.R.). Índices de diversidade funcional (Entropia Quadrática de Rao, Q, e Redundância Funcional, RF) foram calculados e associados com a A.E.R. e riqueza taxonômica de aves para responder a duas questões: i) Como a diversidade e a composição de características funcionais de aves são afetadas por um gradiente de perturbação da vegetação?; ii) Como as mudanças na riqueza de espécies de aves ao longo deste gradiente afetam a diversidade funcional de aves? Não houve associação entre a diversidade funcional e o gradiente de perturbação da vegetação. Além disso, a riqueza de aves não afetou diversidade funcional, embora os três municípios tenham apresentado composição de aves diferente. Isto significa que os sítios amostrados apresentam espécies de aves redundantes quanto as funções ecológicas desempenhadas. Ou seja, em cada município, apesar da perturbação antrópica evidente, havia uma redundância de funções ecológicas que pode proporcionar uma maior estabilidade ecológica.

Palavras-chave: Características funcionais. Redundância funcional. Riqueza taxonômica. Composição de espécies. Floresta ombrófila mista.

CALSAVARA, Larissa Corsini. **Functional diversity variations of birds in disturbed areas of Araucaria forest.** 2016. 71 p. Dissertation (Masters in Biological Sciences) – Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 2016.

ABSTRACT

Human activities are responsible for major modification of landscape across the planet, and this kind of anthropic pressure results in large biodiversity losses, which can lead to changes in ecosystem processes and services. The Atlantic Forest is one of the most threatened biomes and consists of several vegetation types. One of which, is the Araucaria Forest or Mixed Rain Forest that has been reduced to only 3% of its original area. Most of the forest remnants of Araucaria forests are currently comprised of secondary forests. Changes in biodiversity are expected for these forest fragments, but ecosystem process and services may have remained stable. Functional diversity can be used as a tool to assess not only ecosystem functioning, but also if ecosystems remain stable despite human disturbance. As a model for this study, birds were used to analyze the diversity and composition of functional traits in twelve sampling sites of Araucaria Forests, which have suffered human disturbance. The sampling occurred in three municipalities in the South-Central State of Paraná, Brazil, these were: Irati, Turvo and Telêmaco Borba. Sampling sites occurred along a vegetation disturbance gradient, which was measured using Rapid Ecological Assessment (R.E.A.). Functional diversity indices (Rao's quadratic entropy, Q, and Functional Redundancy, FR) were calculated and associated with the R.E.A and taxonomic bird richness to answer two questions: i) How is the diversity and composition of bird functional traits affected by a vegetation disturbance gradient?; ii) How do changes in bird richness along this gradient affect bird functional diversity? There was no association between functional diversity and the vegetation disturbance gradient. Moreover, bird richness did not affect functional diversity, even though the three municipalities presented different bird composition. This means that the bird species sampled at the different sites were redundant regarding their ecological functions. Therefore, for each municipality, even in the presence of evident anthropological disturbance, there was a redundancy in ecological functions that could result in higher ecological stability.

Key-words: Functional traits. Functional redundancy. Taxonomic richness. Species composition. Mixed rain forest.

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1** – Localização das regiões de estudo no Estado do Paraná, Telêmaco Borba (A), Turvo (B) e Irati (C) com seus respectivos sítios amostrais. Os códigos “TB” representam os sítios de Telêmaco Borba, “T”, representa Turvo e “I” representa Irati. Os números “1, 2, 3 e 4” mostram o nível de conservação dos sítios, sendo o número 1 o mais conservado da região e o número 4 o menos conservado 22
- Figura 2** – Representação esquemática dos pontos fixos de escuta para amostragem das aves. Cada ponto possui um raio de detecção de 100m e foram alocados ao longo de uma transecção (linha tracejada) com 70m de tolerância das bordas da vegetação 26
- Figura 3** – Curva de rarefação dos indivíduos acumulados em relação à riqueza de espécies de aves para cada sítio amostral da região de Telêmaco Borba, Paraná. Os dados da comunidade (uma curva por sítio amostral) mostram o número de indivíduos acumulados juntamente com o intervalo de confiança de 95%. TB1 e TB2 foram os sítios amostrados na estação reprodutiva e TB3 e TB4 foram os sítios amostrados durante a estação não-reprodutiva, porém não houve uma diferença considerável entre eles. TB4 foi o sítio que possui menor diversidade de espécies 27
- Figura 4** – Índices de diversidade funcional, Entropia Quadrática de Rao (Q, figura A) e Redundância Funcional (RF, figura B) correlacionados com a Avaliação Ecológica Rápida (A.E.R.) em cada sítio de amostragem no Paraná: Irati (I), Turvo (T) e Telêmaco Borba (TB). Os quadrados brancos indicam os sítios de Telêmaco Borba amostrados no inverno 36
- Figura 5** – Riqueza de espécies (S) de aves em função da Avaliação Ecológica Rápida (A.E.R.) para os 12 sítios amostrais no Paraná: Irati (I), Turvo (T) e Telêmaco Borba (TB). Os quadrados brancos indicam os sítios de Telêmaco Borba amostrados no inverno 38

- Figura 6** – Gráficos mostrando a relação da riqueza de espécies (S) com os índices de Entropia Quadrática de Rao (Q, figura A) e Redundância Funcional (RF, figura B) para os 12 sítios amostrais no Paraná: Irati (I), Turvo (T) e Telêmaco Borba (TB). Os quadrados brancos indicam os sítios de Telêmaco Borba amostrados no inverno..... 39
- Figura 7** – Escalonamento Multidimensional Não-Métrico da composição de espécies de aves nas três regiões amostradas no Paraná. Cada ponto representa um sítio amostral de cada região, sendo que Turvo está representado pela cor verde, Irati pela cor preta, e Telêmaco Borba pela cor vermelha..... 40
- Figura 8** – Índice Pontual de Abundância de cada sítio amostral da região de Irati, organizados em ordem decrescente de conservação (valores do A.E.R.). No eixo *x* de cada gráfico, estão as 142 espécies de aves que foram amostradas quando se somaram todos os registros da avifauna nos 12 sítios. Cada espécie de ave foi codificada com um número de identidade (i.e., a espécie com o número 1 é a mesma para todos os outros sítios, também representada pelo mesmo número). As barras mostram o I.P.A. de cada espécie, sendo que o sítio I1 é a referência para o estudo. Espécies destacadas em amarelo estão codificadas como: (1) *Myiothlypis leucoblephara*; (2) *Setophaga pitiaiyumi*; (3) *Leptasthenura setaria*; (4) *Basileuterus culicivorus*; (16) *Pachyramphus polychopterus*; (114) *Patagioenas picazuro*; (131) *Sirystes sibilator*..... 41
- Figura 9** – Índice Pontual de Abundância de cada sítio amostral da região de Turvo, organizados em ordem decrescente de conservação (valores do A.E.R.). No eixo *x* de cada gráfico, estão as 142 espécies de aves que foram amostradas quando se somaram todos os registros da avifauna nos 12 sítios. Cada espécie de ave foi codificada com um número de identidade (i.e., a espécie com o número 1 é a mesma para todos os outros sítios, também representada pelo mesmo número). As barras mostram o I.P.A. de cada espécie, sendo que o sítio I1 é a referência para o estudo. Espécies destacadas em verde: (3) *Leptasthenura setaria*; (98) *Lepidocolaptes falcinellus*; (114) *Patagioenas picazuro*; (142) *Zonotrichia capensis* 42

Figura 10 – Índice Pontual de Abundância de cada sítio amostral da região de Telêmaco Borba, organizados em ordem decrescente de conservação (valores do A.E.R.). No eixo *x* de cada gráfico, estão as 142 espécies de aves que foram amostradas quando se somaram todos os registros da avifauna nos 12 sítios. Cada espécie de ave foi codificada com um número de identidade (i.e., a espécie com o número 1 é a mesma para todos os outros sítios, também representada pelo mesmo número). As barras mostram o I.P.A. de cada espécie, sendo que o sítio I1 é a referência para o estudo. Espécies destacadas em vermelho: (15) *Chamaeza campanisona*; (26) *Turdus rufiventris*; (111) *Pachyramphus castaneus*; (129) *Pyriglena leucoptera*; (136) *Thamnophilus caerulescens*..... 43

LISTA DE TABELAS

- Tabela 1** – Variáveis da A.E.R. e escala ordinal de valores de integridade biológica para cada uma das variáveis sendo o valor 1 (um) como integridade mínima e o valor 5 (cinco) como integridade máxima..... 25
- Tabela 2** – Características funcionais de aves florestais escolhidas para responder à perturbação ambiental da floresta ombrófila mista 29
- Tabela 3** – Dados obtidos para os 12 sítios amostrais ordenadas pelo gradiente de perturbação da vegetação representado pelas notas da Avaliação Ecológica Rápida (A.E.R.). Os símbolos “S”, “G”, “Q” e “RF” representam respectivamente: Riqueza de espécies florestais, índice de Simpson, Entropia Quadrática de Rao e Redundância Funcional. Os códigos dos sítios de amostragem são indicados por letras e números. As letras representam: T – Turvo; I – Irati; TB – Telêmaco Borba, ambos são municípios do Estado do Paraná, Brasil, onde concentraram-se as regiões de estudo. Os números representam o gradiente de perturbação da A.E.R. para cada sítio, sendo 1 o sítio mais conservado e 4, o sítio mais perturbado da região 37

SUMÁRIO

AGRADECIMENTOS	I
RESUMO	II
ABSTRACT	III
LISTA DE FIGURAS	IV
LISTA DE TABELAS	V
SUMÁRIO	VI
INTRODUÇÃO GERAL	1
REFERÊNCIAS	6
RESUMO	12
1 VARIÇÕES DE DIVERSIDADE FUNCIONAL DE AVES EM ÁREAS PERTURBADAS DE FLORESTA COM ARAUCÁRIA	13
2 METODOLOGIA	19
2.1 Escolhendo as regiões de estudo.....	19
2.1.1 Os sítios amostrais.....	20
2.2 Amostragem da vegetação e obtenção do A.E.R	23
2.3 Amostragem das aves e obtenção do I.P.A	26
2.4 Seleção das características funcionais das aves	28
2.4.1 Índices de diversidade funcional	30
2.5 Regressão beta entre índices de diversidade funcional e A.E.R	33
2.6 Modelos lineares generalizados entre riqueza de espécies, A.E.R. e índices de diversidade funcional.....	34
2.7 Procedimentos adicionais	34
3 RESULTADOS	36
4 DISCUSSÃO	44

5	REFERÊNCIAS	51
----------	--------------------------	-----------

ANEXO.....	65
-------------------	-----------

INTRODUÇÃO GERAL

A forte exploração dos recursos naturais causada pelas atividades humanas tem gerado uma grande perda de espécies com sérias consequências para a biodiversidade (TURNER, 1996; BROOKS et al., 2002). Especialistas já falam do sexto maior evento de extinção em massa (BARNOSKY et al., 2011), o qual é responsável pela perda de três quartos das espécies contemporâneas de nosso planeta (PIMM e RAVEN, 2000). Perda de habitat e mudanças globais do clima estão entre as causas mais influentes nesta onda de extinção (JACKSON et al., 2001; SCHEFFER et al., 2001; BROOK et al., 2008).

O nível de interferência humana no meio ambiente é invasivo, e segundo Hobbs et al. (2006), novos ecossistemas estão sendo configurados. A novidade está nas combinações de espécies diferentes, por meio das mudanças ambientais e dos impactos causados pela introdução desregrada de espécies não-nativas (HOBBS et al., 2006). As atividades humanas modificam o ambiente físico, o que acarreta em mudanças nos ciclos de água e nutrientes, no clima e mudanças na paisagem terrestre, que podem levar à perda de espécies. A perda de espécies pode resultar em perda de serviços ecossistêmicos, por exemplo, o comprometimento da polinização e dispersão de sementes. Essa redução de serviços ecossistêmicos promove incertezas quanto à reposta dos ecossistemas a alterações futuras (FOLKE et al., 2002), pois a capacidade dos ecossistemas em lidar com a perturbação já pode ter sido reduzida (SCHEFFER et al., 2001).

Avaliar os efeitos da perda de diversidade, mediante os impactos constantes causados pela ação humana sobre os ecossistemas é de grande relevância, uma vez que remaneceram poucos habitats intactos (BROOKS et al., 2002; RIBEIRO et al., 2009; CARDINALE et al., 2012; HOOPER et al., 2012). Essas alterações exercem uma forte influência nas distribuições dos organismos, suas interações e adaptações com o ambiente (WIENS, 1976) e, principalmente, no declínio das populações (DEBINSKI e HOLT, 2000).

É fato que, por mais que existam medidas de conservação rigorosas, muitas espécies da fauna e da flora continuarão a desaparecer, reflexo das consequências causadas pelas atividades antrópicas (CHAPIN et al., 1996). Uma maneira de avaliar quantitativamente as perdas da diversidade, é por meio dos métodos tradicionais, como os índices de diversidade (e.g., Shannon e Simpson), os quais avaliam a riqueza e a abundância das espécies (WHITTAKER, 1972). Estes índices são expressões matemáticas das relações de abundância das espécies, porém não levam em consideração as diferenças ecológicas que as espécies possuem umas das outras, como suas histórias de vida ou seus nichos ecológicos (CHALCRAFT e RESETARITIS, 2003; CHOWN et al., 2004). Por exemplo, uma perturbação ambiental pode levar à substituição de uma comunidade por uma outra composta por espécies diferentes (mas mantendo-se o mesmo número de espécies), nesse caso, as medidas tradicionais de diversidade provavelmente não irão captar estas mudanças, já que as espécies são interpretadas como unidades idênticas (CIANCIARUSO et al., 2009).

Diante disso, surgiram grandes preocupações na ecologia atual, que concentrou perguntas sobre a importância da diversidade nos processos ligados ao funcionamento do ecossistema (LOREAU, 2000). Então, medidas de diversidade funcional passaram a ser mais aceitas, pois seriam capazes de detectar os padrões nas comunidades, em relação à sua estrutura e funcionamento (DIAZ e CABIDO, 2001; PETCHEY et al., 2004; RICOTTA, 2005). Surgiram uma série de estudos sobre diversidade funcional nos últimos anos (PETCHEY e GASTON, 2002; BOTTA-DUKÁT, 2005; VILLÉGER et al., 2008; FLYNN et al., 2009; LALIBERTÉ et al., 2010; WEIGEL et al., 2016) e a definição de diversidade funcional mais utilizada é a de Tilman (2001): “diversidade funcional é o valor e a variação das espécies e de suas características que influenciam o funcionamento das comunidades”. Embora existam outras definições para a diversidade funcional, os estudos que

utilizaram essa medida, partem do princípio de que cada organismo possui uma interação com o ambiente (CALOW, 1987).

Charles Elton em 1927 (*apud* LAURETO et al., 2015) afirma que a forma como as espécies utilizam e adquirem seus recursos é determinante na estruturação de comunidade de animais. Esta ideia pode ser vista como o início da definição de nicho ecológico, que para Elton estava associada à função que as espécies exercem em seu ambiente. O conceito proposto por Elton foi sendo aprimorado por outros estudiosos, e em meados dos anos 70, estudos com plantas iniciaram o uso dos chamados “grupos funcionais” (CUMMINS, 1974). Na abordagem de grupos funcionais a classificação das espécies é feita de acordo com a função que essas exercem nos processos ecossistêmicos e também de suas interações com outras espécies (CUMMINS, 1974). Por exemplo, as plantas podem ser classificadas a partir de sua capacidade competitiva, de sua tolerância a diferentes formas de estresse (e.g., hídrico, intensidade de luz) ou até mesmo quanto a distúrbios e habilidades competitivas com relação a outras espécies, como uso de alelopatia (GRIME, 1974).

Na década de 1990 e início do século XXI a diversidade funcional, ou seja, o papel de cada espécie nos processos ecossistêmicos passou a ser base para estudos de biodiversidade (WALKER, 1992; CHAPIN et al., 1997; TILMAN et al., 1997). O foco que antes era o de explicar a distribuição das espécies foi mudado para o entendimento de como um ecossistema funciona a partir da influência que as espécies têm sobre ele (LOREAU et al., 2001), e as consequências das alterações antrópicas sobre o funcionamento de diferentes ecossistemas (MCCOLLIN et al., 2000; GRIME et al., 2000). Assim, foi necessário estudar a diversidade funcional de uma forma mais rápida e fácil como tentativa de responder as questões mais pertinentes da ecologia: i) como as espécies influenciam o funcionamento do ecossistema? ii) como as espécies respondem às alterações no ambiente? (LOREAU, 2000; LAURETO et al., 2015).

Para se estudar a diversidade funcional foi necessário o desenvolvimento de métodos quantitativos para medir as características funcionais, muito explorado nos últimos 20 anos, envolvendo medidas contínuas, ou diversidade de características funcionais (MOUILLOT et al., 2013). Neste caso, a diversidade funcional pode ser quantificada por meio de vários índices, cuja capacidade é representar a diversidade de características funcionais de uma comunidade como um todo (MASON e DE BELLO, 2013). Para isso, utilizou-se de características fenotípicas dos organismos ou outras características passíveis de serem quantificadas para determinação da diversidade de características funcionais, como por exemplo, preferências alimentares ou a estratégia de forrageio (Schleuter et al., 2010). Grandes diferenças entre os valores das características das espécies representam maior complementaridade de características funcionais e assim maiores valores de índice de diversidade funcional (CIANCIARUSO et al., 2009). Segundo VILLÉGER et al. (2008) medidas de diversidade funcional quantificam as características funcionais das espécies em três facetas: riqueza funcional, divergência funcional e equitabilidade funcional, que levam em consideração a combinação das características funcionais das espécies de uma ou mais comunidades em um espaço funcional multidimensional (MASON et al., 2005; VILLÉGER et al., 2008; MOUCHET et al., 2010). Quantificar a diversidade funcional significa analisar a estrutura funcional deste espaço a partir da distribuição dos pontos (riqueza de espécies), ponderados por seus pesos (abundância das espécies) e a divergência das espécies mais abundantes em relação à centróide do espaço funcional preenchido pela comunidade (MASON et al., 2005; VILLÉGER et al., 2008; MOUCHET et al., 2010).

Segundo Mason e de Bello (2013), a diversidade funcional oferece forte suporte para as principais questões da ecologia, sendo útil por duas razões: i) prediz os processos ecossistêmicos e; ii) indica os processos que moldam as diferenças na composição de espécies entre as comunidades. As espécies têm a capacidade de influenciar os processos

ecossistêmicos por meio de suas características, fornecendo uma ligação com múltiplos processos, tais como, produtividade primária, fluxo de nutrientes e resiliência. Sendo assim, em um planeta onde novos ecossistemas, assembleias e comunidades estão cada vez mais preeminentes, o espaço funcional oferece mais clareza nas questões que envolvem as mudanças nos ecossistemas e o que o futuro reserva para os mesmos.

REFERÊNCIAS

- BARNOSKY, A.D., MATZKE, N., TOMIYA, S., WOGAN, G.O.U., SWARTZ, B., QUENTAL, T.B., MARSHALL, C., MCGUIRE, J.L., LINDSEY, E.L., MAGUIRE, K.C., MERSEY, B., FERRER, E.A., 2011. Has the Earth's sixth mass extinction already arrived? *Nature* 471, 51–57. doi:10.1038/nature09678
- BOTTA-DUKÁT, Z., 2005. Rao's quadratic entropy as a measure of functional diversity based on multiple traits. *Journal of Vegetation Science* 16, 533–540. doi:10.1111/j.1654-1103.2005.tb02393.x
- BROOK, B.W., SODHI, N.S., BRADSHAW, C.J.A., 2008. Synergies among extinction drivers under global change. *Trends in Ecology and Evolution* 23, 453–460. doi:10.1016/j.tree.2008.03.011
- BROOKS, T.M., MITTERMEIER, R.A., MITTERMEIER, C.G., DA FONSECA, G.A.B., RYLANDS, A.B., KONSTANT, W.R., FLICK, P., PILGRIM, J., OLDFIELD, S., MAGIN, G., HILTON-TAYLOR, C., 2002. Habitat Loss and Extinction in the Hotspots of Biodiversity. *Conservation Biology* 16, 909–923. doi:10.1046/j.1523-1739.2002.00530.x
- CALOW, P., 1987. Towards a definition of functional ecology. *Functional Ecology* 1, 57–61.
- CARDINALE, B.J., DUFFY, J.E., GONZALEZ, A., HOOPER, D.U., PERRINGS, C., VENAIL, P., NARWANI, A., MACE, G.M., TILMAN, D., WARDLE, D.A., KINZIG, A.P., DAILY, G.C., LOREAU, M., GRACE, J.B., LARIGAUDERIE, A., SRIVASTAVA, D.S., NAEEM, S., 2012. Corrigendum: Biodiversity loss and its impact on humanity. *Nature* 489, 326–326. doi:10.1038/nature11373
- CHALCRAFT, D.R., RESETARITIS, J.W.J., 2003. Mapping functional similarity of predators on the basis of trait similarities. *The American Naturalist* 162, 390–402.

- CHAPIN III, F.S., TORN, M.S., TATENO, M., 1996. Principles of ecosystem sustainability. *The American Naturalist* 162, 1016-1037.
- CHAPIN III, F.S., WALKER, B.H., HOBBS, R.J., HOOPER, D.U., LAWTON, J.H., SALA, O.E., TILMAN, D., 1997. Biotic Control over the Functioning of Ecosystems. *Science* 277, 500–504. doi:10.1126/science.277.5325.500
- CHOWN, S.L., GASTON, K.L., ROBINSON, D., 2004. Macrophysiology: large-scale patterns in physiological traits and their ecological implications. *Functional Ecology* 18, 159-167.
- CIANCIARUSO, M.V., SILVA, I.A., BATALHA, M.A., 2009. Diversidades filogenética e funcional: novas abordagens para a Ecologia de comunidades. *Biota Neotropica* 9, 93–103. doi:10.1590/S1676-06032009000300008
- CUMMINS, K.W., 1974. Structure and function of stream ecosystems. *BioScience* 24, 631-641.
- DEBINSKI, D.M., HOLT, R.D., 2000. A survey and overview of habitat fragmentation experiments. *Conservation Biology* 14, 342–355. doi:10.1046/j.1523-1739.2000.98081.x
- DIAZ, S., CABIDO, M., 2001. Vive la difference: plant functional diversity matters to ecosystem processes: plant functional diversity matters to ecosystem processes. *Trends in Ecology and Evolution* 16, 646–655.
- ELTON, C., 1927. *Animal Ecology*. Sidgwick and Jackson, London.
- FLYNN, D.F.B., GOGOL-PROKURAT, M., NOGEIRE, T., MOLINARI, N., RICHERS, B.T., LIN, B.B., SIMPSON, N., MAYFIELD, M.M., DECLERCK, F., 2009. Loss of functional diversity under land use intensification across multiple taxa. *Ecology Letters* 12, 22–33. doi:10.1111/j.1461-0248.2008.01255.x

- FOLKE, C., CARPENTER, S., ELMQVIST, T., GUNDERSON, L., HOLLING, C.S., WALKER, B., 2002. Resilience and sustainable development: building adaptive capacity in a world of transformations. *AMBIO* 31, 437-440.
- GRIME, J.P., 1974. Vegetation classification by reference to strategies. *Nature* 250, 26-31.
- GRIME, J.P., BROWN, V.K., THOMPSON, K., MASTERS, G.J., HILLIER, S.H., CLARKE, I.P., ASKEW, A P., CORKER, D., KIELTY, J.P., 2000. The response of two contrasting limestone grasslands to simulated climate change. *Science* 289, 762–765. doi:10.1126/science.289.5480.762
- HOBBS, R.J., ARICO, S., ARONSON, J., BARON, J.S., BRIDGEWATER, P., CRAMER, V.A., EPSTEIN, P.R., EWEL, J.J., KLINK, C.A., LUGO, A.E., NORTON, D., OJIMA, D., RICHARDSON, D.M., SANDERSON, E.W., VALLADARES, F., VILÀ, M., ZAMORA, R., ZOBEL, M., 2006. Novel ecosystems: Theoretical and management aspects of the new ecological world order. *Global Ecology and Biogeography* 15, 1–7. doi:10.1111/j.1466-822X.2006.00212.x
- HOOPER, D.U., ADAIR, E.C., CARDINALE, B.J., BYRNES, J.E.K., HUNGATE, B.A., MATULICH, K.L., GONZALEZ, A., DUFFY, J.E., GAMFELDT, L., O’CONNOR, M.I., 2012. A global synthesis reveals biodiversity loss as a major driver of ecosystem change. *Nature* 486, 105–108. doi:10.1038/nature11118
- JACKSON, J.B., KIRBY, M.X., BERGER, W.H., BJORNDAL, K.A, BOTSFORD, L.W., BOURQUE, B.J., BRADBURY, R.H., COOKE, R., ERLANDSON, J., ESTES, J. A, HUGHES, T.P., KIDWELL, S., LANGE, C.B., LENIHAN, H.S., PANDOLFI, J.M., PETERSON, C.H., STENECK, R.S., TEGNER, M.J., WARNER, R.R., 2001. Historical overfishing and the recent collapse of coastal ecosystems. *Science* 293, 629–37. doi:10.1126/science.1059199

- LALIBERTÉ, E., LEGENDRE, P., ECOLOGY, S., JANUARY, N., 2010. A distance-based framework for measuring functional diversity from multiple traits A distance-based framework for measuring from multiple traits functional diversity. *Ecology* 91, 299–305. doi:10.1890/08-2244.1
- LAURETO, L.M.O., CIANCIARUSO, M.V., SAMIA, D.S.M., 2015. Functional diversity: na overview of its history and applicability. *Natureza e Conservação* 3, 112–116. doi: 10.1016/j.ncon.2015.11.001
- LOREAU, M., 2000. Biodiversity and ecosystem functioning: recent theoretical advances. *Oikos* 91, 3–17. doi:10.1034/j.1600-0706.2000.910101.x
- LOREAU, M., NAEEM, S., INCHAUSTI, P., BENGTSSON, J., GRIME, J.P., HECTOR, A., HOOPER, D.U., HUSTON, M.A., RAFFAELLI, D., SCHMID, B., TILMAN, D., WARDLE, D.A., 2001. Biodiversity and ecosystem functioning: current knowledge and future challenges. *Science* 294, 804–8. doi:10.1126/science.1064088
- MASON, N.W.H., MOUILLOT, D., LEE, W.G., WILSON, J.B., 2005. Functional richness, functional and functional evenness divergence: the primary of functional components diversity. *Oikos* 111, 112–118. doi:10.1111/j.0030-1299.2005.13886.x
- MASON, N.W.H., DE BELLO, F., 2013. Functional diversity: A tool for answering challenging ecological questions. *Journal of Vegetation Science* 24, 777–780. doi:10.1111/jvs.12097
- MCCOLLIN, D., MOORE, L., SPARKS, T., 2000. The flora of a cultural landscape: Environmental determinants of change revealed using archival sources. *Biological Conservation* 92, 249–263. doi:10.1016/S0006-3207(99)00070-1

- MOUCHET, M.A., VILLÉGER, S., MASON, N.W.H., MOUILLOT, D., 2010. Functional diversity measures: An overview of their redundancy and their ability to discriminate community assembly rules. *Functional Ecology* 24, 867–876. doi:10.1111/j.1365-2435.2010.01695.x
- MOUILLOT, D., GRAHAM, N.A.J., VILLÉGER, S., MASON, N.W.H., BELLWOOD, D.R., 2013. A functional approach reveals community responses to disturbances. *Trends in Ecology and Evolution* 28, 167–177. doi:10.1016/j.tree.2012.10.004
- PETCHEY, O., GASTON, K., 2002. Functional diversity (FD), species richness and community composition. *Ecology Letters* 5, 402–411. doi:10.1111/jvs.12083
- PETCHEY, O.L., HECTOR, A., GASTON, K.J., 2004. How do different measures of functional diversity perform. *Ecology* 85, 847–857. doi:10.1890/03-0226
- PIMM, S.L., RAVEN, P., 2000. Biodiversity: Extinction by numbers. *Nature* 403, 843–845. doi:10.1038/35002708
- RIBEIRO, M.C., METZGER, J.P., MARTENSEN, A.C., PONZONI, F.J., HIROTA, M.M., 2009. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biological Conservation* 142, 1141–1153.
- RICOTTA, C., 2005. A note on functional diversity measures. *Basic and Applied Ecology* 6, 479–486. doi:10.1016/j.baae.2005.02.008
- SCHEFFER, M., CARPENTER, S., FOLEY, J.A., FOLKE, C., WALKER, B., 2001. Catastrophic shifts in ecosystems. *Nature* 413, 591–596.
- SCHLEUTER, A.D., DAUFRESNE, M., MASSOL, F., ARGILLIER, C., 2010. A user's guide to functional diversity indices. *Ecological Monographs* 80, 469–484. doi:10.1890/08-2225.1

- TILMAN, D., KNOPS, J., WEDIN, D., REICH, P., RITCHIE, M., SIEMANN, E., 1997. The influence of functional diversity and composition on ecosystem processes. *Science* 277, 1300-1302.
- TILMAN, D., 2001. *Functional diversity*. In *Encyclopedia of Biodiversity* S.A. Levin. Academic Press. San Diego, pp. 109-120.
- Turner, I.M., 1996. Species loss in fragments of tropical rain forest: a review of the evidence. *J. Appl. Ecol.* 33, 200-209.
- VILLÉGER, S., MASON, N.W.H., MOUILLOT, D., 2008. New multidimensional functional diversity indices for a multifaceted framework in functional ecology. *Ecology* 89, 2290–2301. doi:10.1890/07-1206.1
- WALKER, B.H., 1992. Biodiversity and ecological redundancy. *Conservation Biology* 6, 18-23.
- WEIGEL, B., BLECKNER, T., BONSDORFF, E., 2016. Maintained functional diversity in benthic communities in spite of diverging functional identities. *Oikos* 000, 001-013 doi:10.1111/oik.02894
- Wiens, J. A., 1976. Population responses to patchy environments. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 7, 81-120.
- WHITTAKER, R.H., 1972. Evolution and measurement of species diversity. *Taxon* 21, 213-251. doi: 10.2307/1218190.

RESUMO

Diversidade funcional é atualmente a abordagem mais utilizada para a avaliação da funcionalidade dos ecossistemas. Esta abordagem examina a função ecológica das espécies dentro de um determinado ecossistema de uma forma quantitativa. Um dos ecossistemas mais perturbados do sul do Brasil é a floresta com Araucária, uma formação florestal que compreende uma paisagem de diferentes estágios de sucessão florestal, e é considerada altamente ameaçada no Estado do Paraná. Portanto, é de grande importância para determinar se as atividades humanas estão afetando o funcionamento deste ecossistema florestal. Foram identificados três gradientes de perturbação da vegetação em três regiões do Paraná - Irati, Turvo e Telêmaco Borba - e avaliadas as mudanças da diversidade funcional de aves. Os resultados indicam que a diversidade funcional foi mantida ao longo dos gradientes e o sítio amostral mais conservado, que é também uma unidade de conservação, mostrou um dos menores valores de diversidade funcional (Entropia Quadrática de Rao). Embora as três regiões tiveram diferenças na riqueza de aves, não foi encontrada uma associação entre riqueza de aves e diversidade funcional. Análises de composição de espécies sugerem que as três regiões têm composição de aves diferentes. No entanto, os pontos de amostragem foram redundantes com relação às características funcionais presentes em cada comunidade, o que pode indicar estabilidade para estas funções ecológicas, porém não é possível afirmar que os sítios perturbados possuem as mesmas funções do sítio tido como referência neste estudo.

Palavras-chave: características funcionais, redundância funcional, riqueza taxonômica, composição de espécies, floresta ombrófila mista.

1. VARIAÇÕES DE DIVERSIDADE FUNCIONAL DE AVES EM ÁREAS PERTURBADAS DE FLORESTA COM ARAUCÁRIA

Uma grande pressão sobre a biodiversidade mundial é a destruição de florestas primárias e sua conversão em habitats secundários (MYERS et al., 2000; RIBEIRO et al., 2009; BIHN et al., 2010). Diversas atividades humanas são responsáveis por esse tipo de pressão que resulta em uma grande perda de espécies, o que pode levar a mudanças nos processos e serviços ecossistêmicos (LOREAU et al., 2001; HOOPER et al., 2012; ISBELL et al., 2015). Apesar da perda de espécies já ter sido bem documentada em diversos ecossistemas de todo o globo (e.g. MYERS, 1988; TILMAN et al., 1994; PIMM e RAVEN, 2000), alterações nas funções e serviços ecossistêmicos só tem recebido a devida atenção da comunidade científica recentemente (e.g. CHAPIN et al., 2000; PETCHEY et al., 2004; ISBELL et al., 2011). Por exemplo, existem evidências que a perda de habitat, fragmentação florestal e mudanças climáticas desfavorecem insetos polinizadores, juntamente com as plantas associadas a eles (POTTS et al., 2010) e de que a extinção de morcegos insetívoros pode levar ao aumento de pragas agrícolas, uma vez que essas não têm mais um controle *top-down* de suas populações (KALKA et al., 2008). Isto é, a influência antrópica leva à extinção local de certas espécies, que estão associadas a processos ecológicos importantes, e que também desempenham serviços ecossistêmicos específicos (GONZALEZ e CHANETON, 2002).

As possíveis consequências geradas pela perturbação da biodiversidade podem ser melhor avaliadas pela abordagem da diversidade funcional, que utiliza de maneira conjunta dados de riqueza taxonômica, composição de espécies e as características funcionais dos organismos (GÓMEZ et al., 2010). Essas características funcionais são definidas como os atributos ecológicos das espécies e seus indivíduos, os quais estão associados às funções que exercem nos ecossistemas (DE BELLO et al., 2010). Tais características podem ser tanto

fenotípicas como comportamentais desde que sejam passíveis de mensurar, como: massa corpórea, medidas morfológicas dos indivíduos, preferência dos recursos alimentares da dieta, preferência de habitat, estratégia de forrageio, entre outras (CIANCIARUSO et al., 2009; SCHLEUTER et al., 2010). A diversidade funcional utiliza-se dessas características funcionais e da composição de espécies para quantificar o espaço funcional ocupado pela comunidade e oferecer suporte na predição de processos do ecossistema, esclarecer os processos que moldam a composição de espécies das comunidades e as relações entre a diversidade funcional e aspectos da biodiversidade (MASON e DE BELLO, 2013). A combinação de efeitos das mudanças ambientais e impactos humanos diretos podem reduzir, de forma geral, não somente a riqueza de espécies em si, mas o conjunto de características funcionais que elas carregam. Como as espécies estão localizadas em diferentes regiões do espaço funcional, a perda de espécies pode levar à perda de certos parâmetros funcionais, o que pode acarretar em alterações no funcionamento ecossistêmico (PETCHEY et al., 2007; BIHN et al., 2010; MOUILLOT et al., 2013).

Há várias medidas de diversidade funcional (MOUILLOT et al., 2013), e geralmente é assumido que os ecossistemas com alta diversidade funcional são os que possuem um funcionamento ecossistêmico mais amplo (TILMAN et al., 1997). Ou seja, a alta diversidade funcional pode estar diretamente ligada com a riqueza de espécies, e quando sofrer forte perturbação, a perda conjunta de espécies e características funcionais pode ser averiguada (PETCHEY e GASTON, 2002). Nestes casos de correlação positiva, é esperado que habitats mais complexos, como as florestas primárias, abriguem uma grande diversidade de espécies (BARLOW et al., 2007) e, por conseguinte, maior quantidade de características funcionais exclusivas. Isso porque a heterogeneidade do hábitat favorece a ocorrência de mais espaços de nicho para a biota (MAGURRAN, 1988). Nesses casos, os esforços de

conservação vão favorecer tanto a diversidade de espécies como a diversidade funcional (MAYFIELD et al., 2010).

Por outro lado, a perda de características funcionais pode não afetar o funcionamento do ecossistema, quando este apresentar várias espécies que desempenham funções ecológicas similares (i.e., espécies redundantes) (CADOTTE et al., 2011; BIRKHOFER et al., 2015). Nesse caso, a perda de uma espécie (e conseqüentemente da função ecológica desta) pode ser compensada por outras espécies ainda presentes que possuam características funcionais similares (WALKER, 1992).

A diversidade funcional tem sido muito utilizada como ferramenta para avaliar, além do funcionamento, a estabilidade dos ecossistemas que sofreram algum tipo de perturbação antrópica (MITCHELL et al., 2000; MORETTI et al., 2006; PILLAR et al., 2013). O motivo disso é que a diversidade funcional pode ser usada para determinar a redundância funcional de um ecossistema, ou seja, o grau de repetição das características funcionais (i.e., funções ecológicas) das espécies em uma comunidade (DE BELLO et al., 2007). Ecossistemas com baixa redundância funcional podem ser bem menos estáveis a medida que a perturbação se intensifica, como documentado por Laliberté et al. (2010). Nesse estudo os pesquisadores evidenciaram que a intensificação do uso da terra reduziu o número de espécies de plantas em cada grupo funcional, diminuindo assim a redundância funcional dos ecossistemas em questão e, conseqüentemente, aumentando a vulnerabilidade destes ecossistemas à distúrbios futuros. Entretanto, para que haja a manutenção de funções ecológicas é importante que as espécies com características funcionais semelhantes apresentem diferentes respostas à perturbação (WALKER, 1992; NAEEM, 1998; ELMQVIST et al., 2003).

Um dos ecossistemas que sofreu alta perturbação, resultando em inúmeras espécies ameaçadas, é a floresta ombrófila mista ou floresta com Araucária. Originalmente a

floresta ombrófila mista ocupava principalmente o sul do Brasil, com mais de 250 mil km² distribuídos nos estados do Paraná, Santa Catarina e Rio Grande do Sul (RIBEIRO et al., 2009), além de poucas áreas em São Paulo, Minas Gerais e do nordeste da província de Misiones, na Argentina (MAACK, 1968). Após sofrer forte pressão antrópica, principalmente no século XX, a floresta ombrófila mista apresenta nos dias de hoje menos de 3% de sua área de vegetação original, quando somados os estados do Sul (BITTENCOURT, 2007 *apud* CASTELLA et al., 2001). O principal motivo por este desmatamento foi a elevada exportação de madeira oriunda do pinheiro *Araucaria angustifolia* (Seitz, 1986), principal espécie de conífera de maior representatividade deste ecossistema. Esta exploração ocorreu entre as décadas de 30 e 90 no século passado, sendo que mais de 90% desta madeira foi remetida para fora do país (MAACK, 2002).

Segundo Maack (2002), no Estado do Paraná (PR) existiam, originalmente, cerca de 73.780 km² de floresta ombrófila mista, ou seja, quase 40% da área do Estado. Esta percentagem diminuiu em 1965 para 21,6% da área original (ou seja, 39.841 km²), sendo que cerca de 18,6% eram considerados como “mata virgem” (MAACK, 2002). O dado mais recente mostra que apenas 0,8% das florestas maduras originais ainda estão intactas atualmente (CASTELLA e BRITZ, 2004). No entanto, algumas manchas florestais de tamanho considerável ainda permanecem na paisagem. Em 2004, Castella e Britz produziram um estudo sobre as paisagens paranaenses que consistiam de floresta ombrófila mista. Neste estudo, foi feito um mapeamento por meio da base cartográfica planimétrica existente (IBGE/DSG) e técnicas de sensoriamento remoto com idas a campo para avaliar o estado de conservação dos remanescentes florestais. O resultado do mapeamento classificou as manchas de floresta ombrófila mista em estágios de sucessão, sendo denominados de "inicial", "médio" e "avançado". As florestas em estágio avançado apresentaram maior diversidade florística com um sub-bosque bem desenvolvido, estratificação acentuada e maior

diversidade de epífitas. Diferente das florestas em estágios iniciais de sucessão, que consistiam basicamente de um estrato de vegetação com baixa diversidade florística e um solo que apresentava características típicas de recuperação após intensa exploração - como pouca quantidade de serapilheira. Já os estágios médios de sucessão consistiam de áreas abandonadas ou áreas com um bom nível de desenvolvimento da vegetação, que apresentavam um certo nível de conservação e de diversidade da flora, mesmo sendo áreas que sofreram algum tipo de degradação no passado. As florestas em estágio médio de sucessão foram as mais representativas do quadro florestal do Paraná, somando-se 9,57% (CASTELLA e BRITTEZ, 2004).

Segundo Castella e Brittez (2004), os estágios médio e avançado da sucessão ecológica são os que mais sofreram e ainda sofrem perturbações causadas pelo homem, entre elas: a extração seletiva da madeira, desde do uso para consumo familiar (madeira para lenha e construção de cercas) até a retirada intensa de madeira (silvicultura), remoção do sub-bosque para a extração de erva-mate e pinhão, e a presença de gado e/ou suínos nas matas com Araucária. Atualmente, menos de 1% da área original da floresta ombrófila mista do Estado do Paraná consiste de mata nativa com alta diversidade biológica (CASTELLA e BRITTEZ, 2004).

Diante desta situação alarmante, ao utilizar abordagens tradicionais de avaliação da diversidade biológica como, por exemplo, riqueza taxonômica, talvez não seja possível captar as reais perdas da biodiversidade e as implicações destas no funcionamento ecossistêmico. O motivo é que estas estimativas tratam as espécies de forma igual, sem considerar a possível influência que cada espécie pode ter nos processos ecossistêmicos (CIANCIARUSO et al., 2009). No entanto, aplicar a abordagem analítica da diversidade funcional, ou seja, considerar a forma como os indivíduos de cada espécie utilizam os recursos (BARRAGA'N et al., 2011), pode ajudar a esclarecer como as atividades antrópicas

afetam as comunidades, os processos ecossistêmicos (CIANCIARUSO et al., 2009; HIDASINETO et al., 2012) e as possíveis consequências no funcionamento (LALIBERTÉ et al., 2010). A diversidade funcional pode ser aplicada para qualquer grupo de organismos (FLYNN et al., 2009). As aves podem ser consideradas como um bom modelo de estudo (LUCK et al., 2013), uma vez que essas respondem rapidamente à perturbação, preenchem uma variada gama de nichos ecológicos e contribuem com muitos serviços no ecossistema como: dispersão de sementes, polinização, controle de pragas, depósito de nutrientes, reciclagem de carcaças e engenheiros do ecossistema (SEKERCIOGLU, 2006).

Neste estudo buscou-se investigar como as atividades antrópicas afetam a diversidade funcional na floresta ombrófila mista do Paraná. Para isso, avaliou-se a divergência das características funcionais da comunidade de aves ao longo de um gradiente de perturbação antrópica da vegetação. A hipótese do estudo é que a diversidade funcional será maior no sítio mais conservado quando comparado aos sítios mais perturbados, devido ao maior número de espécies, principalmente especialistas. Conforme a perturbação se agrava ao longo do gradiente, pode ocorrer a perda de espécies, assim como de características funcionais. Porém, mesmo com essas perdas, alguns sítios ainda podem apresentar espécies capazes de desempenhar funções similares (i.e. espécies ecologicamente redundantes) na comunidade, indicando uma maior estabilidade para essas funções ecológicas. As perguntas centrais do presente estudo são: i) Como a diversidade e a composição de características funcionais de aves da floresta ombrófila mista são afetadas por um gradiente de perturbação da vegetação causada por ação antrópica?; ii) Como as mudanças na riqueza de espécies de aves ao longo deste gradiente afetam a diversidade funcional de aves?

2. METODOLOGIA

2.1. Escolhendo as regiões de estudo

Para o presente estudo, utilizou-se as regiões que Castella e Britez (2004) denominaram como de estágio médio de sucessão para estabelecer o gradiente de perturbação da vegetação causado principalmente por impactos antrópicos. Assim, dentre os maiores blocos de floresta ombrófila mista contínua disponíveis, foram escolhidas três regiões pertencentes a municípios do Estado do Paraná: Telêmaco Borba, Turvo e Irati (Figura 1).

A área de ocorrência da floresta ombrófila mista no Estado do PR foi dividida por Castella e Britez (2004) em cartas cartográficas para detalhar a análise da paisagem. A carta cartográfica 2806 (ver CASTELLA e BRITTEZ, 2004), indica a região de Telêmaco Borba, com áreas florestais misturadas com atividades de silvicultura (Eucalipto e Pinus) e reflorestamento, pertencente à área de reserva da Fazenda Monte Alegre, da empresa de papel e celulose Klabin. Nesta região também existem eventos de queimadas para criação de pasto para gado, e além disso, as matas em estágio médio de sucessão possuem árvores com diâmetro entre 5-30 cm e 15 metros de altura, com poucos indivíduos de Araucária.

A carta 2837 representa a cidade de Turvo e arredores (ver CASTELLA e BRITTEZ, 2004), com atividades de pastoreio, extração de madeira e erva-mate, atividades que ameaçam as matas em estágio médio de sucessão, pois interrompem a regeneração e desenvolvimento natural. Aqui os indivíduos de Araucária atingem uma altura média de 22 metros e as áreas florestais não apresentam muitas lianas e epífitas.

A última carta escolhida, 2839 está na região de Irati (ver CASTELLA e BRITTEZ, 2004), cuja as áreas em estágio médio de sucessão sofrem com as atividades regionais de cultivo de erva-mate, pastoreio e extração seletiva de madeira, atividades que

acabam degradando o sub-bosque dessas matas. Em relação às outras regiões, Irati possui um maior número de pinheiros capazes de atingir uma média de 18 metros de altura e uma baixa frequência de lianas. Além disso, em Irati existe uma unidade de conservação federal, a Floresta Nacional de Irati (Flona), que protege uma floresta considerada em bom estado de conservação (3.495 ha) (CASTELLA e BRITTEZ, 2004). A maior parte da área protegida é coberta por floresta ombrófila mista (cerca de 2.000 ha), que corresponde a 60% da área total da reserva (ICMBIO, 2013) e que apresenta grande predominância de Araucária. Uma série de estudos com aves já foram executados na Flona (e.g. VOLPATO et al., 2010; ANJOS et al., 2011; ANJOS et al., 2015), sendo um patrimônio natural capaz de abrigar espécies ameaçadas, e sua posição geográfica possibilita conectar várias outras manchas florestais da região, sendo um grande corredor ecológico (ICMBIO, 2013).

2.1.1. *Os sítios amostrais*

Para cada uma das três regiões selecionadas, Irati, Turvo e Telêmaco Borba, foram escolhidos 4 locais (chamados aqui de sítios amostrais, figura 1) de modo que houvesse um gradiente de perturbação da vegetação em função da atividade antrópica. O sítio amostral II na região de Irati foi o mais conservado dentre todos os sítios avaliados, uma vez que está localizado na área mais protegida da Flona de Irati e, portanto, foi considerado como referência no presente estudo.

Para a escolha dos sítios, primeiramente observou-se a paisagem de cada região por meio das imagens via satélite do software Google Earth, para analisar os locais de mata disponível, aspectos da localização e de logística. Na sequência, as estradas rurais foram percorridas com um veículo e em cada propriedade encontrada pelo caminho, era feito um julgamento prévio de tamanho, possíveis impactos humanos, condições da vegetação, localização e acesso. Se a localidade oferecesse suporte para tornar-se viável para o estudo,

era pedida a permissão do proprietário para realizar a pesquisa. Com a permissão e sabendo que o local possuía a capacidade mínima de acomodar uma transecção de 1 km para a amostragem das aves, a vegetação era amostrada pela equipe do Laboratório de Biodiversidade Restauração de Ecossistemas (LABRE) da Universidade Estadual de Londrina (UEL). Na amostragem da vegetação, aplicou-se o método de avaliação do estado de conservação (A.E.R. ver item 2.2) para organizar os quatro sítios amostrais no gradiente por região.

As aves foram amostradas em cinco ou seis pontos fixos de amostragem ao longo de uma transecção (ver item 2.3) em cada sítio amostral selecionado. Devido a problemas de acesso a algumas localidades, ou a não permissão de alguns proprietários, não foi possível que todos os sítios amostrais obtivessem seis pontos fixos de amostragem. Os pontos fixos foram delimitados ao longo de uma transecção dispostos a cada 200 m. Estes pontos ficavam no interior da floresta, a pelo menos 70 m da borda.

Com base em ambas as amostragens, obtinha-se os dados da A.E.R. (Avaliação Ecológica Rápida) da vegetação e o I.P.A. (Índice Pontual de Abundância) para cada espécie de ave conforme os procedimentos descritos abaixo.

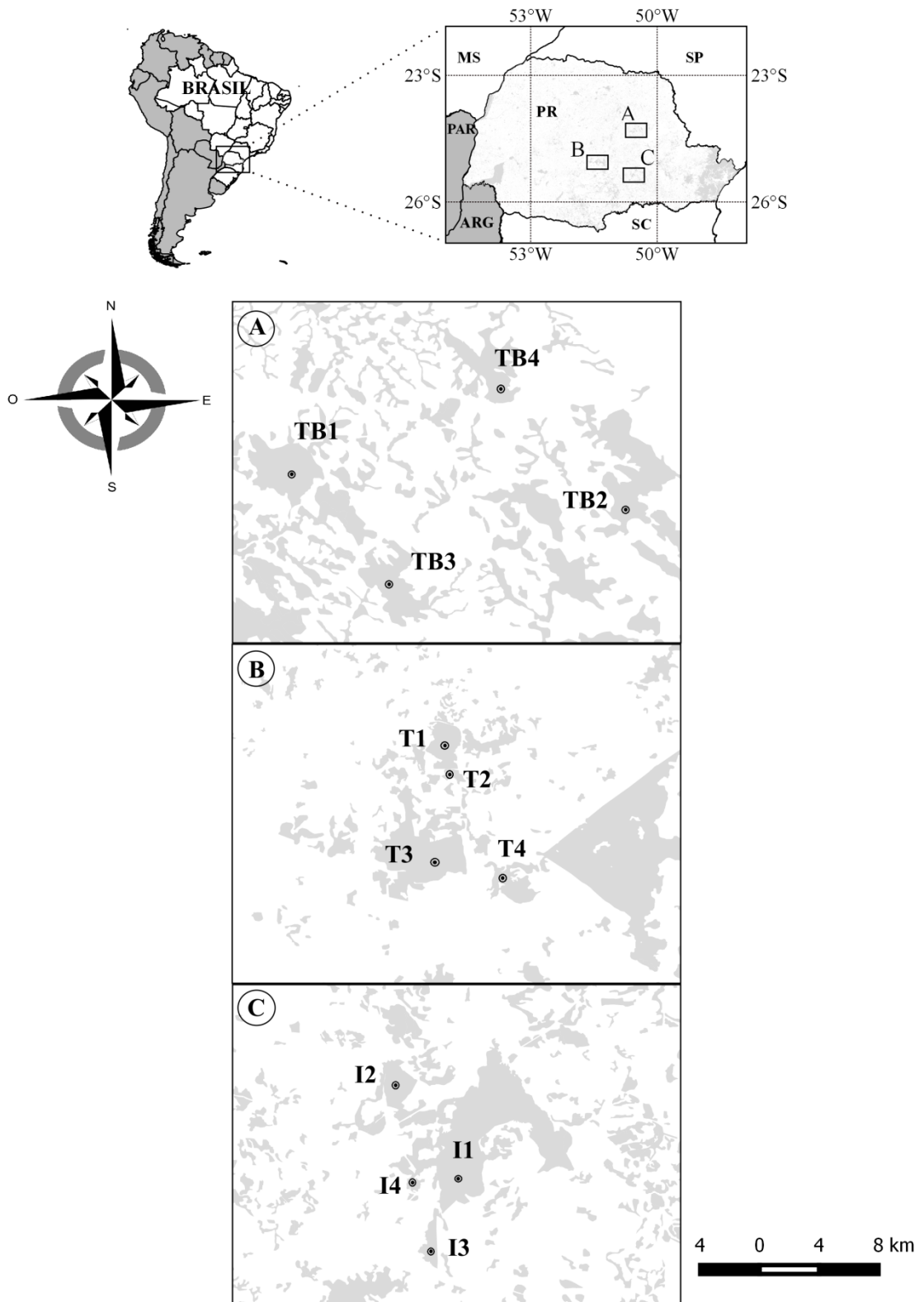


Figura 1. Localização das regiões de estudo no Estado do Paraná, Telêmaco Borba (A), Turvo (B) e Irati (C) com seus respectivos sítios amostrais. Os códigos “TB” representam os sítios de Telêmaco Borba, “T”,

representa Turvo e “I” representa Irati. Os números “1, 2, 3 e 4” mostram o nível de conservação dos sítios, sendo o número 1 o mais conservado da região e o número 4 o menos conservado.

2.2. Amostragem da vegetação e obtenção do A.E.R.

A técnica utilizada para a amostragem da vegetação foi a Avaliação Ecológica Rápida (ABATE, 1992; SAYRE et al., 2000), a qual avalia a integridade biótica da comunidade de plantas de um determinado local de interesse. Medeiros e Torezan (2013) utilizaram esta técnica para o ecossistema da floresta estacional semidecidual, no norte do Paraná. Neste estudo, os fragmentos florestais foram avaliados com relação ao seu estado de conservação e A.E.R. mostrou ser eficiente, pois encontrou-se uma correlação positiva com a diversidade de plantas lenhosas presentes nos fragmentos. A A.E.R. é um método flexível, rápido e de baixo custo, direcionado para espécies indicadoras e passível de ser aplicado em diferentes tipos de vegetação (SAYRE et al., 2000). Para o ecossistema da floresta ombrófila mista, esta técnica sofreu uma adaptação e foi utilizada para classificar os sítios amostrais em um gradiente de perturbação da vegetação, impactado por ação humana.

O procedimento em campo avaliou alguns itens característicos do ecossistema, como a presença de algumas espécies vegetais específicas, sendo elas: Guabiroba (*Campomanesia xanthocarpa* (Mart.) O. Berg), o Xaxim (*Dicksonia sellowiana* (Pres.) Hook), o Jerivá (*Syagrus romanzoffiana* (Cham.) Glassman), Araucária (*Araucaria augustifolia* (Bertol.) Kuntze 1898]) e Uvarana (*Cordyline dracaenoides* Kunth). Outros itens também foram considerados na avaliação como, por exemplo, a quantidade de epífitas vasculares, árvores mortas em pé e quantidade de orquídeas (para todas as variáveis medidas veja a Tabela 1). Todas as variáveis foram selecionadas com base na literatura de Castella e Britez (2004), um dos poucos estudos que mapeou a ocorrência de espécies arbóreas na floresta ombrófila mista nas diferentes regiões do estado do Paraná. Para as 11 variáveis da

vegetação medidas, foi atribuído um valor de integridade biótica de acordo com o estado de conservação do ponto avaliado.

Esta metodologia foi aplicada por dois observadores, que estabeleceram pontos de avaliação ao longo de transecções, onde as variáveis foram contabilizadas em um ranque, podendo variar de um (1) a cinco (5). O valor 1 significa que a integridade é muito baixa, e o valor 5 que a integridade é alta. Somando os valores atribuídos às variáveis, chega-se a uma nota, a qual pode variar de 11 a 55 por transecção. Em sequência, foi feita uma média das notas de ambos os observadores para determinação do valor da A.E.R. Os valores mais altos indicam os sítios de amostragem com maior integridade biótica, ou em melhor estado de conservação, enquanto valores menores indicam sítios em pior estado de conservação. A quantidade de pontos de avaliação e transecções foram proporcionais ao tamanho de cada sítio amostral. Cada transecção alocava três pontos de avaliação, que possuíam um raio de visão em torno de 30m, e eram dispostos a cada 60m, portanto cada transecção possuía em torno de 180m de comprimento. Estas transecções eram dispostas de forma perpendicular à transecção da amostragem das aves (inserida no interior da mata com 1 km de distância), tomando o cuidado para que os raios de visão dos pontos da A.E.R. não ficassem sobrepostos. A quantidade de transecções foi determinada de acordo com o tamanho de cada sítio amostral da seguinte maneira: oito transecções para áreas de aproximadamente 500 ha; seis transecções para áreas de 100 ha até 500 ha; quatro transecções para áreas menores que 100 ha.

Essa metodologia permitiu selecionar sítios de amostragem que foram organizados em um gradiente de perturbação ambiental. A Flona (I1) - área de referência de conservação escolhida para esse estudo - teve o maior valor na A.E.R. e foi possível encontrar um gradiente de perturbação ambiental em cada um dos três municípios estudados.

Tabela 1. Variáveis da A.E.R. e escala ordinal de valores de integridade biológica para cada uma das variáveis sendo o valor 1 (um) como integridade mínima e o valor 5 (cinco) como integridade máxima.

Escala Ordinal de 1 (menor integridade) a 5 (maior integridade).					
Variáveis	1	2	3	4	5
1 - Cobertura de serapilheira	> 80% de solo nu	Entre 50 a 70% de solo nu e até 2 cm	Até 5 cm com presença de trama de raízes pouco desenvolvida	Até 10 cm presença de trama de raízes desenvolvida	>10 cm, presença de folhas, ramos, galhos, troncos e trama de raízes bem desenvolvida
2 - Árvores mortas em pé	Acima de 4 indivíduos	Até 4 indivíduos	3 indivíduos	2 indivíduos	Até 1 indivíduo
3 - Gramíneas exóticas	> 70% de CH*	Entre 50 a 70% de CH*	Entre 20 a 50% de CH*	Entre 5 a 20% de CH*	Ausente
4 - Outras exóticas	Acima de 6 indivíduos	Até 6 indivíduos	Até 3 indivíduos	Até 1 indivíduo	Ausente
5 - Eco-unidades	Clareira com muito samambaia	Clareira com pouca samambaia	Capoeira com sub-bosque denso e com dossel baixo (até 10 metros) e aberto	Dossel aberto até 60% de luminosidade	Dossel fechado até 10% de luminosidade
6 - Guabiroba (<i>Campomanesia xanthocarpa</i> (Mart.) O. Berg)	Ausente	Só em regeneração	Até 1 indivíduo	Até 2 indivíduos	Acima de 2 indivíduos
7 - Epífitas vasculares	Apenas avasculares	Até 1 indivíduo	Até 2 indivíduos	Até 3 indivíduos	Acima de 3 indivíduos
8 - Xaxim (<i>Dicksonia sellowiana</i> (Pres.) Hook)	Ausente	Só em regeneração	Até 1 indivíduo	Até 2 indivíduos	Acima de 2 indivíduos
9 - Jerivá (<i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham.) Glassman)	Só em regeneração	1 indivíduo	Até 2 indivíduos	Até 3 indivíduos	Acima de 3 indivíduos
10 - <i>Cordyline dracaenoides</i> Kunth	1 indivíduo	2 indivíduos	3 indivíduos	4 indivíduos	Acima de 4 indivíduos
11 - Araucária (<i>Araucaria angustifolia</i> (Bertol.) Kuntze 1898)]	Só em regeneração	1 indivíduo	Até 2 indivíduos	Até 3 indivíduos	Acima de 3 indivíduos

*Cobertura de herbáceas.

2.3. Amostragem das aves e obtenção do I.P.A.

As aves foram registradas por meio da metodologia de pontos fixos, que quantifica as aves visualizadas e/ou ouvidas dentro de um raio de 100m a partir de pontos pré-determinados (ANJOS et al., 2010) (Figura 2). No presente estudo, 5 ou 6 pontos foram determinados por sítio amostral. As campanhas de campo foram realizadas de outubro a fevereiro nos anos 2013/2014 e 2014/2015, exceto os sítios TB4 e TB3 que foram amostradas em junho e julho de 2015 respectivamente.

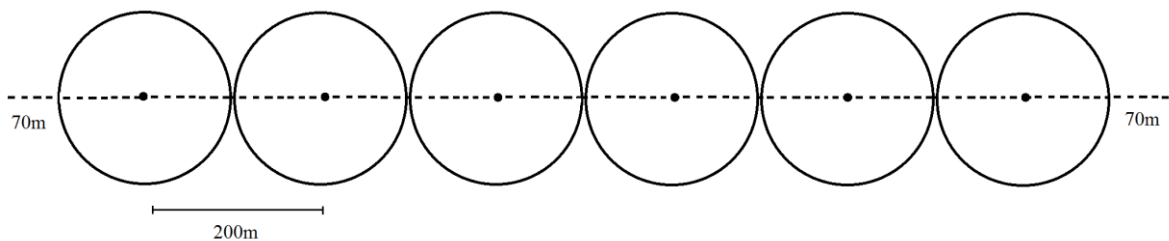


Figura 2. Representação esquemática dos pontos fixos de escuta para amostragem das aves. Cada ponto possui um raio de detecção de 100m e foram alocados ao longo de uma transecção (linha tracejada) com 70m de tolerância das bordas da vegetação.

Dois sítios de Telêmaco Borba, TB3 e TB4 foram amostrados no inverno, estação do ano que pode afetar a amostragem das aves, já que no inverno a maioria das espécies de aves não reproduz, o que pode deixar as espécies menos detectáveis (VOLPATO et al., 2009). No entanto, apesar de TB4 apresentar uma riqueza de espécies um pouco inferior aos outros sítios da região (ver Figura 3), esse resultado não pode ser explicado pela amostragem no inverno, uma vez que controlando para o número de indivíduos amostrados entre as áreas (~460), TB4 continuou apresentando uma menor riqueza de espécies. Além do mais TB3 apresentou um padrão similar as áreas amostradas na primavera e verão, o que sugere pouca influência da estação do ano na riqueza de aves. Como não houve diferenças nas

análises de diversidade funcional com a presença ou ausência desses sítios, TB3 e TB4 apresentaram valores de diversidade funcional similares as demais localidades amostradas, portanto, foram mantidos nas análises estatísticas.

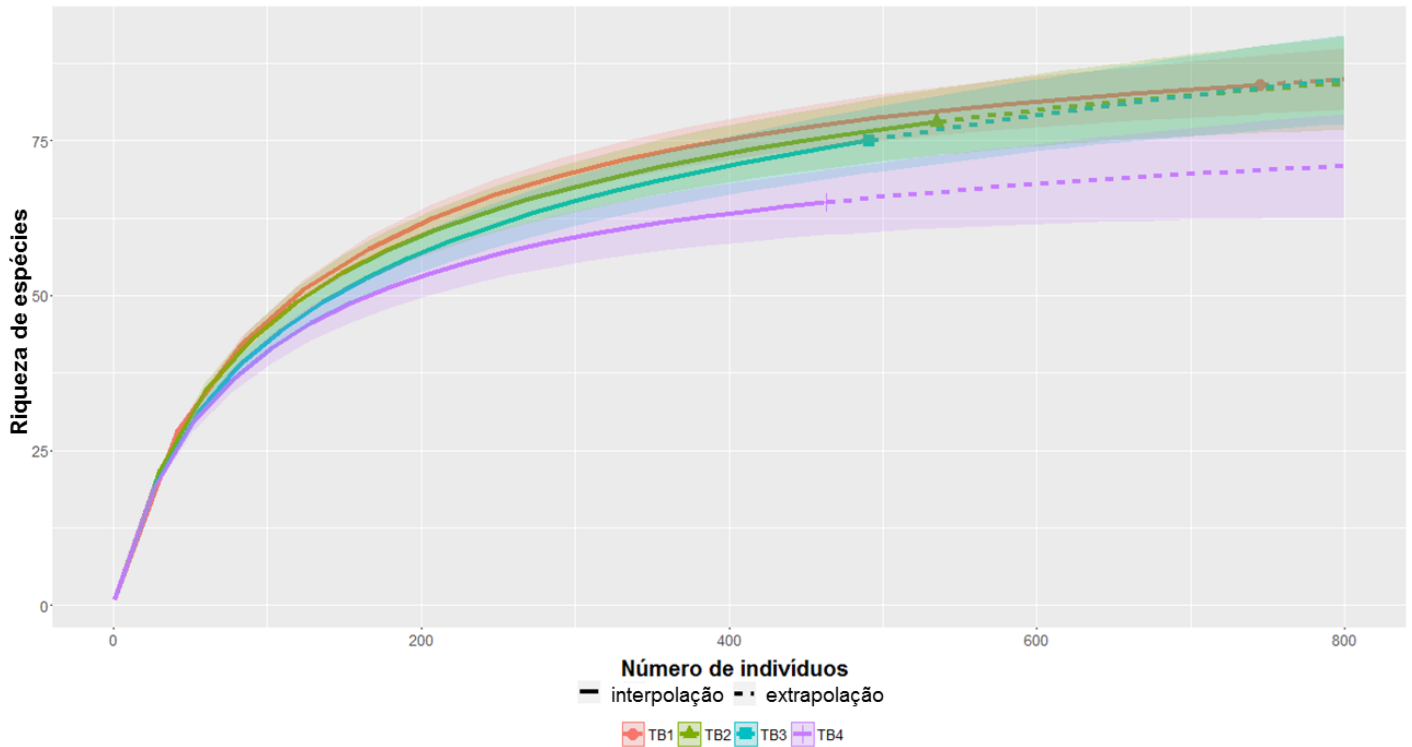


Figura 3. Curva de rarefação dos indivíduos acumulados em relação à riqueza de espécies de aves para cada sítio amostral da região de Telêmaco Borba, Paraná. Os dados da comunidade (uma curva por sítio amostral) mostram o número de indivíduos acumulados juntamente com o intervalo de confiança de 95%. TB1 e TB2 foram os sítios amostrados na estação reprodutiva e TB3 e TB4 foram os sítios amostrados durante a estação não-reprodutiva, porém não houve uma diferença considerável entre eles. TB4 foi o sítio que possui menor diversidade de espécies.

Casais e bandos de aves foram considerados como um único contato. As amostragens se iniciaram com o nascer do Sol e cada conjunto de 5 ou 6 pontos foi amostrado durante três manhãs consecutivas, de modo que a sequência de pontos amostrados era diferente em cada amostragem. Por exemplo: a primeira manhã iniciava-se com o ponto 1 e os

demais pontos seguintes (2, 3, 4, 5 e/ou 6) e depois os pontos também eram amostrados na volta da transecção (6 e/ou 5, 4, 3, 2 e 1). Na próxima manhã, invertia-se a ordem, iniciava-se com o ponto 5 ou 6 (dependendo do sítio) e seguia a sequência decrescente dos pontos (6 e/ou 5, 4, 3, 2 e 1) e na volta o caminho inverso (1, 2, 3, 4, 5 e/ou 6). Essa maneira foi seguida para que as amostragens começassem em pontos diferentes, uma vez que algumas espécies vocalizam apenas nos primeiros minutos do início do dia. O tempo de amostragem de cada ponto fixo foi de quinze minutos. Assim, foi coletado dados de abundância das espécies (número de contatos), sendo possível calcular o Índice Pontual de Abundância (I.P.A), isto é, o resultado da soma dos contatos obtidos de cada espécie, dividido pelo número total de pontos amostrados na localidade de estudo (BLONDEL et al., 1970; VIELLIARD e SILVA, 1990). Neste estudo quatro sítios amostrais tiveram 5 pontos (T2, T3, I2 e TB4) e os outros tiveram 6 pontos. Esta diferença ocorreu devido à disponibilidade de habitat para a amostragem. Portanto o total de contatos em cada sítio amostral de cada espécie era dividido por 30 ou 36, conforme o número de pontos amostrais utilizados.

2.4. Seleção das características funcionais das aves

As características funcionais são aquelas passíveis de serem quantificadas. Assim, foram medidas as seguintes características funcionais (Tabela 2): massa corpórea (média da massa em gramas); dieta (vertebrados, invertebrados, frutos, grãos, néctar e plantas); estrato de forrageio (solo/próximo ao solo, sub-bosque, sub-copa e copa das árvores); comprimento da asa (média da espécie em mm); comprimento do bico (média da espécie em mm); comprimento da cauda (média da espécie em mm); largura do bico (média da espécie em mm) e; altura do bico (média da espécie em mm). As medidas morfométricas, com exceção da massa corpórea, foram obtidas de pelo menos 2 espécimes e no máximo cinco espécimes do Museu de Zoologia da USP (MZUSP). Todas as outras características

funcionais foram obtidas da literatura (DUNNING, 1992; WILMAN et al., 2014; DEL HOYO et al., 2015). As características funcionais medidas neste estudo estão relacionadas à forma de vida das aves no habitat florestal e devem responder às variações de perturbação. Por exemplo, se o sub-bosque da floresta for removido, é possível que influencie o grupo de aves mais adaptado a ele, e o conjunto das características funcionais compartilhadas por este grupo pode ser perdido, podendo reduzir a diversidade funcional daquela comunidade. Nesse caso, espera-se que as aves mais afetadas sejam as de porte menor (valores baixos de massa corpórea) que se alimentam de insetos (dieta e tamanho do bico), forrageiam no sub-bosque (estrato de forrageio) e apresentam estratégias de forrageio específicas ao habitat do sub-bosque (como as manobras de vôo que estão relacionadas com as medidas morfométricas da asa e cauda).

Tabela 2. Características funcionais de aves florestais escolhidas para responder à perturbação ambiental da floresta ombrófila mista.

Características funcionais	Tipo de dado	Subdivisões	Descrição/motivo
Dieta	<i>Fuzzy</i> *	Invertebrados, vertebrados, frutos, grãos, néctar, plantas.	Recursos utilizados/preferidos pelas aves florestais.
Estrato de forrageio	<i>Fuzzy</i> *	Solo, sub-bosque, sub-copa e copa.	Local de forrageio/ preferência de habitat florestal.
Massa Corpórea (g)	Contínuo	-	Noção de tamanho/quantidade de recursos necessários.
Medidas morfométricas (mm)	Contínuo	Altura do bico, largura do bico, comprimento do bico, comprimento da asa e cauda.	Estratégia de vôo/forrageio e adaptação ao tipo de habitat.

* *Fuzzy*: dado organizado em porcentagem.

2.4.1. Índices de diversidade funcional

Foi utilizado o índice “Entropia Quadrática de Rao (Q)” (RAO, 1982; BOTTA-DUKÁT, 2005; RICOTTA, 2005) que utiliza as abundâncias relativas das espécies de uma comunidade e mede a dissimilaridade das características funcionais comparando as espécies em pares. O índice de Q é o mais recomendado quando pretende-se analisar as mudanças na dispersão das características funcionais em uma comunidade (BOTTA-DUKÁT, 2005; RICOTTA e MORETTI, 2011), levando em consideração a riqueza e a divergência funcional (MOUCHET et al., 2010). Segundo Mason et al. (2013), este índice pode aumentar conjuntamente com a complementariedade de nicho, a abundância das espécies e a probabilidade de ocorrência das espécies, ou ambos.

Portanto, para calcular a diversidade funcional, é necessário compilar os dados de abundância das aves de todas as espécies registradas nos pontos e as características funcionais de cada espécie. Para isso é necessário construir duas matrizes com estes dados, uma matriz de abundâncias, que organiza as espécies de aves nas colunas e os locais amostrados nas linhas, e uma outra matriz das características funcionais das aves, que organiza as espécies nas linhas e as características funcionais quantificadas nas colunas. Feito isso, as medidas de diversidade funcional podem ser calculadas utilizando o software Rstudio version 3.1.3 (R Core Team 2015) e o pacote ‘SYNCSA’ (DEBASTIANI e PILLAR, 2012). O índice Q é uma medida de dissimilaridade funcional esperada entre dois indivíduos de uma mesma comunidade, baseando-se na proporção da abundância de cada espécie (PAVOINE e DOLÉDEC, 2005; LEPSŠ et al., 2006; RICOTTA e MORETTI, 2011). Este índice não atribui muito peso à riqueza de espécies de cada comunidade, sendo eficiente na aplicação de análises de padrões de convergência ou divergência de características funcionais, ou seja, quando pretende determinar se houve um aumento ou diminuição de dissimilaridade das características funcionais (RICOTTA e MORETTI, 2011; BOTTA-DUKÁT e CZÚCZ,

2016). A medida de dissimilaridade varia de 0 a 1 (DE BELLO et al., 2007), e a fórmula é expressada desta forma:

$$Q = \sum_{i=1}^S \sum_{j=1}^S d_{ij} p_i p_j$$

Onde, S é a comunidade, d_{ij} é a diferença entre as espécies i e j e p é a proporção das abundâncias das espécies i e j .

Ao investigar uma comunidade, é possível avaliar se as características funcionais são similares entre as espécies, e avaliar também o grau de similaridade destas características, o que possibilita fazer interpretações no contexto de estabilidade, se for um caso de perturbação ambiental (LUCK et al., 2013). A repetição das características pode indicar o saturamento de espécies semelhantes funcionalmente dentro de uma comunidade, chamado de redundância funcional (DE BELLO et al., 2007). A redundância funcional (RF) é um índice proposto por de Bello et al. (2007) como sendo um índice potencial que avalia a composição da comunidade com relação às características funcionais. Comunidades redundantes são aquelas que apresentaram pouca variação das características funcionais nos processos ecossistêmicos envolvidos (NAEEM, 1998).

A RF pode ser calculada, segundo de Bello (2007), pela diferença entre o índice de diversidade de Simpson (ver BOTTA-DUKÁT, 2005; LEPŠ et al., 2006) e o índice de diversidade funcional Entropia Quadrática de Rao (ver BOTTA-DUKÁT, 2005), definido por esta equação abaixo:

$$RF = G - Q$$

Onde, G equivale ao índice de Simpson e Q equivale a Entropia Quadrática de Rao.

Índice de Simpson (complemento do índice de dominância de Simpson inicial) representa o valor potencial máximo que a diversidade funcional (Q) pode atingir em uma comunidade, ou melhor, como se todas as espécies desta comunidade fossem totalmente diferentes em relação às suas características funcionais. É definido como:

$$G = 1 - \sum_{i=1}^S p_i^2$$

Onde S é a comunidade, p é a proporção da abundância da espécie i .

Ao calcular RF, seu valor será zero quando houver uma grande variedade de características funcionais na comunidade ($Q = G$), ou seja, espécies com características funcionais bem distintas (DE BELLO et al., 2007; PILLAR et al., 2013). E RF será máximo (igual a 1) quando as características funcionais forem repetidas, ou seja, quando $Q = 0$ (características similares entre as espécies da comunidade), então, $RF = G$ (DE BELLO et al., 2007; PILLAR et al., 2013).

Antes de calcular os índices de diversidade funcional, aplicou-se a função *prep.fuzzy* (PAVOINE et al., 2009) para as características funcionais que são expressadas por meio de proporção, neste caso apenas para as variáveis de dieta e estrato de forrageio. Isto é necessário, pois estas características são variáveis que indicam a porcentagem de cada alimento consumido ou não, e a preferência do estrato de forrageio pela ave (ver WILMAN et al., 2014), diferente de variáveis binárias (0 e 1) por exemplo, onde a informação é avaliada apenas de duas formas, dados de presença ou ausência.

Para as características contínuas (massa corpórea e dados morfométricos) foi aplicado um método de standardização dos dados para que as medidas ficassem na mesma escala. Ou seja, para que a média fosse igual a zero e o desvio padrão igual a um (LEGENDRE e GALLAGHER, 2001).

Após estes procedimentos, foi construída uma matriz de características funcionais com distância de *Gower* (porque as características funcionais representam dimensões diferentes) e gerou-se por meio de cálculos de diversidade funcional, os índices de interesse. Para os cálculos, como a função precisa obter uma matriz que possua as propriedades métricas de uma matriz de distância Euclidiana, essa propriedade foi obtida usando a raiz quadrada de um-complemento da similaridade de *Gower* (DEBASTIANI e PILLAR, 2012). Para esse procedimento foi usada a função “*rao.diversity*” do pacote SYNCSA (DEBASTIANI e PILLAR, 2012).

2.5. Regressão beta entre índices de diversidade funcional e a A.E.R.

A A.E.R. foi regredida para os índices de Entropia Quadrática de Rao (Q) e Redundância Funcional (RF). Foi utilizado o modelo de regressão beta, pois é mais apropriado para medidas como taxas e proporções, neste caso, os índices de diversidade funcional (Q e RF), pois os dados tendem a apresentar uma distribuição assimétrica e heterocedástica (FERRARI e CRIBARI-NETO, 2004). Se fosse utilizado o modelo de regressão linear, a análise estaria suscetível a erros, já que os valores preditos podem ficar fora do suporte da variável resposta (Kieschnick e McCullough, 2003). A regressão beta utiliza variáveis dependentes transformadas dentro de uma escala entre 0 e 1, ou seja, com distribuição beta (FERRARI e CRIBARI-NETO, 2004). A distribuição beta é muito versátil e bastante utilizada para modelar experimentos, pois permite ajustar os parâmetros de uma forma muito flexível (FERRARI e CRIBARI-NETO, 2004; CRIBARI-NETO e ZEILEIS, 2009).

Todos os cálculos foram realizados pelo software Rstudio version 3.1.3 (R Core Team 2015), utilizando o pacote ‘*betareg*’ (CRIBARI-NETO e ZEILEIS, 2009).

2.6. Modelos lineares generalizados entre riqueza de espécies, A.E.R. e índices de diversidade funcional

Modelos lineares generalizados (GLM; MCCULLAGH e NELDER, 1989; DOBSON, 1990) foram usados para relacionar a riqueza de espécies com as variáveis preditoras, A.E.R. e os índices de diversidade funcional (Q) e redundância funcional (RF). A variável resposta, a riqueza de espécies (dados de contagem), tem uma distribuição de Poisson (MCCULLAGH e NELDER, 1989), portanto, requer uma função de ligação logarítmica. Os pressupostos do modelo foram avaliados por gráficos diagnósticos dos resíduos e todos os modelos aqui apresentados tiveram seus pressupostos contemplados. Foi utilizado o teste da razão de verossimilhança (TRV) com a aproximação de chi-quadrado para testar se as relações foram significativas.

Todos os cálculos foram realizados pelo software Rstudio version 3.1.3 (R Core Team 2015), utilizando o pacote ‘stats’ (R Core Team 2015).

2.7. Procedimentos adicionais

Para comparar os níveis do gradiente de perturbação da vegetação, cada sítio foi organizado em quatro categorias: 1, 2, 3 e 4. Sendo 1 o sítio mais conservado da região, e 4, o sítio mais perturbado, ou seja, em uma ordem decrescente de conservação. O teste aplicado foi Kruskal-Wallis, usado para testar a diferença entre as medianas de três ou mais amostras independentes. Sendo análogo ao teste F utilizado na ANOVA de um fator, difere-se por ser não-paramétrico e por não colocar nenhuma restrição sobre a comparação entre as amostras (MCKIGHT e NAJAB, 2010).

Para mostrar a diferença na composição de espécies entre as três regiões, foi feita a análise de ordenação NMDS (Escalonamento Dimensional Não-Métrico), utilizando as

abundâncias relativas das espécies de aves (I.P.A.). Como complemento desta análise, foram feitas figuras que mostram as espécies e suas respectivas abundâncias em cada sítio amostral. Estas figuras foram construídas de modo que mostrassem claramente as diferenças entre as espécies ausentes, presentes e suas abundâncias em cada sítio amostral, a partir da lista total das aves amostradas (142 espécies), que foi organizada de acordo com a avifauna presente na área de referência (Flona - sítio I1). Cada espécie foi codificada com um número de identidade e as espécies foram ordenadas de forma decrescente com relação a sua abundância no sítio I1. Esta ordenação e codificação permite que comparações visuais possam ser feitas entre os sítios amostrais, principalmente com I1 e os demais sítios, uma vez que é referência neste estudo. Isto é, a espécie 1 é a mais abundante em I1 e é a mesma nos outros sítios, porém é possível perceber a variação de sua abundância e até mesmo sua ocorrência ou ausência. Assim, as figuras foram organizadas de modo que I1 fosse comparado visualmente com os outros sítios de todas as regiões estudadas (ver figuras 8 a 10). Para melhor visualizar as alterações de riqueza e abundância entre os sítios quando comparados à I1, algumas espécies foram destacadas nestas figuras. Para a escolha dessas espécies, foi levado em consideração os efeitos da perturbação antrópica de cada região. Em Irati, por exemplo, espécies que se beneficiaram ou não com a conversão das florestas primárias em secundárias. Já em Turvo, os efeitos da remoção do sub-bosque para plantio de erva-mate ou pastejo para gado, e em Telêmaco Borba, os efeitos das temperaturas mais quentes e a forte proximidade com a floresta estacional semidecidual ao norte do Estado.

Todos os procedimentos adicionais, análises e figuras, foram realizados no software Rstudio version 3.1.3 (R Core Team 2015), pelo pacote ‘vegan’ (OKSANEN et al., 2007), ‘MASS’ (VENABLES e RIPLEY, 2002), ‘BiodiversityR’ (KINDT e KINDT, 2015) e “ggplot2” (WICKHAM, 2009).

3. RESULTADOS

As amostragens de aves nos 12 sítios amostrais resultaram em 142 espécies de aves florestais registradas. Os valores de diversidade funcional (Q) e da A.E.R. variaram entre 0,2631 e 0,3677 e entre 29,75 e 44,8, respectivamente (Tabela 3). As regiões apresentaram um gradiente de perturbação da vegetação (diferenças entre valores de A.E.R.: $\chi^2 = 8,967$, G.L.= 3, $p = 0,03$). Não foi encontrada uma associação entre os valores de diversidade funcional (Q) e da A.E.R. (pseudo- $R^2 = 0,084$; $z = -1,041$ e $p = 0,298$; Figura 4A). A Redundância Funcional (RF), que variou entre 0,6073 a 0,7039, também não apresentou associação com os valores da A.E.R. (pseudo- $R^2 = 0,082$; $z = 1,028$ e $p = 0,304$; Figura 4B).

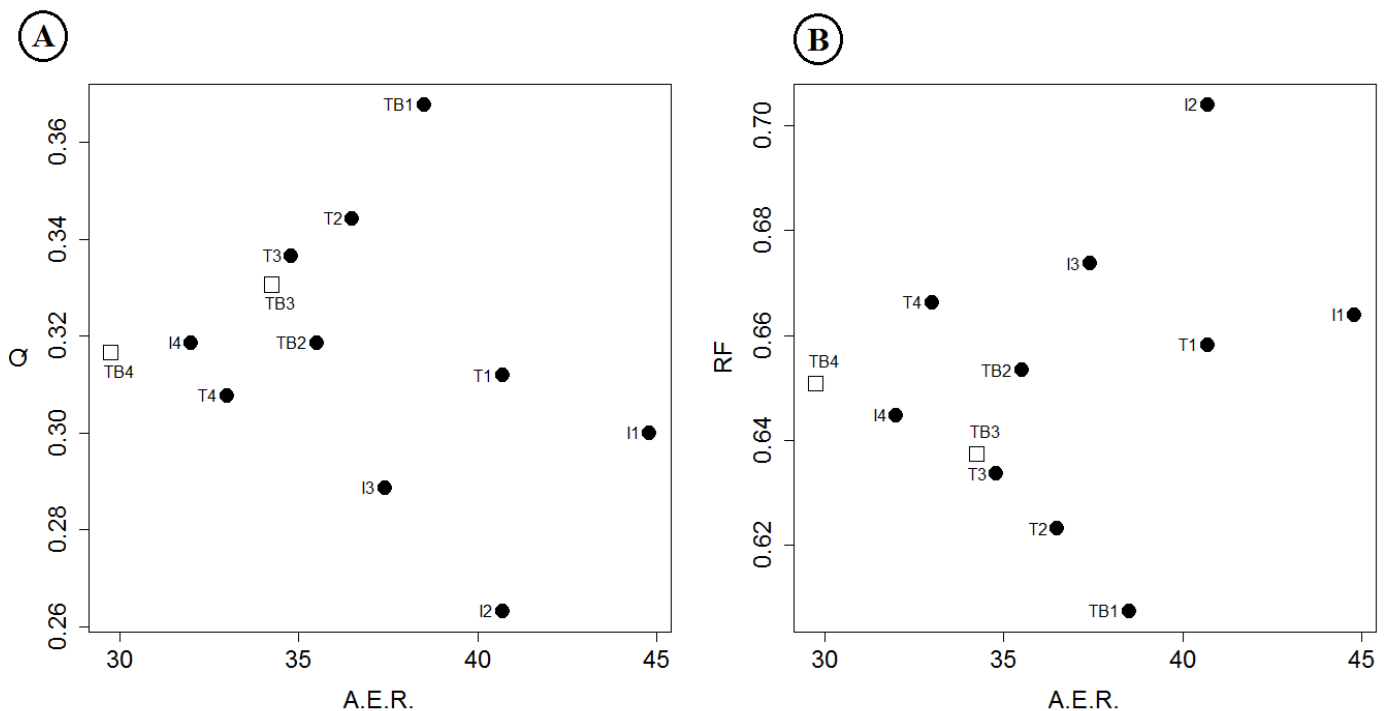


Figura 4. Índices de diversidade funcional, Entropia Quadrática de Rao (Q, figura A) e Redundância Funcional (RF, figura B) correlacionados com a Avaliação Ecológica Rápida (A.E.R.) em cada sítio de amostragem no Paraná: Irati (I), Turvo (T) e Telêmaco Borba (TB). Os quadrados brancos indicam os sítios de Telêmaco Borba amostrados no inverno.

O sítio amostral I1 (Flona), que representa a área controle neste estudo, apresentou o maior valor de A.E.R. (44,8), o terceiro mais baixo entre a diversidade funcional (0,3000) e o quarto mais alto de redundância funcional (0,6638) (ver Tabela 3). O sítio amostral TB4 apresentou o menor valor de A.E.R. (29,75), mas apresentou valores de diversidade funcional e de redundância funcional semelhante a I1 (ver Tabela 3).

Tabela 3. Dados obtidos para os 12 sítios amostrais ordenadas pelo gradiente de perturbação da vegetação representado pelas notas da Avaliação Ecológica Rápida (A.E.R.). Os símbolos “S”, “G”, “Q” e “RF” representam respectivamente: Riqueza de espécies florestais, índice de Simpson, Entropia Quadrática de Rao e Redundância Funcional. Os códigos dos sítios de amostragem são indicados por letras e números. As letras representam: T – Turvo; I – Irati; TB – Telêmaco Borba, ambos são municípios do Estado do Paraná, Brasil, onde concentraram-se as regiões de estudo. Os números representam o gradiente de perturbação da A.E.R. para cada sítio, sendo 1 o sítio mais conservado e 4, o sítio mais perturbado da região.

Sítios de amostragem	A.E.R.	S	G	Q	RF
I1 (Referência)	44,8	64	0,9639	0,3000	0,6638
I2	40,7	68	0,9671	0,2631	0,7039
T1	40,7	64	0,9700	0,3118	0,6581
TB1	38,5	84	0,9751	0,3677	0,6073
I3	37,4	55	0,9622	0,2885	0,6736
T2	36,5	60	0,9673	0,3442	0,6230
TB2	35,5	78	0,9718	0,3185	0,6533
T3	34,8	60	0,9701	0,3366	0,6335
TB3	34,25	75	0,968	0,3306	0,6374
T4	33,0	80	0,9739	0,3077	0,6662
I4	32,0	48	0,9633	0,3186	0,6447
TB4	29,75	65	0,9674	0,3166	0,6508

Não foi encontrada uma relação entre a riqueza de espécies (S) com o gradiente da A.E.R. (TRV: $\chi^2 = 0,053$; G.L. = 1; $p = 0,818$; Figura 5). E também não houve correlação entre a riqueza e a diversidade funcional (TRV: $\chi^2 = 1,400$; G.L. = 1; $p = 0,237$; Figura 6A) e nem com a redundância funcional (TRV: $\chi^2 = 0,470$; G.L. = 1; $p = 0,493$; Figura 6B).

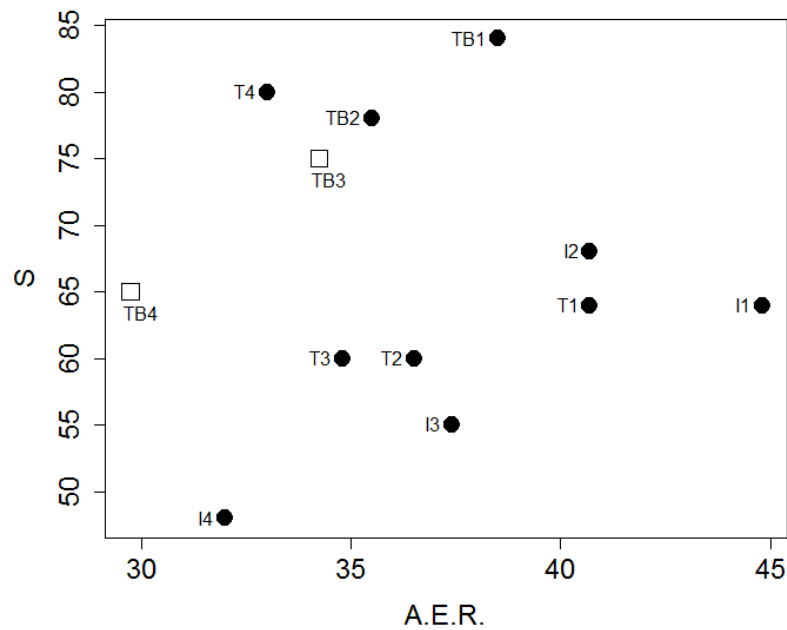


Figura 5. Riqueza de espécies (S) de aves em função da Avaliação Ecológica Rápida (A.E.R.) para os 12 sítios amostrais no Paraná: Irati (I), Turvo (T) e Telêmaco Borba (TB). Os quadrados brancos indicam os sítios de Telêmaco Borba amostrados no inverno.

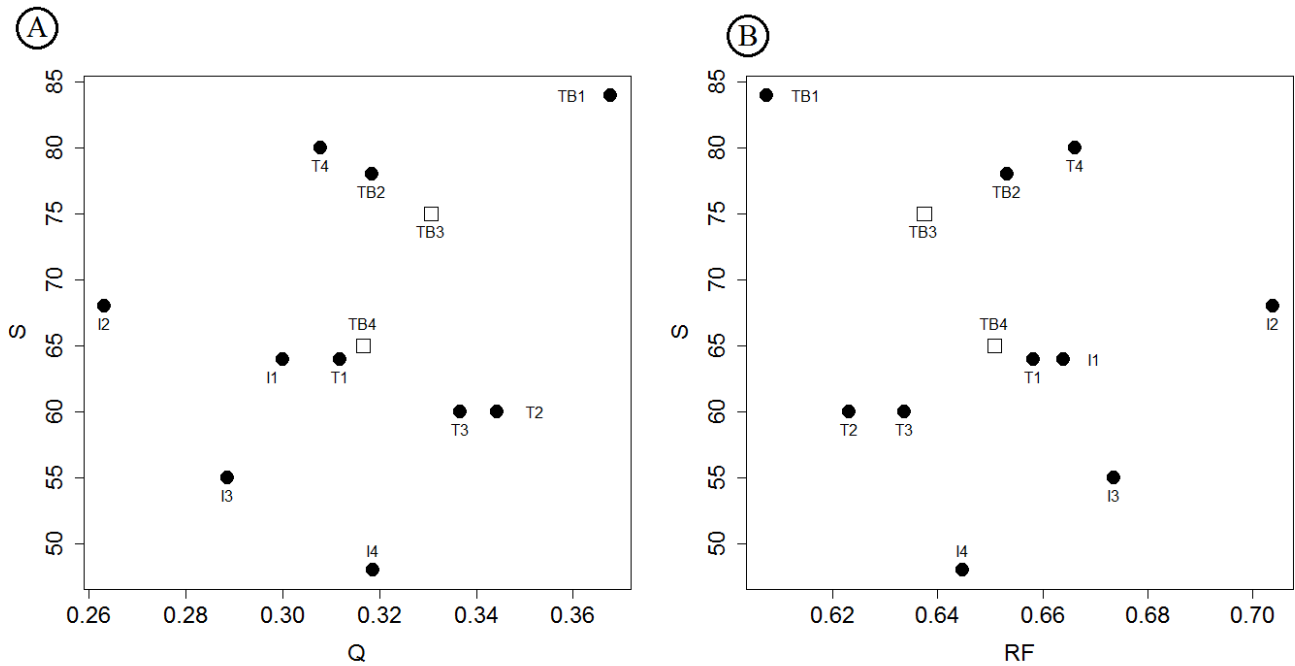


Figura 6. Gráficos mostrando a relação da riqueza de espécies (S) com os índices de Entropia Quadrática de Rao (Q, figura A) e Redundância Funcional (RF, figura B) para os 12 sítios amostrais no Paraná: Irati (I), Turvo (T) e Telêmaco Borba (TB). Os quadrados brancos indicam os sítios de Telêmaco Borba amostrados no inverno.

As regiões de Irati, Telêmaco Borba e Turvo apresentaram diferenças na composição de espécies de aves (Modelo $F = 3,9622$; $R^2 = 0,46822$; $p = 0,0003$), com seus respectivos sítios amostrais apresentando uma menor similaridade na composição de aves (Figura 7). As figuras 8, 9 e 10 mostraram que, além da composição de espécies ser diferente entre as regiões, a abundância das espécies também mudou com a perturbação. É possível perceber que a espécie dominante em I1 não necessariamente se manteve dominante em outros sítios de amostragem, e que, houve o aparecimento evidente de espécies nestes sítios perturbados que não estavam presentes em I1.

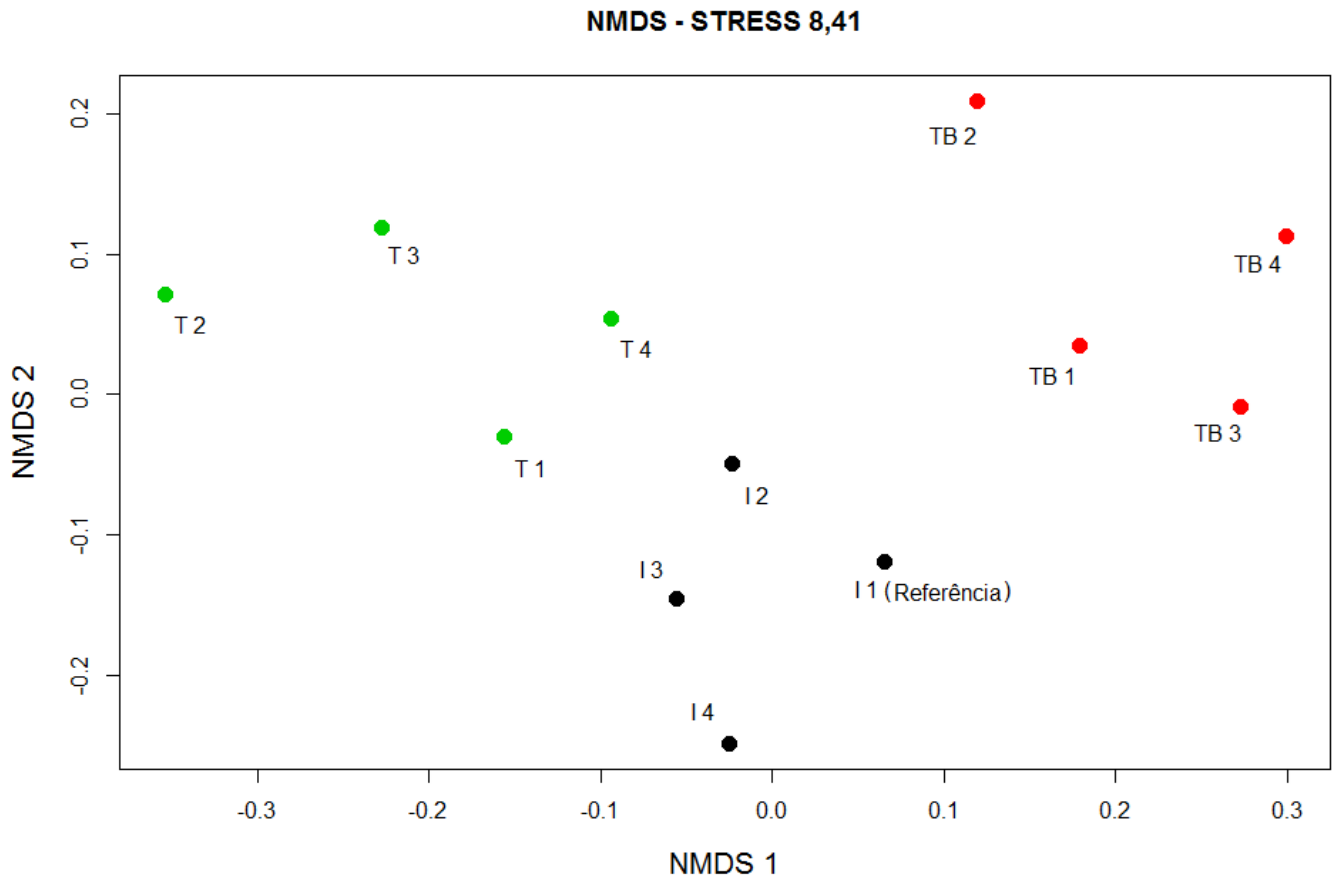


Figura 7. Escalonamento Multidimensional Não-Métrico da composição de espécies de aves nas três regiões amostradas no Paraná. Cada ponto representa um sítio amostral de cada região, sendo que Turvo está representado pela cor verde, Irati pela cor preta, e Telêmaco Borba pela cor vermelha.

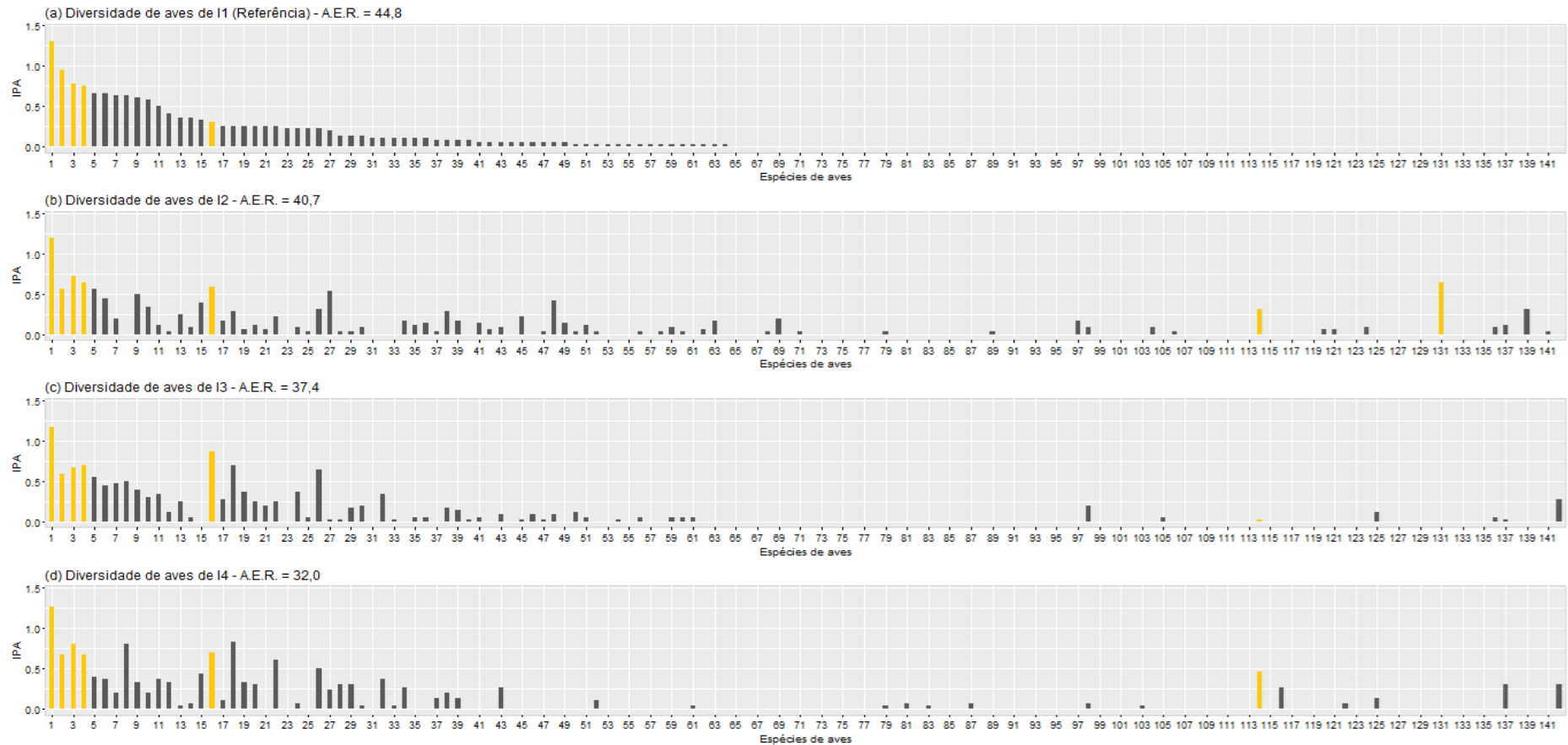


Figura 8. Índice Pontual de Abundância de cada sítio amostral da região de Irati, organizados em ordem decrescente de conservação (valores do A.E.R.). No eixo x de cada gráfico, estão as 142 espécies de aves que foram amostradas quando se somaram todos os registros da avifauna nos 12 sítios. Cada espécie de ave foi codificada com um número de identidade (i.e., a espécie com o número 1 é a mesma para todos os outros sítios, também representada pelo mesmo número). As barras mostram o I.P.A. de cada espécie, sendo que o sítio I1 é a referência para o estudo. Espécies destacadas em amarelo estão codificadas como: (1) *Myiothlypis leucoblephara*; (2) *Setophaga pitaiyumi*; (3) *Leptasthenura setaria*; (4) *Basileuterus culicivorus*; (16) *Pachyramphus polychopterus*; (114) *Patagioenas picazuro*; (131) *Syrstes sibilator*.



Figura 9. Índice Pontual de Abundância de cada sítio amostral da região de Turvo, organizados em ordem decrescente de conservação (valores do A.E.R.). No eixo x de cada gráfico, estão as 142 espécies de aves que foram amostradas quando se somaram todos os registros da avifauna nos 12 sítios. Cada espécie de ave foi codificada com um número de identidade (i.e., a espécie com o número 1 é a mesma para todos os outros sítios, também representada pelo mesmo número). As barras mostram o I.P.A. de cada espécie, sendo que o sítio I1 é a referência para o estudo. Espécies destacadas em verde: (3) *Leptasthenura setaria*; (98) *Lepidocolaptes falcinellus*; (114) *Patagioenas picazuro*; (142) *Zonotrichia capensis*.

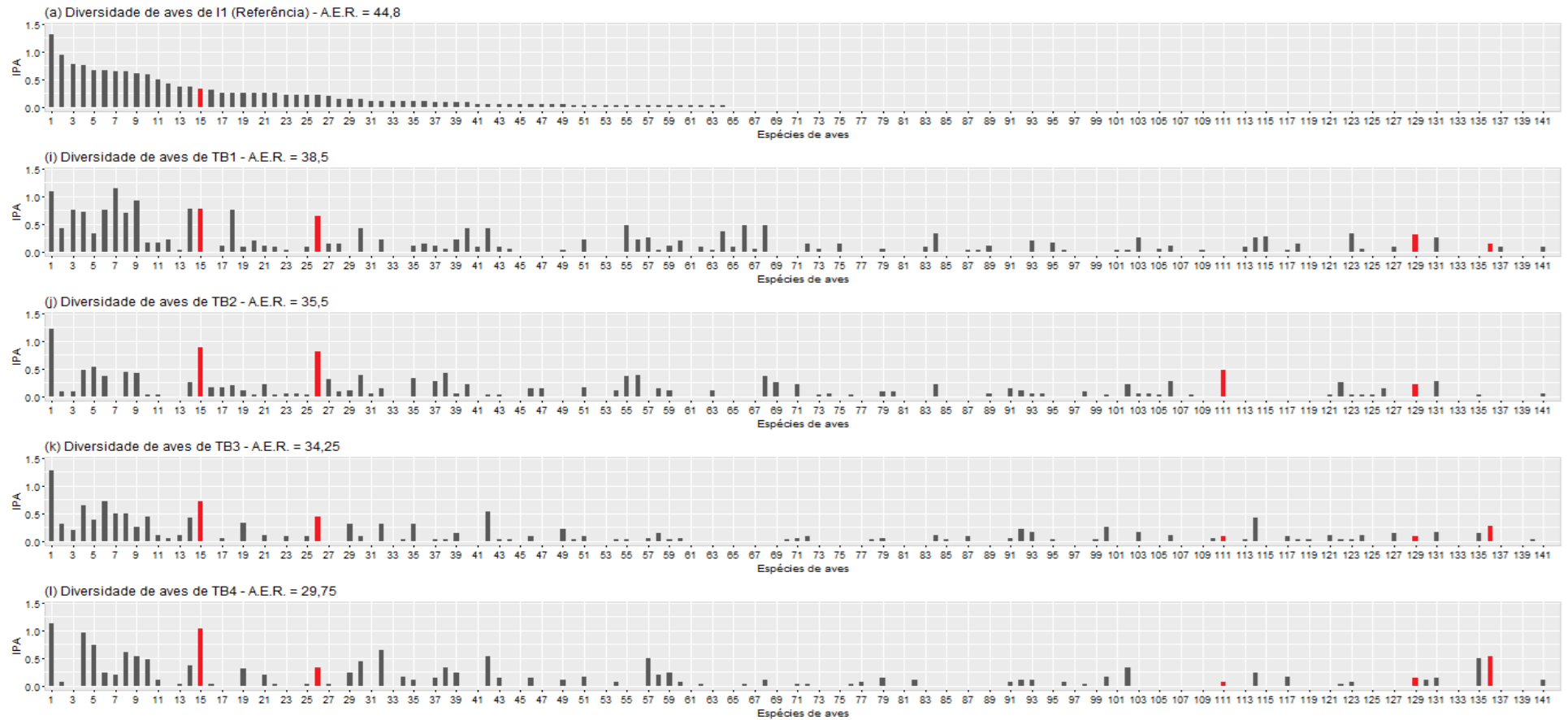


Figura 10. Índice Pontual de Abundância de cada sítio amostral da região de Telêmaco Borba, organizados em ordem decrescente de conservação (valores do A.E.R.). No eixo x de cada gráfico, estão as 142 espécies de aves que foram amostradas quando se somaram todos os registros da avifauna nos 12 sítios. Cada espécie de ave foi codificada com um número de identidade (i.e., a espécie com o número 1 é a mesma para todos os outros sítios, também representada pelo mesmo número). As barras mostram o I.P.A. de cada espécie, sendo que o sítio I1 é a referência para o estudo. Espécies destacadas em vermelho: (15) *Chamaeza campanisona*; (26) *Turdus rufiventris*; (111) *Pachyrhamphus castaneus*; (129) *Pyriglena leucoptera*; (136) *Thamnophilus caerulescens*.

4. DISCUSSÃO

A diversidade funcional, a redundância funcional e a riqueza de espécies de aves foram similares entre os sítios de floresta ombrófila mista amostrados, apesar dos diferentes níveis de perturbação antrópica na vegetação indicados pela A.E.R. Este resultado não era esperado, ainda mais porque incluiu-se na análise um sítio referência (I1) que é uma das áreas mais conservadas de floresta ombrófila mista do Estado do Paraná (CASTELLA e BRITTEZ, 2004). A similaridade entre os valores dos parâmetros mencionados acima entre sítios perturbados e sítios menos perturbados é surpreendente porque os valores da A.E.R. são claramente diferentes (ver Tabela 3). Mesmo assim, I1 teve um valor de diversidade funcional similar a sítios com baixos valores de A.E.R.

Além de Q e RF não apresentarem variação em relação a A.E.R., os índices também se mostraram independentes da riqueza de espécies, ou seja, mesmo havendo diferenças no número de espécies entre os sítios, isto não resultou em uma variação correspondente de diversidade funcional ou de redundância funcional. Mesmo não havendo associação nas análises de regressão beta e GLM, os dados de redundância funcional provaram ser maiores que os de diversidade funcional. Uma possível explicação para esta observação é que as espécies de aves presentes em cada sítio amostral, independente da riqueza, apresentaram uma grande repetição em suas características funcionais. Esse resultado reforça que independentemente do número de espécies, todos os sítios mostraram ser redundantes funcionalmente em relação às funções ecológicas ali presentes. Segundo Bihn et al. (2010), alta redundância funcional em assembleias de espécies pode indicar maior robustez das funções ecológicas da comunidade, principalmente no caso de florestas tropicais em regeneração. A promoção ou manutenção de espécies redundantes fortalece as funções ecológicas e aumenta a estabilidade destas funções na comunidade (WALKER, 1995), sendo essencial aos processos ecossistêmicos (WALKER, 1992; NAEEM, 1998; PETERSON et al.,

1998; ELMQVIST et al., 2003). Assim, dentro de cada uma das três regiões estudadas, podemos sugerir que muitas das espécies de aves apresentaram características funcionais similares, ou melhor, a extinção local de uma espécie sensível à perturbação seria compensada por uma outra espécie tolerante à mesma perturbação e com característica funcional similar (NAEEM, 1998; WALKER, 1995). Muito importante salientar que as espécies não registradas podem representar uma perda real nas comunidades, o que é uma preocupação em termos de conservação. Relatos de perda de espécies mais sensíveis em ecossistemas alterados são comuns na literatura, o que sempre inspira um alerta do ponto de vista da conservação delas. Sobretudo, os planos de conservação precisam contemplar todas as espécies, sendo elas sensíveis ou não, pois cada espécie exerce um papel ecológico no ecossistema. Porém, as funções ecológicas que são exercidas por poucas espécies devem receber maior urgência nas medidas conservacionistas, uma vez que a função se encontra em maior risco de desaparecimento no ecossistema (WALKER, 1995).

Alguns estudos têm documentado perdas significativas de diversidade funcional em resposta às perturbações do habitat para diversos taxa como plantas (GIRÃO et al., 2007; MEERBEEK et al., 2014), abelhas (BIHN et al., 2010; FORREST et al., 2015), peixes (VILLÉGER et al., 2010), anuros (ERNST et al., 2006), aves (FLYNN et al., 2009; CLOUGH et al., 2009; PRESCOTT et al., 2016) e mamíferos (FLYNN et al., 2009). Entretanto, também existem outros estudos que documentaram que a diversidade funcional se manteve sem grandes alterações para diversos taxa como árvores (FLYNN et al., 2009; BARALOTO et al., 2012; MAGNAGO et al., 2014), comunidades zoobentônicas (WEIGEL et al., 2016), artrópodes (BIRKHOFER et al., 2015) e aves (HIDASI-NETO et al., 2012; LUCK et al., 2013; EDWARDS et al., 2013). Portanto, impactos antrópicos podem diminuir ou não influenciar a diversidade funcional. As comunidades biológicas são bastante complexas o que pode levar a uma idiosincrasia quanto a respostas das comunidades frente

aos impactos, que são bastante variáveis. Ou seja, existem diferenças tanto na intensidade, tipos de impactos e fatores históricos da perturbação, assim como diferenças intrínsecas biológicas de cada comunidade o que explicaria, nesse momento, a dificuldade de estabelecer um padrão similar de como a diversidade funcional varia frente às perturbações.

A perturbação não teve um forte efeito na riqueza de espécies de aves, inclusive em sítios amostrais perturbados (A.E.R. baixo), como o caso de TB3 e T4, que apresentaram uma riqueza de aves maior do que o sítio de referência I1, e o caso de I3 e I4 que apresentaram riqueza menor (Figura 5). Nos casos, onde a riqueza foi maior que I1, temos que o dossel inferior e o sub-bosque da floresta ombrófila mista, quando conservado, tende a ser mais denso, pois é pouco sombreado pelas copas das Araucárias que formam a parte alta do dossel. Nestas condições, no estrato inferior, abaixo do sub-bosque, há poucos arbustos, cipós e bambus, dada a limitação luminosa. A remoção de parte das Araucárias e de outras espécies arbóreas decorrente da exploração madeireira, ou criação de pasto para animais, altera a configuração do sub-bosque, permitindo a entrada de mais luz e levando ao aumento da densidade de plantas heliófitas, entre elas arbustos, cipós e bambus do gênero *Merostachys* (J. M. D. TOREZAN obs. pes.). Esta nova configuração da floresta, resultado da perturbação ambiental, pode atrair novas espécies de aves, porque uma nova composição de nichos ecológicos é propiciada (CLEARLY et al., 2007), e não necessariamente houve um aumento da disponibilidade de nichos ecológicos. Entretanto, essa diferença na riqueza não refletiu em diferenças de diversidade funcional, pois estas novas espécies de aves não acrescentaram características funcionais exclusivas à comunidade perturbada, ou seja, os papéis ecológicos permaneceram semelhantes. A manutenção da riqueza de aves com relação a perturbação também foi encontrada por Aleixo (1999), pois não houve uma diferença na riqueza e na diversidade taxonômica de aves entre florestas ombrófila

densa explorada por corte seletivo de madeira e palmito com uma floresta ombrófila densa primária, porém evidências na composição de aves foram encontradas.

A análise de NMDS indicou (Figura 7) que a composição de espécies nas três regiões foi bastante diferente. Como a diversidade funcional foi similar entre os sítios amostrais, mesmo havendo diferenças na composição de espécies de aves, é provável que o volume do espaço funcional ocupado por cada comunidade (cada sítio amostral) seja muito parecido. No entanto, não é possível afirmar se cada volume que é ocupado por cada comunidade está sobreposto ou não no espaço funcional, ou seja, não é possível afirmar se os papéis ecológicos presentes em cada comunidade de aves são os mesmos entre os sítios. Porém os valores de redundância funcional reforçam a noção de que cada comunidade apresenta uma estabilidade ecológica funcional, isto é, as espécies dentro de cada comunidade executam papéis ecológicos muito semelhantes. Porém, é importante ressaltar que a resposta de cada espécie às perturbações ambientais presentes em cada região pode ser diferente (WALKER, 1992; NAEEM, 1998; ELMQVIST et al., 2003; BIHN et al., 2010).

É notável também que os sítios de Irati estiveram mais próximos entre si, diferentemente de Turvo e Telêmaco Borba que apresentaram uma maior distância no NMDS de seus sítios. Irati possui uma série de características abióticas que podem restringir a ocorrência das espécies, principalmente porque a altitude é maior e a temperatura é menor. Já Telêmaco Borba e Turvo são regiões mais quentes. Além do mais, essas regiões são mais próximas da floresta estacional semidecidual do norte e centro do Estado do Paraná que pode ter influenciado a composição das espécies. Assim uma perturbação na vegetação em Turvo e Telêmaco Borba pode potencialmente gerar uma dissimilaridade maior entre os sítios destas regiões em função dos potenciais colonizadores da floresta estacional semidecidual (CASTELLA e BRITZ, 2004).

As figuras 8, 9 e 10 ilustram estas diferenças na composição das espécies. Em Irati (Figura 8), a composição permaneceu muito parecida independente da intensidade de perturbação sofrida por cada sítio. Quando comparado ao sítio I1 (referência), percebe-se algumas modificações em relação à abundância relativa de algumas espécies. Por exemplo, a espécie *Pachyramphus polychopterus* (Vieillot, 1818) foi beneficiada em sítios mais perturbados, justamente por ser uma espécie que tolera matas secundárias e frequenta bastante a borda florestal (DEL HOYO et al., 2015). Nas comparações dos sítios de Turvo (Figura 9), percebe-se uma diferença maior na composição de espécies, principalmente ao analisar as abundâncias relativas das dez espécies mais abundantes que ocorreram em I1. Entre essas espécies, podemos destacar o desaparecimento de *Schiffornis virescens* (Lafresnaye, 1838) nos sítios de Turvo, espécie muito comum nos sub-bosques de matas úmidas (DEL HOYO et al., 2015) e o aparecimento em abundância considerável de *Zonotrichia capensis* (Statius Muller, 1776), espécie que forrageia bastante no chão e que apesar de ser florestal, apresenta alta ocorrência em bordas de matas (DEL HOYO et al., 2015). Ambas as espécies indicam que a perturbação do sub-bosque em Turvo é o principal motivo das mudanças na composição das espécies. Já em Telêmaco Borba (Figura 10), a riqueza de espécies nos sítios foi bem superior à I1, com 26 espécies exclusivas, porém com baixa abundância. De modo geral, as espécies presentes em Telêmaco Borba são características de florestas mais quentes, como a estacional semidecidual, sendo representada por *Turdus rufiventris* Vieillot, 1818 e *Pyriglena leucoptera* (Vieillot, 1818), por exemplo. Além da temperatura, Telêmaco Borba é a região com a menor quantidade de pinheiros de Araucária, que refletiu na baixa abundância, ou até mesmo na ausência de *Leptasthenura setaria* (Temminck, 1824) nos sítios TB2, TB3 e TB4, espécie estreitamente associada à esta árvore (SICK, 1997; DA SILVA et al., 2004; PIETREK e BRANCH, 2011).

Em relação às espécies mais abundantes nos sítios mais conservados (I1, I2 e T1), destaca-se *Leptasthenura setaria* (Temminck, 1824) (grimpeiro). Resultado explicado pela quantidade de pinheiros Araucária presentes nas áreas com as maiores notas da A.E.R. Essa espécie de furnarídeo é fortemente relacionada com esta árvore, tendo toda a sua biologia exclusivamente ligada a ela, desde a nidificação até a dieta, pois se alimenta dos insetos presentes nas grimpas (ramos de Araucária) (SICK, 1997; DA SILVA et al., 2004; PIETREK e BRANCH, 2011). Como a presença e quantidade de Araucárias é uma variável da A.E.R. usada para avaliar a integridade da vegetação, áreas mais conservadas tinham mais pinheiros e conseqüentemente melhores condições para a ocorrência do grimpeiro.

Dentro da perspectiva do grupo das aves desenvolvida aqui, a floresta ombrófila mista do Paraná parece mostrar-se redundante em relação às funções ecológicas específicas de cada comunidade encontradas neste período. Como a diversidade funcional foi mantida entre os sítios, apesar da perturbação antrópica na vegetação e da diferença na composição de espécies, é difícil saber se são as mesmas funções ecológicas, ou se houve substituição das mesmas. Em termos de conservação, as funções medidas pela diversidade funcional para cada comunidade mostraram-se estáveis devido à redundância funcional. Isto é positivo, visto que as funções que as espécies de aves desempenham em cada comunidade tornam-se mais robustas e reforçadas. Mas é preciso ter cuidado na interpretação destes resultados, pois mesmo que haja estabilidade das funções ecológicas, não se sabe se as funções dos sítios mais perturbados são as mesmas em relação as funções do sítio mais conservado em I1. Além disso, é necessário frisar que mesmo essas comunidades tenham uma aparente estabilidade de suas funções ecológicas, não significa que futuramente estes sítios florestais consigam suportar um aumento na intensidade dos impactos antrópicos, até porque os sítios escolhidos para este estudo foram quase (com exceção de I1) todos de estágio médio de sucessão (CASTELLA e BRITZ, 2004).

É importante ressaltar que a floresta ombrófila mista continua sendo um ecossistema altamente ameaçado e com muitas espécies em declínio, ou que já desapareceram. Outro aspecto a ser mencionado é que o presente estudo se concentrou na análise da diversidade funcional e não na perda específica de espécies de aves, que inclusive podem estar ameaçadas de extinção. Além do mais, para assegurar maior eficiência na conservação, é importante investigar não somente a diversidade funcional, mas também a composição funcional das comunidades, como o índice de redundância funcional (DE BELLO et al., 2007; COSTER et al., 2015; WEIGEL et al., 2016). A composição funcional pode ser explorada de várias formas, e é um fator crucial para o funcionamento ecossistêmico, uma vez que os processos e serviços ecossistêmicos são afetados pela distribuição das características funcionais em uma comunidade (DÍAZ et al., 2007).

5. REFERÊNCIAS

- ABATE, T., 1992. Environmental rapid-assessment programs have appeal and critics. *Bioscience* 42, 486–489.
- ALEIXO, A., 1999. Effects of Selective Logging on a Bird Community the Brazilian Atlantic Forest. *Condor* 101, 537–548.
- ANJOS, L., VOLPATO, G.H., MENDONÇA, L.B., SERAFINI, P.P., LOPES, E. V., BOÇON, R., SILVA, E.S., BISHEIMER, M. V., 2010. *Técnicas de levantamento quantitativo de aves em ambiente florestal; uma análise comparativa baseada em dados empíricos*, in: MATTER, S., STRAUBE, F.C., ACCORDI, I., PIACENTINI, V.Q., (Eds.), *Ornitologia e Conservação. ciência Apl. técnicas Pesqui. e Levant.*, Rio de Janeiro, pp. 63–76.
- ANJOS, L., COLLINS, C.D., HOLT, R.D., VOLPATO, G.H., MENDONÇA, L.B., LOPES, E. V., BOÇON, R., BISHEIMER, M. V., SERAFINI, P.P., CARVALHO, J., 2011. Bird species abundance-occupancy patterns and sensitivity to forest fragmentation: Implications for conservation in the Brazilian Atlantic forest. *Biological Conservation* 144, 2213–2222. doi:10.1016/j.biocon.2011.05.013
- ANJOS, L., COLLINS, C. D., HOLT, R. D., VOLPATO, G. H., LOPES, E. V., BOCHIO, G. M., 2015. Can habitat specialization patterns of Neotropical birds highlight vulnerable areas for conservation in the Atlantic rainforest, southern Brazil? *Biological Conservation* 188, 32-40.
- BARALOTO C., HÉRAULT, B., PAINE, C. E. T., MASSOT, H., BLANC, L., BONAL, D., MOLINO, J-F., NICOLINI, E. A., SABATIER, D., 2012. Contrasting taxonomic and functional responses of a tropical tree community to selective logging. *Journal of Applied Ecology* 49, 861–870.

- BARLOW, J., GARDNER, T.A., ARAÚJO, I.S., ÁVILA-PIRES, T.C., BONALDO, A.B., COSTA, J.E., ESPOSITO, M.C., FERREIRA, L.V., HAWES, J., HERNANDEZ, M.I.M., HOOGMOED, M.S., LEITE, R.N., MAN-HUNG, N.F. LO, MALCOLM, J.R., MARTINS, M.B., MESTRE, L.A.M., MIRANDA-ANTOS, R., NUNES-GUTJAHR, A.L., OVERAL, W.L., PARRY, L., PETERS, S.L., RIBEIRO-JUNIOR, M.A., DA SILVA, M.N.F., DA SILVA MOTTA, C., PERES, C.A., 2007. Quantifying the biodiversity value of tropical primary, secondary, and plantation forests. *Proceedings of the National Academy of Science*. 104, 18555-18560.
- BARRAGA'N, F., MORENO, C.E., ESCOBAR, F., HALFFTER, G., NAVARRETE, D., 2011. Negative impacts of human land use on dung beetle functional diversity. *PLoS One* 6, e17976.
- BIHN, J.H., GEBAUER, G., BRANDL, R., 2010. Loss of functional diversity of ant assemblages in secondary tropical forests. *Ecology* 91, 782–792. doi:10.1890/08-1276.1
- BIRKHOFER, K., SMITH, H.G., WEISSER, W.W., WOLTERS, V., GOSSNER, M.M., 2015. Land-use effects on the functional distinctness of arthropod communities. *Ecography* 38, 889–900. doi:10.1111/ecog.01141
- BITTENCOURT, J.V.M., 2007. *Proposta para conservação genética da Araucaria angustifolia*. Pesquisa Florestal Brasileira 55, 87.
- BLONDEL, J., FERRY, C., FROCHOT, B., 1970. La méthode des indices ponctuels d'abondance (I.P.A.) ou des relevés d'avifaune par 'stations d'écoute'. *Alauda* 38, 55-71.
- BOTTA-DUKÁT, Z., 2005. Rao's quadratic entropy as a measure of functional diversity based on multiple traits. *Journal of Vegetation Science* 16, 533–540. doi:10.1111/j.1654-1103.2005.tb02393.x

- BOTTA-DUKÁT, Z., CZÚCZ, B., 2016. Testing the ability of functional diversity indices to detect trait convergence and divergence using individual-based simulation. *Methods in Ecology and Evolution* 114–126. doi:10.1111/2041-210X.12450
- CADOTTE, M.W., CARSCADDEN, K., MIROTCHEV, N., 2011. Beyond species: functional diversity and the maintenance of ecological processes and services. *Journal of Applied Ecology* 48, 1079-1087. doi:10.1111/j.1365-2664.2011.02048.x
- DA SILVA, C.J.M., DE SOUSA, C.M., CASTELLETTI, C.H., 2004. Areas of endemism for passerine birds in the Atlantic forest. South America. *Global Ecology and Biogeography* 13, 85-92.
- CASTELLA, P.R., BRITZ, R.M., TIEPOLO, G., PIRES, L.A., 2001. *Conservação do bioma floresta com araucária. Relatório final: Diagnóstico dos Remanescentes Florestais* 1, 2.
- CASTELLA, P.R., BRITZ, R.M., 2004. *A floresta com araucária no Paraná: conservação e diagnóstico dos remanescentes florestais*. Fundação de Pesquisas Florestais do Paraná. Ministério do Meio Ambiente. Brasília.
- CHAPIN, F.S., ZAVALA, E.S., EVINER, V.T., NAYLOR, R.L., VITOUSEK, P.M., REYNOLDS, H.L., HOOPER, D.U., LAVOREL, S., SALA, O.E., HOBBS, S.E., MACK, M.C., DÍAZ, S., 2000. Consequences of changing biodiversity. *Nature* 405, 234–42. doi:10.1038/35012241
- CIANCIARUSO, M.V., SILVA, I.A., BATALHA, M.A., 2009. Diversidades filogenética e funcional: novas abordagens para a Ecologia de comunidades. *Biota Neotropica* 9, 93–103. doi:10.1590/S1676-06032009000300008

- CLEARY, D.F., BOYLE, T.J., SETYAWATI, T., ANGGRAENI, C.D., LOON, E.E.V., MENKEN, S.B., 2007. Bird species and traits associated with logged and unlogged forest in Borneo. *Ecological Applications* 17, 1184-1197.
- CLOUGH, Y., PITOPANG, R., TSCHARNTKE, T., 2009. Local and landscape factors determine functional bird diversity in Indonesian cacao agroforestry. *Biological Conservation* 142, 1032–1041. doi:10.1016/j.biocon.2008.12.027
- CRIBARI-NETO, F., ZEILEIS, A., 2010. *Beta regression in R*. Research Report Series/ Department of Statistics and Mathematics. University of Economics and Business, Vienna.
- DE BELLO, F., LEPŠ, J., LAVOREL, S., MORETTI, M., 2007. Importance of species abundance for assessment of trait composition: an example based on pollinator communities. *Community Ecology* 8, 163–170.
- DE BELLO, F., LAVOREL, S., DÍAZ, S., HARRINGTON, R., CORNELISSEN, J.H.C., BARDGETT, R.D., BERG, M.P., CIPRIOTTI, P., FELD, C.K., HERING, D., DA SILVA, P.M., POTTS, S.G., SANDIN, L., SOUSA, J.P., STORKEY, J., WARDLE, D.A., HARRISON, P.A., 2010. Towards an assessment of multiple ecosystem processes and services via functional traits. *Biodiversity and Conservation* 19, 2873–2893. doi:10.1007/s10531-010-9850-9
- DE COSTER, G., BANKS-LEITE, C., METZGER, J.P., 2015. Atlantic forest bird communities provide different but not fewer functions after habitat loss. *Proceedings of the Royal Society B. Biological Science* 282, 20142844. doi:10.1098/rspb.2014.2844
- DEBASTIANI, V.J., PILLAR, V.D., 2012. SYNCOSA — R tool for analysis of metacommunities based on functional traits and phylogeny of the community components *Bioinformatics* 28, 2067–2068. doi:10.1093/bioinformatics/bts325

- DEL HOYO, J. et al., 2015. *Handbook of the Birds of the World Alive*. Lynx Edicions. Barcelona. <http://www.hbw.com/> (accessed 10/10/2015).
- DÍAZ, S., LAVOREL, S., CHAPIN, F.S., TECCO, P.A., GURVICH, D.E., GRIGULIS, K., 2007. *Functional diversity - at the crossroads between ecosystem functioning and environmental filters*, in: Canadell, J., Pataki D.E., Pitelka L.F. (Eds.). *Terrestrial Ecosystem in a Changing World*. Springer, Berlin. pp. 81-91.
- DOBSON, A.J., 1990. *An Introduction to Generalized Linear Models*. London: Chapman and Hall. United States.
- DUNNING JR, J.B., 1992. *CRC handbook of avian body masses*. CRC press.
- EDWARDS, F.A., EDWARDS, D.P., HAMER, K.C., DAVIES, R.G., 2013. Impacts of logging and conversion of rainforest to oil palm on the functional diversity of birds in Sundaland. *Ibis* 155, 313–326. doi:10.1111/ibi.12027
- ELMQVIST, T., FOLKE, C., NYSTRÖM, M., PETERSON, G., BENGTSSON, J., WALKER, B., NORBERG, J., 2003. Response diversity, ecosystem change, and resilience. *Frontiers in Ecology and the Environment* 1, 488–494. doi:10.1890/1540-9295(2003)001[0488:RDECAR]2.0.CO;2
- ERNST, R., LINSENMAIR, K.E., RÖDEL, M.O., 2006. Diversity erosion beyond the species level: Dramatic loss of functional diversity after selective logging in two tropical amphibian communities. *Biological Conservation* 133, 143–155. doi:10.1016/j.biocon.2006.05.028
- FERRARI, S.L.P., CRIBARI-NETO, F., 2004. Beta Regression for Modelling Rates and Proportions. *Journal of Applied Statistics* 31, 799–815. doi:10.1080/0266476042000214501

- FLYNN, D.F.B., GOGOL-PROKURAT, M., NOGEIRE, T., MOLINARI, N., RICHERS, B.T., LIN, B.B., SIMPSON, N., MAYFIELD, M.M., DECLERCK, F., 2009. Loss of functional diversity under land use intensification across multiple taxa. *Ecology Letters* 12, 22–33. doi:10.1111/j.1461-0248.2008.01255.x
- FORREST, J.R., THORP, R.W., KREMEN, C., WILLIAMS, N., 2015. Contrasting patterns in species and functional-trait diversity of bees in an agricultural landscape. *Journal of Applied Ecology* 52, 706-715.
- GIRÃO, L.C., LOPES, A.V., TABARELLI, M., BRUNA, E.M., 2007. Changes in tree reproductive traits reduce functional diversity in a fragmented Atlantic forest landscape. *PLoS One* 2, e908.
- GÓMEZ, J. M., VERDÚ, M., PERFECTTI, F., 2010. Ecological interactions are evolutionarily conserved across the entire tree of life. *Nature* 465, 918-921.
- GONZALEZ, A., CHANETON, E.J., 2002. Heterotroph species extinction, abundance and biomass dynamics in an experimentally fragmented microecosystem. *Journal of Animal Ecology* 71, 594-602.
- HIDASI-NETO, J., BARLOW, J., CIANCIARUSO, M.V., 2012. Bird functional diversity and wildfires in the Amazon: The role of forest structure. *Animal Conservation* 15, 407–415. doi:10.1111/j.1469-1795.2012.00528.x
- HOOPER, D.U., ADAIR, E.C., CARDINALE, B.J., BYRNES, J.E.K., HUNGATE, B. A., MATULICH, K.L., GONZALEZ, A., DUFFY, J.E., GAMFELDT, L., O’CONNOR, M.I., 2012. A global synthesis reveals biodiversity loss as a major driver of ecosystem change. *Nature* 486, 105–108. doi:10.1038/nature11118
- ICMBIO. 2013. *Plano de Manejo da Floresta Nacional de Irati*.

- ISBELL, F., CALCAGNO, V., HECTOR, A., CONNOLLY, J., HARPOLE, W.S., REICH, P.B., SCHERER-LORENZEN, M., SCHMID, B., TILMAN, D., VAN RUIJVEN, J., WEIGELT, A., WILSEY, B.A., ZAVALETA, E.S., LOREAU, M., 2011. High plant diversity is needed to maintain ecosystem services. *Nature* 477, 199-202. doi: 10.1038/nature10282
- ISBELL, F., TILMAN, D., POLASKY, S., LOREAU, M., 2015. The biodiversity-dependent ecosystem service debt. *Ecology Letters* 18, 119–134. doi:10.1111/ele.12393
- IUCN., 2015. *Guidelines for Using the IUCN Red List Categories and Criteria*. Version 10. Standards and Petitions Subcommittee. <http://www.iucnredlist.org/> (accessed 12/15/2015).
- KALKA, M.B., SMITH, A. R., KALKO, E.K., 2008. Bats limit arthropods and herbivory in a tropical forest. *Science* 320, 71-71.
- KIESCHNICK, R., MCCULLOUGH, B.D., 2003. Regression analysis of variates observed on (0, 1): percentages , proportions and fractions. *Statistical Modelling* 3, 193–213.
- KINDT, R., KINDT, M.R., 2015. *Package 'BiodiversityR'*.
- LALIBERTÉ, E., WELL, J.A., DECLERCK, F., METCALFE, D.J., CATTERALL, C.P., QUEIROZ, C., ISABELLE, A., BONSER, S.P., DING, Y., FRATERRIGO, J.M., MCNAMARA, S., MORGAN, J.W., MERLOS, D.S., VESK, P.A., MAYFIELD, M.M., 2010. Land-use intensification reduces functional redundancy and response diversity in plant communities. *Ecology Letters* 13, 76-86.
- LEGENDRE, P., GALLAGHER, E.D., 2001. Ecologically meaningful transformations for ordination of species data. *Oecologia* 129, 271-280. doi:10.1007/s004420100716

- LEPŠ, J., DE BELLO, F., LAVOREL, S., BERMAN, S., 2006. Quantifying and interpreting functional diversity of natural communities: practical considerations matter. *Preslia* 78, 481-501.
- LOREAU, M., NAEEM, S., INCHAUSTI, P., BENGTSSON, J., GRIME, J. P., HECTOR, A., HOOPER, D.U., HUSTON, M.A., RAFFAELLI, D., SCHMID, B., TILMAN, D., WARDLE, D.A., 2001. Biodiversity and ecosystem functioning: current knowledge and future challenges. *Science* 294, 804–8. doi:10.1126/science.1064088
- LUCK, G.W., CARTER, A., SMALLBONE, L., 2013. Changes in Bird Functional Diversity across Multiple Land Uses: Interpretations of Functional Redundancy Depend on Functional Group Identity. *PLoS One* 8. doi:10.1371/journal.pone.0063671
- MAACK, R., 1968. *Geografia física do Estado do Paraná*. Curitiba: José Olympio.
- MAACK, R., 2002. *Physical Geography of Paraná*. Curitiba. Imprensa Oficial.
- MAGNAGO, L.F.S., EDWARDS, D.P., EDWARDS, F.A., MAGRACH, A., MARTINS, S.V., LAURANCE, W.F., 2014. Functional attributes change but functional richness is unchanged after fragmentation of Brazilian Atlantic forests. *Journal of Ecology* 102, 475–485. doi:10.1111/1365-2745.12206
- MAGURRAN, A.E., 1988. *Ecological diversity and its measurement*. Princeton University Press, Princeton.
- MASON, N.W.H., DE BELLO, F., 2013. Functional diversity: A tool for answering challenging ecological questions. *Journal of Vegetation Science* 24, 777–780. doi:10.1111/jvs.12097

- MASON, N.W.H., DE BELLO, F., MOUILLOT, D., PAVOINE, S., DRAY, S., 2013. A guide for using functional diversity indices to reveal changes in assembly processes along ecological gradients. *Journal of Vegetation Science* 24, 794–806. doi:10.1111/jvs.12013
- MAYFIELD, M.M., BONSER, S.P., MORGAN, J.W., AUBIN, I., MCNAMARA, S., VESK, P.A., 2010. What does species richness tell us about functional trait diversity? Predictions and evidence for responses of species and functional trait diversity to land-use change. *Global Ecology and Biogeography* 19, 423-431.
- MCCULLAGH, P., NELDER, J.A., 1989. *Generalized linear models*. CRC press. vol 37.
- MCKIGHT, P.E., NAJAB, J., 2010. *Kruskal-Wallis Test*. Corsini Encyclopedia of Psychology. doi: 10.1002/9780470479216.corpsy0491
- MEDEIROS, H.R., TOREZAN, J.M., 2013. Evaluating the ecological integrity of Atlantic forest remnants by using rapid ecological assessment. *Environmental Monitoring and Assessment* 185, 4373–4382. doi:10.1007/s10661-012-2875-7
- MEERBEEK, V.K., HELSEN, K., HERMY, M., 2014. Impact of land-use intensity on the conservation of functional and phylogenetic diversity in temperate semi-natural plant communities. *Biodiversity and Conservation* 23, 2259-2272.
- MITCHELL, R.J., AULD, M.H.D., LE DUC, M.G., ROBERT, M.H., 2000. Ecosystem stability and resilience: a review of their relevance for the conservation management of lowland heaths. *Perspect. Plant Ecology, Evolution and Systematics* 3, 142–160. doi:10.1078/1433-8319-00009

- MORETTI, M., DUELLI, P., OBRIST, M.K., 2006. Biodiversity and resilience of arthropod communities after fire disturbance in temperate forests. *Oecologia* 149, 312–327. doi:10.1007/s00442-006-0450-z
- MOUCHET, M.A., VILLÉGER, S., MASON, N.W., MOUILLOT, D., 2010. Functional diversity measures: an overview of their redundancy and their ability to discriminate community assembly rules. *Functional Ecology* 4, 867-876.
- MOUILLOT, D., GRAHAM, N.A.J., VILLÉGER, S., MASON, N.W.H., BELLWOOD, D.R., 2013. A functional approach reveals community responses to disturbances. *Trends in Ecology and Evolution* 28, 167–177. doi:10.1016/j.tree.2012.10.004
- MYERS, N., 1988. Threatened Biotas : “Hot Spots” in Tropical Forests. *Environmentalist* 8, 187–208.
- MYERS, N., MITTERMEIER, R.A., MITTERMEIER, C.G., FONSECA, G.A.B., KENT, J., 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403, 853–858.
- NAEEM, S., 1998. Species redundancy and ecosystem reliability. *Conservation Biology* 12, 39–45. doi:10.1046/j.1523-1739.1998.96379.x
- OKSANEN, J., KINDT, R., LEGENDRE, P., O’HARA, B., STEVENS, M. H. H., OKSANEN, M. J., SUGGESTS, M.A.S.S., 2007. *The vegan package*. Community ecology package, 10.
- PAVOINE, S., DOLÉDEC, S., 2005. The apportionment of quadratic entropy: a useful alternative for partitioning diversity in ecological data. *Environmental Ecological Statistics* 12, 125-138.

- PAVOINE, S., VALLET, J., DUFOUR, A.B., GACHET, S., DANIEL, H., 2009. On the challenge of treating various types of variables: Application for improving the measurement of functional diversity. *Oikos* 118, 391–402. doi:10.1111/j.1600-0706.2008.16668.x
- PETCHEY, O., GASTON, K., 2002. Functional diversity (FD), species richness and community composition. *Ecology Letters* 5, 402–411. doi:10.1111/jvs.12083
- PETCHEY, O.L., HECTOR, A., GASTON, K.J., 2004. How do different measures of functional diversity perform. *Ecology* 85, 847–857. doi:10.1890/03-0226
- PETCHEY, O.L., EVANS, K.L., FISHBURN, I.S., GASTON, K.J., 2007. Low functional diversity and no redundancy in British avian assemblages. *Journal of Animal Ecology* 76, 977–985. doi:10.1111/j.1365-2656.2007.01271.x
- PETERSON, G., ALLEN, C.R., HOLLING, C.S., 1998. Ecological Resilience, Biodiversity and Scale. *Ecosystems* 1, 6–18.
- PIETREK, A.G., BRANCH, L.Y.N.C., 2011. Native plantations as an important element for biodiversity in vanishing forested landscapes : A study of the near threatened araucaria tit spinetail (*Leptasthenura setaria*, Furnariidae). *Austral Ecology* 36, 109–116. doi:10.1111/j.1442-9993.2010.02129.x
- PILLAR, V.D., BLANCO, C.C., MÜLLER, S.C., SOSINSKI, E.E., JONER, F., DUARTE, L.D.S., 2013. Functional redundancy and stability in plant communities. *Journal of Vegetation Science* 24, 963–974. doi:10.1111/jvs.12047
- PIMM, S.L., RAVEN, P., 2000. Biodiversity. Extinction by numbers. *Nature* 403, 843–845. doi:10.1038/35002708

- POTTS, S.G., BIESMEIJER, J.C., KREMEN, C., NEUMANN, P., SCHWEIGER, O., KUNIN, W.E., 2010. Global pollinator declines : trends, impacts and drivers. *Trends in Ecology and Evolution* 25, 345–353. doi:10.1016/j.tree.2010.01.007
- PRESCOTT, G.W., GILROY, J.J., HAUGAASEN, T., MEDINA, C.A., FOSTER, W.A., EDWARDS, D.P., 2016. Reducing the impacts of Neotropical oil palm development on functional diversity. *Biological Conservation* 197, 139–145. doi:10.1016/j.biocon.2016.02.013
- R CORE TEAM., 2015. *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <http://www.r-project.org/>.
- RAO, C.R., 1982. Diversity and dissimilarity coefficients: a unified approach. *Theoretical Population Biology* 21, 24-43.
- RIBEIRO, M.C., METZGER, J.P., MARTENSEN, A.C., PONZONI, F.J., HIROTA, M.M., 2009. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biological Conservation* 142, 1141–1153. doi:10.1016/j.biocon.2009.02.021
- RICOTTA, C., 2005. A note on functional diversity measures. *Basic and Applied Ecology* 6, 479-486.
- RICOTTA, C., MORETTI, M., 2011. CWM and Rao's quadratic diversity: A unified framework for functional ecology. *Oecologia* 167, 181–188. doi:10.1007/s00442-011-1965-5
- SAYRE, R., ROCA, E., SEDAGHATKISH, G., YOUNG, B., KEEL, S., ROCA, R., 2000. *Nature in focus: rapid ecological assessment*. Island Press.

- SCHLEUTER, A.D., DAUFRESNE, M., MASSOL, F., ARGILLIER, C., MONOGRAPHS, S.E., AUGUST, N., 2010. A user's guide to functional diversity indices. *Ecological Monographs* 80, 469–484. doi:10.1890/08-2225.1
- SEKERCIOGLU, C.H., 2006. Increasing awareness of avian ecological function. *Trends in Ecology and Evolution* 21, 464–471. doi:10.1016/j.tree.2006.05.007
- SICK, H., 1997. *Ornitologia Brasileira*. Nova Fronteira. Rio de Janeiro.
- THE AMERICAN ORNITHOLOGISTS' UNION., 2016. *Check-list of South American Birds*. American Ornithologists' Union. Washington. D.C. <http://www.museum.lsu.edu/~Remsen/SACCBaseline.htm>. (accessed 09/18/2015).
- TILMAN, D., MAY, R.M., LEHMAN, C.L., NOWAK, M.A., 1994. Habitat destruction and the extinction debt. *Nature* 371, 65 - 66. doi:10.1038/371065a0
- TILMAN, D., KNOPS, J., WEDIN, D., REICH, P., RITCHIE, M., SIEMANN, E., 1997. The influence of functional diversity and composition on ecosystem processes. *Science* 277, 1300-1302.
- VENABLES, W.N., RIPLEY, B.D., 2002. *Random and Mixed effects*. Modern Applied Statistics with S. Fourth Edition. New York.
- VIELLIARD, J.E.M., SILVA, W.R., 1990. *Nova metodologia de levantamento quantitativo da avifauna e primeiros resultados no interior do Estado de São Paulo, Brasil*. Encontro Nacional dos Anilhadores de Aves, 4°. Anais. Recife, 117-151.
- VILLÉGER, S., RAMOS MIRANDA, J., FLORES HERNÁNDEZ, D., MOUILLOT, D., 2010. Contrasting changes in taxonomic vs. functional diversity of tropical fish communities after habitat degradation. *Ecological Applications* 20, 1512–1522. doi:10.1890/09-1310.1

- VOLPATO, G.H., LOPES, E.V., MENDONÇA, L.B., BOÇON, R., BISHEIMER, M. V., SERAFINI, P.P., ANJOS, L., 2009. The use of the point count method for bird survey in the Atlantic forest. *Journal of Zoology* 26, 74–78. doi:10.1590/S1984-46702009000100012
- VOLPATO, G.H., PRADO, V.M., ANJOS, L., 2010. What can tree plantations do for forest birds in fragmented forest landscapes? A case study in southern Brazil. *Forest Ecology and Management* 260, 1156-1163.
- WALKER, B., 1992. Biodiversity and ecological redundancy. *Conservation Biology* 6, 18–23.
- WALKER, B., 1995. Conserving biological diversity through ecosystem resilience. *Conservation Biology* 9, 747-752.
- WEIGEL, B., BLENCKNER, T., BONSDORFF, E., 2016. Maintained functional diversity in benthic communities in spite of diverging functional identities. *Oikos* 000, 001-013. doi: 10.1111/oik.02894
- WICKHAM, H., 2009. *ggplot2: elegant graphics for data analysis*. Springer Science & Business Media. New York.
- WILMAN, H., BELMAKER, J., SIMPSON, J., DE LA ROSA, C., RIVADENEIRA, M.M., JETZ, W., 2014. Elton Traits 1.0: Species-level foraging attributes of the world's birds and mammals. *Ecology* 95, 2027–2027. doi: 10.1890/13-1917.1

Anexo. Lista da composição das espécies de aves dos 12 sítios amostrais em 3 regiões do sul do Estado do Paraná, municípios de Irati, Turvo e Telêmaco Borba. As espécies estão organizadas de acordo com *The Americans Ornithologists' Union* (2016), e a classificação da espécie em categorias de ameaça de extinção conforme a IUCN (2015): LC – Pouco preocupante; NT – Quase ameaçada; EN – Em perigo. A coluna “ID” mostra o número de identificação para todas as espécies registradas nos doze sítios, de modo que a lista total de espécies (142) fosse organizada de forma decrescente em relação à abundância das espécies ocorrentes no sítio I1, sendo a espécie 1 a mais abundante e a espécie 142 a menos abundante (veja as figuras 8, 9 e 10 em resultados).

Espécies	Nome popular	ID	Categorias de ameaça	I1	I2	I3	I4	T1	T2	T3	T4	TB1	TB2	TB3	TB4
TINAMIDAE Gray, 1840															
<i>Crypturellus obsoletos</i> (Temminck, 1815)	inhambuquaçu	32	LC	x	x	x	x	x		x	x	x	x	x	x
<i>Crypturellus parvirostris</i> (Wagler, 1827)	inhambu-chororó	81	LC				x								
<i>Crypturellus tataupa</i> (Temminck, 1815)	inhambu-chintã	82	LC												x
CRACIDAE Rafinesque, 1815															
<i>Penelope obscura</i> Temminck, 1815	jacuaçu	116	LC	x			x								
ODONTOPHORIDAE Gould, 1844															
<i>Odontophorus capueira</i>	uru	109	LC									x		x	
ACCIPITRIDAE Vigors, 1824															
<i>Leptodon cayennensis</i> (Latham, 1790)	gavião-de-cabeça-cinza	99	LC										x	x	
<i>Spizaetus tyrannus</i> (Wied, 1820)	gavião-pega-macaco	132	LC								x				
<i>Rupornis magnirostris</i> (Gmelin, 1788)	gavião-carijó	47	LC	x	x	x		x	x	x	x		x		
COLUMBIDAE Leach, 1820															
<i>Patagioenas picazuro</i> (Temminck, 1813)	pombão	114	LC	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Patagioenas cayennensis</i> (Bonnaterre, 1792)	pomba-galega	113	LC									x		x	
<i>Patagioenas plumbea</i> (Vieillot, 1818)	pomba-amargosa	115	LC						x			x			
<i>Geotrygon montana</i> (Linnaeus, 1758)	pariri	89	LC		x						x	x	x		
<i>Leptotila verreauxi</i> Bonaparte, 1855	juriti-pupu	24	LC	x	x	x	x	x	x	x	x		x		

<i>Leptotila rufaxilla</i> (Richard & Bernard, 1792)	juriti-gemeadeira	33	LC	x	x	x	x		x	x					
<i>Claravis pretiosa</i> (Ferrari-Perez, 1886)	pararu-azul	78	LC										x		
CUCULIDAE Leach, 1820															
<i>Piaya cayana</i> (Linnaeus, 1766)	alma-de-gato	122	LC				x	x	x	x		x	x	x	
<i>Coccyzus americanus</i> (Linnaeus, 1758)	papa-lagarta-de-asa-vermelha	53	LC	x						x					
STRIGIDAE Leach, 1820															
<i>Glaucidium brasilianum</i> (Gmelin, 1788)	caburé	90	LC						x	x			x		
TROCHILIDAE Vigors, 1825															
<i>Phaethornis eurynome</i> (Lesson, 1832)	rabo-branco-de-garganta-rajada	117	LC							x	x	x	x	x	
<i>Chlorostilbon lucidus</i> (Shaw, 1812)	besourinho-de-bico-vermelho	76	LC	x								x		x	
<i>Thalurania glaucopis</i> (Gmelin, 1788)	beija-flor-de-fronte-violeta	135	LC									x	x	x	
<i>Leucochloris albicollis</i> (Vieillot, 1818)	beija-flor-de-papo-branco	100	LC									x	x	x	
TROGONIDAE Lesson, 1828															
<i>Trogon surrucura</i> Vieillot, 1817	surucuá-variado	9	LC	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	
<i>Trogon rufus</i> Gmelin, 1788	surucuá-de-barriga-amarela	63	LC	x	x							x	x		
MOMOTIDAE Gray, 1840															
<i>Baryphthengus ruficapillus</i> (Vieillot, 1818)	juruva-verde	69	LC		x					x	x		x		
BUCCONIDAE Horsfield, 1821															
<i>Nonnula rubecula</i> (Spix, 1824)	macuru	108	LC										x	x	
RAMPHASTIDAE Vigors, 1825															
<i>Ramphastus dicolorus</i> Linnaeus, 1766	tucano-de-bico-verde	60	LC	x	x	x						x		x	x
<i>Pteroglossus bailloni</i> (Vieillot, 1819)	araçari-banana	127	NT									x		x	
<i>Pteroglossus castanotis</i> Gould, 1834	araçari castanho	128	LC							x					
PICIDAE Leach, 1820															
<i>Picumnus temminckii</i> Lafresnaye, 1845	pica-pau-anão-de-coleira	59	LC	x	x	x		x	x		x	x	x	x	x
<i>Melanerpes flavifrons</i> (Vieillot, 1818)	benedito-de-testa-amarela	103	LC	x	x	x	x	x	x			x	x	x	
<i>Veniliornis spilogaster</i> (Wagler, 1827)	piicapauzinho-verde-carijó	21	LC	x	x	x		x	x	x	x	x	x	x	
<i>Piculus aureulentus</i> (Temminck, 1821)	pica-pau-dourado	46	NT	x		x		x	x	x			x	x	x
<i>Colaptes melanochloros</i> (Gmelin, 1788)	pica-pau-verde-barrado	79	LC			x		x	x		x	x	x	x	
<i>Celeus flavescens</i> (Gmelin, 1788)	pica-pau-de-cabeça-amarela	75	LC									x			

<i>Campephilus robustos</i> (Lichtenstein, 1818)	pica-pau-rei	72	LC						x	x	x	x	x
FALCONIDAE Leach, 1820													
<i>Herpetotheres cachinnans</i> (Linnaeus, 1758)	acuã	94	LC						x			x	
<i>Micrastur ruficollis</i> (Vieillot, 1817)	falcão-caburé	44	LC		x						x		x
<i>Micrastur semitorquatus</i> (Vieillot, 1817)	falcão-relógio	104	LC			x		x	x		x		x
PSITTACIDAE Rafinesque, 1815													
<i>Pionopsita pileata</i> (Scopoli, 1769)	cuiú-cuiú	123	LC						x	x	x	x	x
<i>Pionus maximiliani</i> (Kuhl, 1820)	maitaca-verde	124	LC		x	x		x	x	x	x	x	x
<i>Amazona vinacea</i> (Kuhl, 1820)	papagaio-de-peito-roxo	66	EM						x	x		x	x
<i>Amazona aestiva</i> (Linnaeus, 1758)	papagaio-verdadeiro	65	LC								x		
<i>Pyrrhura frontalis</i> (Vieillot, 1817)	tiriba-de-testa-vermelha	14	LC		x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Aratinga auricapillus</i> (Kuhl, 1820)	jandaia-de-testa-vermelha	67	LC							x	x		
<i>Psittacara leucophthalmus</i> (Statius Muller, 1776)	periquitão-maracanã	68	LC			x		x	x	x	x	x	x
THAMNOPHILIDAE Swainson, 1824													
<i>Batara cinerea</i> (Vieillot, 1819)	matracão	70	LC										x
<i>Mackenziaena severa</i> (Lichtenstein, 1823)	borralhara	102	LC								x	x	x
<i>Thamnophilus caerulescens</i> Vieillot, 1816	choca-da-mata	136	LC		x	x	x		x	x	x	x	x
<i>Dysithamnus mentalis</i> (Temminck, 1823)	choquinha-lisa	5	LC		x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Myrmotherula gularis</i> (Spix, 1825)	choquinha-de-garganta-pintada	107	LC							x			
<i>Herpsilochmus rufimarginatus</i> (Temminck, 1822)	chorozinho-de-asa-vermelha	95	LC							x	x		x
<i>Drymophila rubricollis</i> (Bertoni, 1901)	trovoada-de-bertoni	84	LC								x	x	x
<i>Drymophila malura</i> (Temminck, 1825)	choquinha-carijó	54	LC		x		x		x		x	x	x
<i>Pyriglena leucoptera</i> (Vieillot, 1818)	papa-taoca-do-sul	129	LC								x	x	x
CONOPOPHAGIDAE Sclater & Salvin, 1873													
<i>Conopophaga lineata</i> (Wied, 1831)	chupa-dente	37	LC		x	x		x		x	x	x	x
GRALLARIIDAE Sclater & Salvin, 1873													
<i>Grallaria varia</i> (Boddaert, 1783)	tovacuçu	91	LC		x						x	x	x
RHINOCRYPTIDAE Wetmore, 1926 (1837)													
<i>Eleoscytalopus indigoticus</i> (Wied, 1831)	macuquinho	55	NT		x	x					x	x	x
FORMICARIIDAE Gray, 1840													

<i>Chamaeza campanisoma</i> (Lichtenstein, 1823)	tovaca-campainha	15	LC	x	x	x	x	x		x	x	x	x	x	x
FURNARIIDAE Gray, 1840															
<i>Sittasomus griseicapillus</i> (Vieillot, 1818)	arapaçu-verde	8	LC	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Dendrocincla turdina</i> (Lichtenstein, 1820)	arapaçu-liso	83	LC				x				x				
<i>Dendrocolaptes platyrostris</i> Spix, 1825	arapaçu-grande	38	LC	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Xiphocolaptes albicollis</i> (Vieillot, 1818)	arapaçu-de-garganta-branca	141	LC		x				x	x		x	x	x	x
<i>Xiphorhynchus fuscus</i> (Vieillot, 1818)	arapaçu-rajado	22	LC	x	x	x	x			x	x	x	x	x	x
<i>Campyloramphus falcularius</i> (Vieillot, 1822)	arapaçu-de-bico-torto	73	LC								x	x			
<i>Lepidocolaptes falcinellus</i> (Cabanis & Heine, 1859)	arapaçu-escamado-do-sul	98	LC		x	x	x	x	x	x		x			x
<i>Xenops rutilans</i> Temminck, 1821	bico-virado-carijó	140	LC					x			x			x	
<i>Lochmias nematura</i> (Lichtenstein, 1823)	joão-porca	101	LC							x	x				
<i>Heliobletus contaminatus</i> Berlepsch, 1885	trepadorzinho	28	LC	x	x	x	x		x	x	x	x	x		
<i>Philydor rufum</i> (Vieillot, 1818)	limpa-folha-de-testa-baia	35	LC	x	x	x	x	x		x	x	x	x	x	x
<i>Anabacerthia lichtensteini</i> (Cabanis & Heine, 1859)	limpa-folha-ocráceo	118	LC							x		x		x	
<i>Syndactyla rufosuperciliata</i> (Lafresnaye, 1832)	trepador-quiete	133	LC							x					
<i>Clibanornis dendrocolaptoides</i> (Pelzeln, 1859)	cisqueiro	31	NT	x										x	
<i>Leptasthenura setaria</i> (Temminck, 1824)	grimpeiro	3	NT	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Cranioleuca obsoleta</i> (Reichenbach, 1853)	arredio-oliváceo	80	LC	x		x				x			x		
<i>Synallaxis cinerascens</i> Temminck, 1823	pi-puí	29	LC	x	x	x	x	x		x	x		x	x	x
<i>Synallaxis ruficapilla</i> Vieillot, 1819	pichororé	30	LC	x	x	x	x	x		x	x	x	x	x	x
TYRANNIDAE															
<i>Phyllomyias burmeisteri</i> (Cabanis & Heine, 1859)	piolhinho-chiador	119	LC												x
<i>Phyllomyias virescens</i> (Temminck, 1824)	piolhinho-verdoso	58	LC	x	x			x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Phyllomyias fasciatus</i> (Thunberg, 1822)	piolhinho	120	LC		x			x	x	x	x				
<i>Myiopagis caniceps</i> (Swainson, 1835)	guaracava-cinzenta	106	LC		x			x		x	x	x	x	x	
<i>Myiopagis viridicata</i> (Vieillot, 1817)	guaracava-de-crista-alaranjada	45	LC	x	x	x		x			x				
<i>Elaenia mesoleuca</i> (Deppe, 1830)	tuque	85	LC					x	x		x				x
<i>Camptostoma obsoletum</i> (Temminck, 1824)	risadinha	41	LC	x	x	x	x				x	x			
<i>Capsiempis flaveola</i> (Lichtenstein, 1823)	marianinha-amarela	74	LC											x	
<i>Phylloscartes ventralis</i> (Temminck, 1824)	borboletinha-do-mato	121	LC	x	x			x	x		x				x

<i>Mionectes rufiventris</i> Cabanis, 1846	abre-asa-de-cabeça-cinza	34	LC	x	x		x			x			x	x
<i>Leptopogon amaurocephalus</i> Tschudi, 1846	cabeçudo	43	LC	x	x	x	x	x		x	x	x	x	x
<i>Myiornis auricularis</i> (Vieillot, 1818)	miudinho	57	LC	x						x	x	x	x	x
<i>Hemitriccus diops</i> (Temminck, 1822)	olho-falso	93	LC							x	x	x	x	
<i>Poecilotriccus plumbeiceps</i> (Lafresnaye, 1846)	tororó	126	LC									x		
<i>Tolmomyias sulphurescens</i> (Spix, 1825)	bicho-chato-de-orelha-preta	62	LC	x	x				x	x	x	x		x
<i>Platyrhincus mystaceus</i> Vieillot, 1818	patinho	19	LC	x	x	x	x			x	x	x	x	x
<i>Lactrotriccus eulerei</i> (Cabanis, 1868)	enferrujado	27	LC	x	x	x	x	x	x	x	x	x		x
<i>Cnemotriccus fuscatus</i> (Wied, 1831)	guaracavuçu	52	LC	x	x	x	x	x						
<i>Contopus cinereus</i> (Spix, 1825)	papa-moscas-cinzento	23	LC	x								x	x	x
<i>Legatus leucophaeus</i> (Vieillot, 1818)	bem-te-vi-pirata	97	LC	x	x			x	x	x	x			
<i>Pitangus sulphuratus</i> (Linnaeus, 1766)	bem-te-vi	125	LC	x		x	x	x	x	x			x	
<i>Myiodynastes maculatus</i> (Statius Muller, 1776)	bem-te-vi-rajado	18	LC	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	
<i>Megarynchus pitangua</i> (Linnaeus, 1766)	neinei	56	LC	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	
<i>Empidonomus varius</i> (Vieillot, 1818)	peitica	86	LC						x					
<i>Tyrannus melancholicus</i> Vieillot, 1819	suiriri	138	LC							x				
<i>Sirytes sibilator</i> (Vieillot, 1818)	gritador	131	LC								x	x	x	x
<i>Myiarchus swainsoni</i> Cabanis & Heine, 1859	irré	105	LC			x	x		x	x	x	x	x	
PIPRIDAE Rafinesque, 1815														
<i>Chiroxiphia caudata</i> (Shaw & Nodder, 1793)	tangará	7	LC	x	x	x	x	x		x	x	x		x
TITYRIDAE Gray, 1840														
<i>Tityra cayana</i> (Linnaeus, 1766)	anambé-branco-de-rabo-preto	40	LC	x	x	x		x	x	x	x	x	x	
<i>Schiffornis virescens</i> (Lafresnaye, 1838)	flautim	6	LC	x	x	x	x		x		x	x	x	x
<i>Pachyramphus castaneus</i> (Jardine & Selby, 1827)	caneleiro	111	LC			x		x	x	x	x		x	x
<i>Pachyramphus polychopterus</i> (Vieillot, 1818)	caneleiro-preto	16	LC	x	x	x	x	x	x	x	x		x	x
<i>Pachyramphus validus</i> (Lichtenstein, 1823)	caneleiro-de-chápeu-preto	112	LC					x	x	x	x			x
VIREONIDAE Swainson, 1837														
<i>Cyclarhis gujanensis</i> (Gmelin, 1789)	pitiguari	42	LC	x	x			x		x	x	x	x	x
<i>Hylophilus poicilotis</i> Temminck, 1822	verdinho-coroado	96	LC									x		x
<i>Vireo olivaceus</i> (Vieillot, 1817)	juruviara	139	LC			x		x	x		x			

<i>Myiothlypis leucoblephara</i> (Vieillot, 1817)	pula-pula-assobiador	1	LC	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Basileuterus culicivorus</i> (Deppe, 1830)	pula-pula	4	LC	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
ICTERIDAE Vigors, 1825														
<i>Cacicus chrysopterus</i> (Vigors, 1825)	tecelão	51	LC	x	x	x		x	x		x	x	x	x
<i>Cacicus haemorrhous</i> (Linnaeus, 1766)	guaxe	71	LC	x	x			x			x	x	x	x
FRINGILLIDAE Leach, 1820														
<i>Euphonia violacea</i> (Linnaeus, 1758)	gaturamo-verdadeiro	88	LC										x	
<i>Euphonia chalybea</i> (Mikan, 1825)	cais-cais	87	NT					x					x	x