

**UNIVERSIDADE TECNOLÓGICA FEDERAL DO PARANÁ
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AMBIENTAL
CÂMPUS APUCARANA/LONDRINA**

BRUNO LUIZ GAMBAROTTO

**REDES DE INTERAÇÃO TRÓFICA DE PEIXES EM RIACHOS
EXPOSTOS A DIFERENTES PRESSÕES AMBIENTAIS**

DISSERTAÇÃO

LONDRINA

2017

BRUNO LUIZ GAMBAROTTO

**REDES DE INTERAÇÃO TRÓFICA DE PEIXES EM RIACHOS
EXPOSTOS A DIFERENTES PRESSÕES AMBIENTAIS**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, da Universidade Tecnológica Federal do Paraná - UTFPR, Câmpus Apucarana/Londrina, como requisito parcial para a obtenção do grau de mestre em Engenharia Ambiental.

Orientador: Prof. Dr. Edson Fontes de Oliveira

LONDRINA

2017

TERMO DE LICENCIAMENTO

Esta Dissertação está licenciada sob uma Licença CreativeCommons *atribuição uso não-comercial/compartilhamento sob a mesma licença 4.0 Brasil*. Para ver uma cópia desta licença, visite o endereço <http://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/> ou envie uma carta para CreativeCommons, 171 Second Street, Suite 300, San Francisco, Califórnia 94105,USA.



Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP) Biblioteca UTFPR - Câmpus Londrina

G188r Gambarotto, Bruno Luiz

Redes de interação trófica de peixes em riachos expostos a diferentes pressões ambientais / Bruno Luiz Gambarotto - Londrina: [s.n.], 2017.
59 f. ; il. ; 30 cm

Orientador: Prof. Dr. Edson Fontes de Oliveira

Dissertação (Mestrado) - Universidade Tecnológica Federal do Paraná.
Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental. Londrina, 2017.
Bibliografia: f. 36-44

1. Impacto Ambiental. 2. Bacias Hidrográficas. 3. Peixes.
I. Oliveira, Edson Fontes de, orient. II. Universidade Tecnológica Federal do Paraná. III. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental. IV. Título.

CDD: 628



Ministério da Educação
Universidade Tecnológica Federal do Paraná
Pró-reitora de Pesquisa e Pós Graduação
Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental
Campus Apucarana/Londrina



TERMO DE APROVAÇÃO

REDES DE INTERAÇÃO TRÓFICA DE PEIXES EM RIACHOS EXPOSTOS A DIFERENTES PRESSÕES AMBIENTAIS

por

Bruno Luiz Gambarotto

Dissertação de mestrado apresentada no dia 30 de março como requisito parcial para a obtenção do título de MESTRE EM ENGENHARIA AMBIENTAL pelo Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Câmpus Apucarana/Londrina, Universidade Tecnológica Federal do Paraná. O Candidato foi arguido pela Banca Examinadora composta pelos professores abaixo assinados. Após deliberação, a Banca Examinadora considerou o trabalho APROVADO.

Prof. Dr. Edson Fontes de Oliveira – Orientador (UTFPR - Londrina)

Prof. Dr. Mário Luís Orsi – Membro Titular (UEL - Londrina)

Prof. Dra. Sybelle Bellay – Membro Titular (UEM - Maringá)

Prof. Dra. Alessandra Furtado da Silva
Coordenadora do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental

Dedico este trabalho a Jesus Cristo, Verdadeiro Homem e Verdadeiro Deus, o Caminho, a Verdade e a Vida.

No plano terreno, aos meus pais, Ana e João, por me ensinarem valores e ações que título nenhum nesse mundo pode me ensinar e ao proporcionar o exemplo mais didático possível do que significa amor gratuito.

AGRADECIMENTOS

Sabendo que há uma diversidade de formas de linguagem expressas no nosso cotidiano que carregam em si profundas informações para o estudo antropológico e filosófico do homem, muito além de eventuais vazios formais e vícios de linguagem os quais o uso cotidiano tende a arremessá-las - tais expressões incidem, etimologicamente, sobre importantes dimensões da realidade humana.

Diante disso, tomo a contribuição do importante filósofo São Tomás de Aquino, que na Suma Teológica, ensina que a gratidão é uma realidade humana complexa: "A gratidão se compõe de diversos graus. O primeiro consiste em reconhecer (*ut recognoscat*) o benefício recebido; o segundo, em louvar e dar graças (*ut gratias agat*); o terceiro, em retribuir (*ut retribuatur*) de acordo com suas possibilidades e segundo as circunstâncias mais oportunas de tempo e lugar". Este ensinamento, aparentemente tão simples, pode ser reencontrado nos diferentes modos de que as diversas línguas se valem para agradecer: cada uma acentuando um aspecto da multifacética realidade da gratidão. Algumas línguas expressam a gratidão, tomando-a no primeiro nível: expressando mais nitidamente o reconhecimento do agraciado.

Neste sentido, é interessante verificar a etimologia: na língua inglesa, *to thank* (agradecer) e *to think* (pensar) são, em sua origem, e não por acaso, a mesma palavra. E do mesmo modo, em alemão, *zu danken* (agradecer) é originalmente *zu denken* (pensar). Tudo isto, afinal, é muito compreensível, pois, só está verdadeiramente agradecido quem pensa no favor que recebeu como tal. Só é agradecido quem pensa, pondera, considera a liberalidade do benfeitor. Já a formulação latina de gratidão, *gratias ago*, que se projetou no italiano (*grazie*), no castelhano (*gracias*) e no francês (*mercî*) pode ser resumida em um sentimento de dar graças por algo recebido e é nesse sentido que eu lhe agradeço, e estou grato. Por fim, a formulação portuguesa, é a única a situar-se claramente, naquele mais profundo nível de gratidão de que fala Tomás, o terceiro (que, naturalmente, engloba os dois anteriores): o do vínculo (*ob-ligatus*), da obrigação, do dever de retribuir. Fico-vos obrigado. Fico obrigado perante vós. Fico vinculado perante vós.

Ciente da dimensão deste termo, proclamo o meu **MUITO OBRIGADO** a todos os que contribuíram, e mesmo correndo o risco de esquecer de alguém, acho válido “dar nome aos bois”:

Agradeço aos meus pais, João e Ana, que infelizmente não tiveram as oportunidades de estudo que tive, e mesmo assim nunca mediram esforços para me proporcionar literalmente o melhor.

Gabi e Loueverton: pela competência e amizade adquirida, sobretudo a partir de horas e horas de intenso, porém prazeroso trabalho de laboratório. Além disso não posso deixar de comentar a freguesia absoluta da Gabi em diversas apostas.

Aos amigos, letianos ou não, que certamente tiveram uma expressiva parcela de apoio e camaradagem: Nathalia (grande amiga, quase-irmã), Seu Zé (hábil profissional da área de direção, além de um grande conhecedor da psicologia humana), Cristian, Victor (sempre elegante nas coletas, inclusive com marcas internacionais), Gabriel (grande capacidade de orientação, especialmente quando se trata de sugerir o caminho alternativo embaixo da ponte do P3 Taquara), Sybelle, Junião, Mau Mau, Luiz, Pelisson e Kodamão.

A CAPES e ao PPGEA pelo apoio financeiro e estrutural.

Ao João Pagotto, pelo apoio nos cálculos ecomorfológicos.

A Izadora, grande companheira, que além do carinho e apoio integral importou toda a sua *expertise* da arquitetura na coleta dos dados morfológicos e melhoramento visual dos gráficos. Tamu junto mocinha!

Aos membros da banca, Katia (qualificação), Mario Orsi, Sybelle (eita, a única citada duas vezes!), Maurício e Dilermando pelo empenho em investir o valioso tempo de vocês para o aprimoramento deste trabalho.

Ao Edson, pela amizade e orientação técnica.

Nada te perturbe, Nada te espante,
Tudo passa, Deus não muda,
A paciência tudo alcança;
Quem a Deus tem, Nada lhe falta:
Só Deus basta.

Eleva o pensamento, Ao céu sobe,
Por nada te angusties, Nada te perturbe.
A Jesus Cristo segue, Com grande entrega,
E, venha o que vier. Nada te espante.
Vês a glória do mundo? É glória vã;
Nada tem de estável, Tudo passa.

Deseje às coisas celestes, Que sempre
duram;
Fiel e rico em promessas, Deus não muda.
Ama-o como merece, Bondade Imensa;
Quem a Deus tem, Mesmo que passe por
momentos difíceis;
Sendo Deus o seu tesouro, Nada lhe falta.
SÓ DEUS BASTA!

(Santa Tereza D'Ávilla)

RESUMO

GAMBAROTTO, Bruno Luiz. **Redes de interação trófica de peixes em riachos expostos a diferentes pressões ambientais**. 2017. 59 folhas. Dissertação de Mestrado (Programa de Pós Graduação em Engenharia Ambiental) – Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Londrina, 2017.

Dado o cenário de degradação dos ecossistemas aquáticos - de modo particular os de menor ordem e mais susceptíveis aos agentes estressores, como os riachos - especialmente em decorrência de processos associados à urbanização e à agropecuária, o presente trabalho tem por objetivos comparar as respostas das assembleias de peixes de três bacias expostas a diferentes pressões oriundas do uso e ocupação do solo (urbana, periurbana e rural), especificamente em relação a: (i) estrutura trófica; (ii) estrutura das redes tróficas (conectância, densidade de ligações, aninhamento, modularidade) e robustez das redes; (iii) padrões de ocupação do espaço ecomorfológico; e (iv) relações entre os parâmetros listados anteriormente e a estrutura da paisagem. A hipótese de trabalho sustenta que as redes tróficas de riachos urbanos e rurais respondem diferentemente aos impactos que estão expostos. Os peixes foram coletados com pesca manual e elétrica trimestralmente no ano de 2013, em nove pontos amostrais pertencentes a 3 bacias: Ribeirão Cambé (essencialmente urbano), Ribeirão Cafezal (inserido em um contexto periurbano) e Ribeirão Taquara (essencialmente rural). Foram analisados 815 indivíduos, distribuídos em 19 espécies. A partir dessas espécies foram estimados 37 caracteres morfológicos, transformados em 22 índices ecomorfológicos, para posterior cálculo do grau de empacotamento do espaço ecomorfológico das assembleias, através das métricas: distância para o vizinho mais próximo, distância média para o centróide, e desvio-padrão da distância para o vizinho mais próximo. Posteriormente foram identificados os itens alimentares presentes no trato gastrointestinal dos indivíduos, e calculadas as seguintes propriedades topológicas das redes (conectância, densidade de ligações, aninhamento, modularidade) e a robustez. Foram identificados um total de 46 itens alimentares, sendo o P2 Taquara o mais rico, e o P3 Cambé o menos rico. Os riachos urbanos apresentaram tendência de simplificação e empobrecimento. Os pontos rurais apresentaram tendência de maior aninhamento e robustez, sugerindo maior complexidade e estabilidade, em comparação aos urbanos. Também nos riachos rurais foi possível detectar maior proximidade ecomorfológica entre as espécies da assembleia, sugerindo uma tendência de especialização, ao contrário dos urbanos, onde as espécies se encontravam mais distantes. Dessa forma, pode-se concluir que as redes de interação trófica, associadas às análises de ocupação do espaço ecomorfológico revelaram-se ferramentas interessantes para a análise ambiental em riachos, apresentando resultados que sugerem que os impactos urbanos tendem a ser mais severos para as assembleias do que os rurais.

Palavras-Chave: urbanização, agropecuária, empacotamento ecomorfológico, redes tróficas.

ABSTRACT

GAMBAROTTO, Bruno Luiz. **Trophic networks of fish in streams exposed to different environmental pressures**. 2017. 59f. Dissertação de Mestrado (Programa de Pós Graduação em Engenharia Ambiental) – Federal Technology University of Parana. Londrina, 2017.

Given the scenario of degradation of aquatic ecosystems - particularly those of lower order and more susceptible to stressors, such as streams - especially due to processes associated with urbanization and agriculture, the present study aims to compare the responses of the assemblies of fish from three basins exposed to different pressures arising from the use and occupation of the soil (urban, periurban and rural), specifically in relation to: (i) trophic structure; (ii) structure of the trophic networks (connectivity, link density, nestedness, modularity) and robustness; (iii) patterns of occupation of the ecomorphological space; and (iv) relationships between the parameters listed above and the landscape structure. The working hypothesis holds that the trophic networks of urban and rural streams respond differently to the impacts they are exposed to. The fish were collected with manual and electric fishing quarterly in the year 2013, in nine sampling points belonging to three basins: Ribeirão Cambé (essentially urban), Ribeirão Cafezal (inserted in a periurban context) and Ribeirão Taquara (essentially rural). A total of 815 individuals were analyzed, distributed among 19 species. From these species, 37 morphological characters were estimated, transformed into 22 ecomorphological indexes, for later calculation of the degree of packing of the ecomorphological space of the assemblies, through the metrics: distance to the nearest neighbor, mean distance to the centroid, and standard deviation from the distance to the nearest neighbor. Subsequently, the food items present in the gastrointestinal tract of the individuals were identified and the following topological properties of the networks (connectivity, bond density, nesting, modularity) and robustness were calculated. A total of 46 food items were identified, with P2 Taquara the richest, and P3 Cambé the least rich. The urban streams showed a trend of simplification and impoverishment. The rural points presented a tendency of greater nesting and robustness, suggesting greater complexity and stability, in comparison to the urban ones. Also in the rural streams it was possible to detect greater ecomorphological proximity between the species of the assembly, suggesting a tendency of specialization, unlike the urban ones, where the species were more distant. Thus, it can be concluded that the networks of trophic interaction, associated to the analyzes of occupation of the ecomorphological space, have proved to be interesting tools for the environmental analysis in streams, presenting results that suggest that the urban impacts tend to be more severe for the assemblies than rural ones.

Key-Words: urbanization, agriculture, ecomorphological packaging, trophic networks.

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	11
2 METODOLOGIA	13
2.1 Área de estudo	13
2.2 Amostragem e identificação taxonômica da ictiofauna.....	13
2.3 Definição da amostra	15
2.4 Coleta e análise dos dados tróficos	15
2.5 Cálculo das propriedades estruturais das redes	16
2.6 Cálculo dos atributos ecomorfológicos	18
2.7 Cálculo do empacotamento ecomorfológico.....	19
2.8 Análise dos dados.....	20
3 RESULTADOS.....	21
4 DISCUSSÃO	30
4.1 Propriedades topológicas das redes e ecologia trófica	30
4.2 Empacotamento ecomorfológico e associação com propriedades da rede e da paisagem.....	32
5 CONCLUSÃO	35
REFERÊNCIAS.....	36
APÊNDICE.....	45

1 INTRODUÇÃO

No atual cenário de acelerada perda da biodiversidade e seus serviços ecossistêmicos, os ambientes aquáticos tem sido amplamente modificados, de modo particular os sistemas de menor ordem, como as nascentes e os riachos. Grande parte destes impactos é atribuída ao homem (BUTCHART *et al.*, 2010; CARDINALE *et al.*, 2012; HOOPER *et al.*, 2012; MCCARTHY *et al.*, 2012), e são comumente relacionados direta ou indiretamente a processos decorrentes da urbanização ou agropecuária (CASATTI, 2004; CUNICO *et al.*, 2006).

Os riachos expostos à urbanização tendem a sofrer um conjunto de distúrbios, a começar pela substituição da cobertura vegetal por áreas impermeáveis, modificando seus padrões hidrológicos (CUNICO e GUBIANI, 2016; DI GIULIO; HOLDEREGGER; TOBIAS, 2009). A hiperconectividade com as áreas adjacentes da paisagem, como rodovias, residências e indústrias amplia a exposição dos riachos a diferentes fontes de poluição, podendo resultar no aumento da concentração de nutrientes (BERNHARDT *et al.*, 2007; REIS *et al.*, 2016; VIOLIN *et al.*, 2011). Já os riachos localizados no ambiente rural têm sofrido forte efeito da agropecuária, que usualmente substitui a vegetação original por monoculturas ou pastagens. Estas atividades produtivas incidem práticas potencialmente danosas, dentre as quais se destacam: construção de pequenas barragens, mecanização agrícola e seus efeitos na compactação do solo (FOLEY *et al.*, 2011), além do uso indiscriminado de fertilizantes e pesticidas (BERESWILL *et al.*, 2013; ORLINSKIY *et al.*, 2015; VIEIRA *et al.*, 2016; WOODWARD *et al.*, 2012).

Diante disso, é importante ampliar a compreensão sobre a maneira como as comunidades biológicas dos riachos reagem a essas alterações ambientais. Dentre os métodos mais recentes destaca-se a análise das redes de interação ecológica (ALLESINA; BODINI; PASCUAL, 2009; SELLMAN; SÄTERBERG; EBENMAN, 2016). Há uma vasta gama de estudos que aplicam a teoria de redes complexas no âmbito das interações ecológicas, abrangendo interações parasito-hospedeiro (BELLAY *et al.*, 2015; KRASNOV *et al.*, 2012; LIMA *et al.*, 2012; VÁZQUEZ *et al.*, 2005), dispersão de sementes (MELLO *et al.*, 2015; SARMENTO *et al.*, 2014), ciência do solo (MORRIËN *et al.*, 2017) e redes tróficas (NEUTEL e THORNE, 2016). No entanto, são escassos os estudos de redes tróficas visando comparar

como as comunidades de riachos reagem a pressões de diferente natureza, como no caso dos impactos oriundos da urbanização e da agropecuária.

As redes tróficas fornecem valiosas informações sobre o padrão de organização das diferentes espécies que constituem uma comunidade, bem como dos recursos ambientais por elas explorados no ecossistema (DUNNE; WILLIAMS; MARTINEZ, 2002a; GREEN *et al.*, 2005; MONTOYA; YALLOP; MEMMOTT, 2015). Além disso, a utilização das redes tróficas permite analisar similaridades e diferenças entre sistemas complexos (ESTRADA, 2007), bem como avaliar tanto características próprias do todo (padrões ecológicos da comunidade ou do ecossistema), quanto aspectos específicos do papel que cada espécie desempenha na organização da rede (BELLAY, 2013).

A estrutura das redes tróficas pode também ser melhor compreendida a partir do reconhecimento da ecologia trófica e da ecomorfologia das espécies que as compõem. Espera-se que o número de espécies que ocupam uma determinada assembleia esteja correlacionado a pluralidade de recursos disponíveis no ambiente, bem como a maneira como estes são explorados (WINEMILLER, 1991). Também é esperado que a exploração de recursos no ambiente seja diretamente influenciada pela morfologia e comportamento do indivíduo (GARLAND 1994). Assim sendo, a relação entre as variáveis morfológicas das assembleias de peixes e sua dieta, ou exploração do habitat vem sendo estudada e aceita em uma série de estudos nas últimas décadas (GATZ, 1979; OLIVEIRA *et al.*, 2010; WINEMILLER, 1991) e a ordenação dos caracteres ecomorfológicos no espaço multivariado vem sendo associada a diversificação de nichos e funções ecológicas existentes em um determinado ecossistema (RICKLEFS, 2012).

Diante do exposto, o presente estudo teve por objetivos comparar as respostas das assembleias de peixes de três bacias expostas a diferentes pressões oriundas do uso e ocupação do solo (urbana, periurbana e rural), especificamente em relação a: (i) estrutura trófica; (ii) estrutura das redes tróficas (conectância, densidade de ligações, aninhamento, modularidade) e robustez das redes; (iii) padrões de ocupação do espaço ecomorfológico; e (iv) relações entre os parâmetros listados anteriormente e a estrutura da paisagem. A hipótese de trabalho sustenta que as redes tróficas de riachos urbanos e rurais respondem diferentemente aos impactos que estão expostos. Além disso, espera-se que a análise das relações entre redes tróficas, ocupação do espaço ecomorfológico multivariado e estrutura da

paisagem pode fornecer importantes subsídios para a compreensão dos padrões de organização das assembleias de peixes de riachos.

2 METODOLOGIA

2.1 Área de estudo

A área de estudo abrange os trechos superiores de três bacias que compõem a hidrografia da região metropolitana de Londrina (Paraná, Brasil), no sentido noroeste-sudeste em direção ao Rio Tibagi. Adotou-se três pontos ao longo do gradiente longitudinal de cada bacia, totalizando nove pontos. As bacias foram selecionadas visando o estabelecimento de um gradiente decrescente de urbanização, a partir da bacia do Ribeirão Cambé, cujo trecho superior apresenta-se inserido em uma região urbana; Ribeirão Cafezal, inserido em um contexto periurbano; e a bacia do Ribeirão Taquara, inserida em uma região rural. A acessibilidade também foi levada em consideração para a escolha dos pontos. A Tabela 5 (apêndice) apresenta um panorama geral a partir de dados físicos, químicos, hidrodinâmicos e de paisagem dos nove pontos amostrais. A Figura 1 apresenta o mapa com a localização das três bacias estudadas, bem como a distribuição dos pontos de amostragem.

2.2 Amostragem e identificação taxonômica da ictiofauna

As coletas foram realizadas trimestralmente nos meses de março, junho, setembro e dezembro de 2013, a fim de abranger as quatro estações do ano. Os peixes foram coletados a partir da soma do esforço de dois métodos distintos e complementares: pescas manual e elétrica. A amostragem da ictiofauna foi realizada sob licença permanente concedida pelo Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (nº 28113-1), através do SISBIO (Sistema de Autorização e Informação em Biodiversidade).

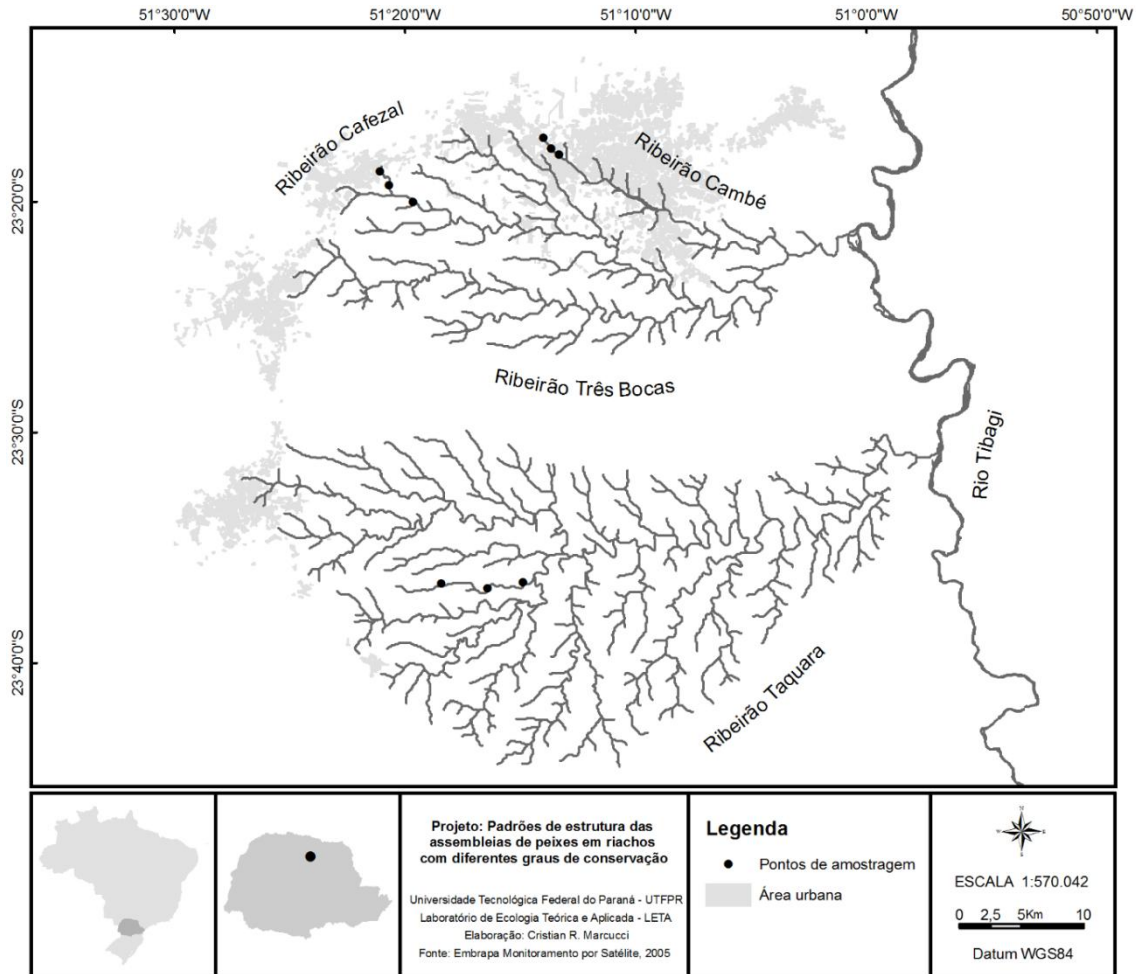


Figura 1: Localização geográfica das bacias hidrográficas e dos pontos amostrais.
Fonte: MARCUCCI, 2016.

Delimitou-se um trecho de aproximadamente 50 metros de rio por meio da instalação de uma rede à jusante (malha 2mm). Posteriormente, realizou-se a pesca manual, com esforço amostral de três pessoas utilizando puçá, peneira e redinha durante 40 minutos. Em seguida, a pesca elétrica foi realizada no mesmo trecho, também com duração de 40 minutos e por meio de um gerador portátil de corrente alternada, 2,5 kW, 400 V, 2A, os puçás eletrizados foram passados por uma única vez no sentido jusante-montante. Os indivíduos capturados foram fixados em solução formalina 10% e conservados em álcool 70%.

No laboratório, os indivíduos foram identificados com auxílio de chaves de identificação (GRAÇA e PAVANELLI, 2007; OYAKAWA, *et al.*, 2006) e comparados com exemplares das Coleções Ictiológicas do Museu de Ictiologia do Núcleo de Pesquisas em Limnologia, Ictiologia e Aquicultura da Universidade Estadual de Maringá e do Museu de Zoologia da Universidade Estadual de Londrina.

2.3 Definição da amostra

Foram selecionados, através de sorteio, até 15 indivíduos por espécie e por coleta em cada um dos nove pontos amostrais. Para a espécie *Poecilia reticulata*, a seleção foi feita de modo segregado entre os sexos em razão do seu dimorfismo sexual, o que sugere morfologia e comportamentos alimentares distintos (CROFT, BOTHAM e KRAUSE, 2004; PIYAPONG *et al.*, 2009; SOLIS *et al.*, 2015). Espécies que apresentaram abundância total inferior a três indivíduos, em seus respectivos pontos de coleta, foram excluídas em razão da dificuldade na mensuração da variabilidade dos dados.

Apenas indivíduos adultos foram analisados. Essa restrição visou minimizar o efeito do desenvolvimento ontogenético, o qual pode influenciar o nicho que cada indivíduo ocupa de acordo com suas diferentes fases do ciclo de vida (COCHRAN-BIEDERMAN e WINEMILLER, 2010; NORTON, 1995; MULLANEY e GALE, 1996; WINEMILLER, 1991).

2.4 Coleta e análise dos dados tróficos

Após a tomada das medidas morfológicas (que serão explicadas no item 2.6), os exemplares de peixes foram eviscerados para análise de seu conteúdo gastrointestinal com o objetivo de analisar a estrutura trófica das assembleias. Peixes com estômagos não definidos tiveram o primeiro terço do trato intestinal analisado, onde se espera que os itens consumidos estejam menos digeridos. Para cada recurso alimentar foram calculadas as seguintes métricas (HYSLOP, 1980): a) Frequência de Ocorrência (FO), que corresponde ao percentual do número total de estômagos em que um determinado item alimentar ocorreu; b) Frequência Numérica (FN), que corresponde à porcentagem da abundância numérica de um determinado item alimentar em relação à soma de todos os itens alimentares; e c) Frequência Volumétrica (FV), que corresponde à porcentagem do volume de um determinado item alimentar em relação a todos os itens presentes nos estômagos.

Em razão dos itens alimentares serem pequenos, o método de deslocamento de massa d'água em proveta não se revelou eficaz para a determinação do volume, sendo necessário adaptar o método proposto por

Cadwallader (1975), conhecido como método dos pontos. Nesta adaptação os estômagos foram inicialmente avaliados em relação ao seu grau de repleção (que indica o grau de enchimento e foram atribuídas as seguintes categorias: 0 – para estômagos vazios; 1 – 0 a 25%; 2 – 25 a 50%; 3 – 50 a 75%; 4 – acima de 75%), sendo posteriormente estimado visualmente o percentual de ocupação de cada item alimentar em relação ao trecho do estômago que continha alimento.

Os dados de FO, FN e FV foram analisados pelo Índice de Importância Relativa (PINKAS *et al.*, 1971). A combinação dessas métricas no IIR procura equilibrar os valores de exemplares grandes, que estão presentes em pequeno número, com exemplares pequenos, que comumente ocorrem em grande número (ZAVALA-CAMIN, 1996). A equação 1 apresenta o IIR:

$$\text{IIR} = \text{FO} * (\text{FN} + \text{FV}) \quad (1)$$

2.5 Cálculo das propriedades estruturais das redes e robustez

A construção dos grafos bipartidos das redes de interações (espécies x itens alimentares) para cada ponto foi realizada a partir de uma matriz contendo os valores do IIR%, através da função *networklevel* no pacote *bipartite* (DORMANN *et al.*, 2009), no software *R*, versão 3.2.3 (R CORE TEAM, 2016). Os itens alimentares não reconhecidos foram excluídos e o percentual de contribuição relativa foi recalculado. As seguintes propriedades topológicas das redes de interação trófica foram calculadas: conectância, densidade de ligações, aninhamento NODF e modularidade. Somado a essas propriedades, também foi calculada a robustez. O quadro 1 apresenta sucintamente as referências e softwares utilizados para os respectivos cálculos.

O grau de aninhamento das redes tróficas foi calculado através do índice NODF (Nestedness metric based on Overlap and Decreasing Fill), disponível no software Aninhado 3.03 (GUIMARÃES JR e GUIMARÃES, 2006).

Quadro 1: Breve descrição das propriedades topológicas das redes e robustez bem como da forma com a qual foram obtidas.

Métrica	Descrição	Software	Algoritmo
Conectância ^a	Relação entre o número de interações registradas e o número de interações possíveis na rede (PIMM, 1982)	R	<i>Conecctance</i>
Densidade de ligações ^b	Número de ligações por espécie, ponderado pelas contribuições relativas de tais ligações (BERSIER, BANASEK-RICHTER e CATTIN (2002).	R	<i>Linkage-Density</i>
Aninhamento (NODF) ^c	Se caracteriza como um gradiente na variação do número de interações entre as espécies onde as espécies com menos interações tendem a interagir com um subconjunto das espécies conectadas às espécies com muitas interações (ULRICH e ALMEIDA-NETO, 2012).	Aninhado	
Modularidade ^d	Quantifica a presença de subgrupos (módulos), no caso das redes tróficas, subgrupos de consumidores que interagem mais com um grupo de recurso do que com os demais (GUIMERA e AMARAL, 2005).	R	<i>QuanBiMo</i>
Robustez ^e	Mede a probabilidade de ocorrência de uma cascata de extinções secundárias resultante da perda primária de recursos alimentares na rede (DUNNE; WILLIAMS; MARTINEZ, 2002b).	R	<i>Robustness</i>

Referência utilizada para o cálculo: ^a Pimm (1982); ^b Bersier, Banasek-Richter e Cattin (2002); ^c Almeida-Neto *et al.* (2008); ^d Dormann e Strauss (2014); ^e Burgos *et al.* (2007).

A aleatoriedade do aninhamento foi avaliada por matrizes nulas (totalizando 1000 aleatorizações) geradas pelo rearranjo das interações observadas entre as células através do modelo CE, onde uma dada célula recebe uma interação de

modo proporcional à média dos valores totais marginais de uma linha ou coluna. Já o algoritmo escolhido para a modularidade (Q) se deu em razão de sua capacidade em calculá-la para redes bipartidas ponderadas, onde Q , varia de zero (nada modular) a 1 (altamente modular).

No caso da robustez, foi utilizado um procedimento baseado na remoção aleatória cumulativa de itens alimentares das redes, pelo qual, ao remover um determinado item, a espécie de peixe que interagiu apenas com este item removido também é removida. O processo é realizado sem a reposição das espécies removidas até que todos os itens fossem removidos. A partir de uma curva gerada, a mesma é calculada como área sob a curva, dessa forma, valores de R próximo de 1 refletem redes nas quais a maioria dos peixes permanece após a remoção da maioria itens alimentares e R próximo de zero para aquelas que entram em colapso com a remoção de poucos itens.

2.6 Cálculo dos atributos ecomorfológicos

Medidas morfométricas lineares foram tomadas com o auxílio de um paquímetro digital (Mitutoyo, precisão de 0,01mm). As áreas dos olhos e das nadadeiras foram obtidas a partir do desenho do contorno das estruturas, os quais posteriormente foram escaneados e inseridos em um software de CAD para cálculo da área interna.

No total, 37 caracteres morfológicos foram tomados, sendo estes: comprimento padrão (CP); altura máxima do corpo (AMC); altura da linha média do corpo (ALM); largura máxima do corpo (LMC); comprimento do pedúnculo caudal (CPd); altura do pedúnculo caudal (AIPd); largura do pedúnculo caudal (LPd); comprimento da cabeça (CCa); altura da cabeça (AICa); altura da cabeça na linha dos olhos (ALO); largura da cabeça (LCa); comprimento do focinho com a boca aberta (CFa); comprimento do focinho com a boca fechada (CFf); posição dos olhos (PO); tamanho dos olhos (TO); posição da boca aberta (PBa); posição da boca fechada (PBf); altura do boca (AIBo); largura da boca (LBO); comprimento da nadadeira dorsal (CD); altura da nadadeira dorsal (AID); área da nadadeira dorsal (ArD); comprimento da nadadeira caudal (CC); altura da nadadeira caudal (AIC); área da nadadeira caudal (ArC); forma da nadadeira caudal (FC); comprimento da

nadadeira anal (CA); altura da nadadeira anal (AIA); Área da nadadeira anal (ArA); comprimento da nadadeira peitoral (CPt); altura da nadadeira peitoral (AlPt); área da nadadeira peitoral (ArPt); comprimento da nadadeira pélvica (CPv); altura da nadadeira pélvica (AlPv); área da nadadeira pélvica (ArPv).

A partir destes caracteres foram obtidos 22 índices ecomorfológicos. Este procedimento visou minimizar o efeito do tamanho do corpo, uma vez que os índices representam proporções relativas. Foram calculados os seguintes índices: índice de compressão, índice de depressão, comprimento relativo do pedúnculo caudal, altura relativa do pedúnculo caudal, largura relativa do pedúnculo caudal, comprimento relativo da cabeça, altura relativa da cabeça, largura relativa da cabeça, altura relativa da boca, largura relativa da boca, índice de protrusão, posição vertical do olho, área relativa do olho, área relativa da nadadeira dorsal, área relativa da nadadeira caudal, razão-aspecto da nadadeira caudal, área relativa da nadadeira anal, razão-aspecto da nadadeira anal, área relativa da nadadeira peitoral, razão-aspecto da nadadeira peitoral, área relativa da nadadeira pélvica e razão-aspecto da nadadeira pélvica. Maiores detalhes acerca das medidas dos caracteres morfológicos bem como dos índices ecomorfológicos quanto às suas descrições, fórmulas e explicações funcionais estão descritos em Oliveira *et al.* (2010).

2.7 Cálculo do empacotamento ecomorfológico

Com o intuito de verificar a diversificação ecomorfológica interespecífica das assembleias de peixes dos riachos estudados foi aplicada a análise dos componentes principais (ACP) sobre a matriz de correlação de Pearson, utilizando os índices ecomorfológicos log-transformados. A espécie *Gymnotus inaequilabatus*, em razão de apresentar traços morfológicos que destoam das demais espécies foi excluída do cálculo. A seleção dos eixos seguiu o critério de broken-stick (JACKSON, 1993). A partir desta análise calculou-se a distância Euclidiana entre os escores de cada par de espécies nos eixos significativos, a partir da qual se determinou para cada assembleia a distância média em relação ao vizinho mais próximo (DMVMP), o desvio padrão da distância média em relação ao vizinho mais próximo (DPDMVMP) e a distância média entre as espécies e o centróide das assembleias (Hipervolume Morfométrico - DMC) com o objetivo de avaliar as

dimensões dos nichos ecomorfológicos das assembleias. A ACP foi realizada no software Pc-Ord(MCCUNE e MEFFORD, 1999).

Peres-Neto (1999) define as três métricas da seguinte forma: o vizinho mais próximo de uma espécie é aquele com quem ela apresenta maior semelhança morfológica, e a média das distâncias entre todos os vizinhos mais próximos representa o grau de empacotamento das espécies no espaço ecomorfológico ocupado pela assembleia. O desvio padrão da distância média em relação ao vizinho mais próximo é uma forma de medida utilizada para representar a equitabilidade do empacotamento das espécies no espaço ecomorfológico. A distância média entre as espécies e o centróide das assembleias, representa o grau de ocupação do espaço ecomorfológico.

2.8 Análise dos dados

A correlação de Pearson foi calculada para testar o efeito do uso e ocupação do solo sobre a disponibilidade de recursos alimentares para a ictiofauna dos riachos estudados. Foram calculadas as correlações entre o percentual de área impermeabilizada (tomada como medida representativa do grau de urbanização) e a riqueza de itens alimentares, bem como entre o percentual de vegetação densa (tomada como medida representativa da presença de vegetação ripária) e riqueza de espécies. A correlação de Pearson foi calculada no software BioEstat 5.3. Também foram calculadas a diversidade de Shannon-Wiener e Equitabilidade de Pielou, dos itens alimentares, no software BioEstat 5.3.

O teste t de Student para amostras únicas foi calculado no software Statistica para comparar as propriedades topológicas das redes e robustez, bem como o grau de empacotamento ecomorfológico. Para tal foram comparados os valores dos nove pontos amostrais, onde o software calcula automaticamente a média total destes, para posterior apreciação do algoritmo da análise.

A análise de redundância (RDA) foi aplicada com o objetivo de integrar o entendimento entre os parâmetros estruturais das redes tróficas com os dados ecomorfológicos e de paisagem. A RDA pode ser usada em qualquer tipo de regressão múltipla envolvendo múltiplas variáveis respostas e múltiplas variáveis

preditoras (GOTELLI & ELISSON, 2011). Dessa forma, a partir de uma matriz com dados transformados em $\log_{10}(x+1)$ de propriedades topológicas das redes tróficas (conectância, robustez, modularidade e densidade de ligações) e da estrutura ecomorfológica (DMC, DMVMP, DPDMVMP) como variáveis respostas e dados de uso e ocupação do solo nestes pontos obtidos de Marcucci (2016) como variáveis preditoras, calculou-se a RDA no pacote *vegan* (OKSANEN *et al.*, 2017) inserido no software R.

3 RESULTADOS

Foram analisados 815 indivíduos, distribuídos em 5 ordens e 19 espécies. A espécie *Poecilia reticulata* apresentou-se como a mais abundante, totalizando 285 indivíduos analisados (129 machos 156 fêmeas). A segunda espécie mais abundante foi *Imparfinis schubarti*, totalizando 155 indivíduos. As espécies *Phenacorhamdia tenebrosa* e *Trichomycterus sp.* foram as menos abundantes, apresentando 3 indivíduos analisados cada. A Tabela 6 (apêndice) apresenta o total de espécies analisadas e suas respectivas abundâncias nos nove pontos de coleta.

Já as Tabelas 7 a 15 (apêndice), apresentam os valores do IIR relativo dos itens alimentares. Foram identificados, um total de 46 itens alimentares, sendo o P2 Taquara o mais rico, enquanto o P3 Cambé apresentou-se como o mais pobre. Foi encontrada uma correlação negativa entre a riqueza de itens e a urbanização ($r=-0.75$). Por outro lado, a correlação entre vegetação ripária e riqueza de itens alimentares foi positiva ($r=0.70$). Os insetos foram os recursos mais importantes em 7 pontos, exceto no P1 Cafezal, onde o detrito/sedimento se portaram como os mais importantes, e no P2 Cambé, onde os itens de origem de vegetal empataram com os insetos, com aproximadamente 33% de importância para cada.

No que tange a diversidade de itens alimentares, o P3 Taquara apresentou-se como o mais diverso, enquanto o P3 Cambé como o menos diverso. O P1 Cambé, apresentou a menor equitabilidade enquanto, o P3 Taquara apresentou-se como o mais equitativo. A Tabela 1 apresenta os valores de riqueza, equitabilidade e diversidade de itens alimentares para os 9 pontos. O teste t apontou diferenças

significativas entre os pontos para riqueza ($t=10.23$, $p<0.01$), equitabilidade ($t=40,95$; $p<0.01$) e diversidade ($t=22,73$; $p>0.01$).

Tabela 1: Riqueza, equitabilidade e diversidade de itens alimentares

Ponto	Riqueza	Equitabilidade	Diversidade
P1Cam	18	0,59	0,74
P2Cam	29	0,71	1,04
P3Cam	12	0,68	0,73
P1Caf	18	0,69	0,87
P2Caf	23	0,68	0,93
P3Caf	27	0,67	0,95
P1Taq	31	0,62	0,92
P2Taq	34	0,66	1,01
P3Taq	26	0,76	1,07

Fonte: Autoria própria

Os itens Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (EPT) tiveram maior contribuição no IIR% dos pontos rurais, com valores de 9,8%, 30% e 25%, no Ribeirão Taquara, 0,07%, 0,74% e 28,22%, no Ribeirão Cafezal, e 0,02%, 2,42% e 0,51% no Ribeirão Cambé.

As Figuras 2, 3 e 4 apresentam as redes obtidas nas três bacias, respectivamente Cambé, Cafezal e Taquara. Nessas três figuras as espécies (identificadas pela primeira letra do nome do gênero e pelas 3 primeiras letras do nome da espécie) estão dispostas à esquerda e os itens alimentares estão à direita, representados por números, obedecendo a legenda.

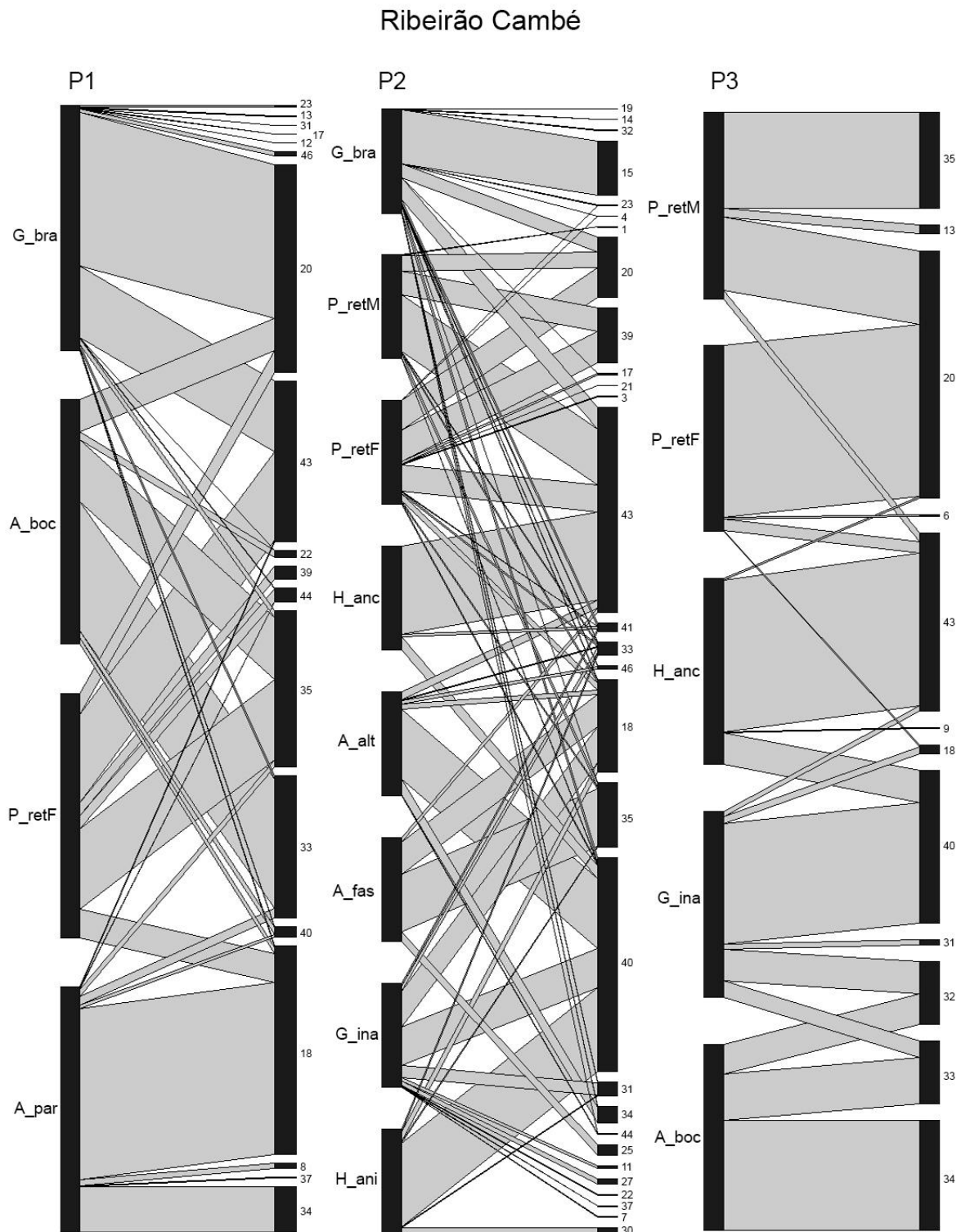


Figura 2: Redes dos pontos P1, P2 e P3 do Ribeirão Cambé.

Fonte: Autoria própria

Legenda: 1 (Aranae); 3 (Amphipoda); 4(Cladocera); 6 (Copepoda); 7(Decapoda); 8(Isopoda); 9 (Ostracoda); 11 (Peixe); 12 (Platelminto); 13 (Nematoda); 14 (Bivalve); 15(Gastropoda); 17 (Tecameba); 18 (Diptera larva); 19 (Ceratopogonidae larva); 20 (Chironomidae larva); 21 (Culicidae larva); 22 (Simulidae larva); 23 (Coleoptera larva); 25 (Hymenoptera larva); 27 (Megaloptera larva); 30 (Plecoptera larva); 31 (Trichoptera larva); 32 (Coleoptera adulto); 33 (Diptera adulto); 34

(Hymenoptera adulto); 35 (Diptera pupa); 37 (Odonata); 39 (alga); 40 (Vegetais); 41 (Sementes); 43 (Detrito/sedimento); 44 (Escama); 46 (Ovo).

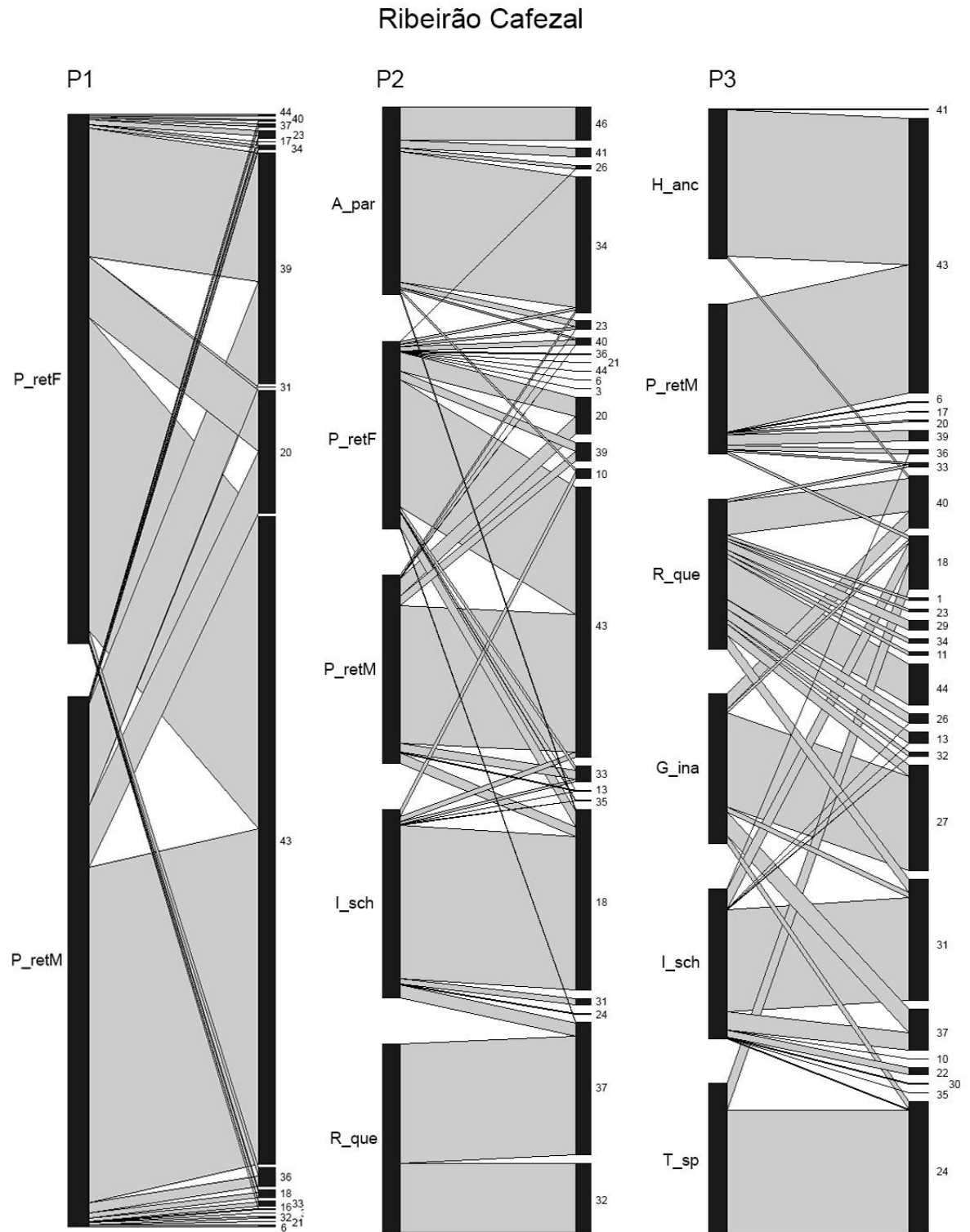


Figura 3: Redes dos pontos P1, P2 e P3 do Ribeirão Cafezal.
Fonte: Autoria própria

Legenda: 1 (Aranae); 3 (Amphipoda); 6 (Copepoda); 10 (Anelidae); 11 (Peixe); 13 (Nematoda); 16 (Rotifera); 17 (Tecameba); 18 (Diptera larva); 20 (Chironomidae larva); 21 (Culicidae larva); 22 (Simuliidae larva); 23 (Coleoptera larva); 24 (Ephemeroptera larva); 26 (Lepidoptera larva); 27 (Megaloptera larva); 29 (Orthoptera); 30 (Plecoptera larva); 31 (Trichoptera larva); 32 (Coleoptera adulto); 33 (Diptera adulto); 34 (Hymenoptera adulto); 35 (Diptera pupa); 36 (Hemiptera); 37 (Odonata); 38 (Plecoptera adulto); 39 (alga); 40 (Vegetais); 41 (Sementes); 43 (Detrito/sedimento); 44 (Escama); 46 (Ovo).

Ribeirão Taquara

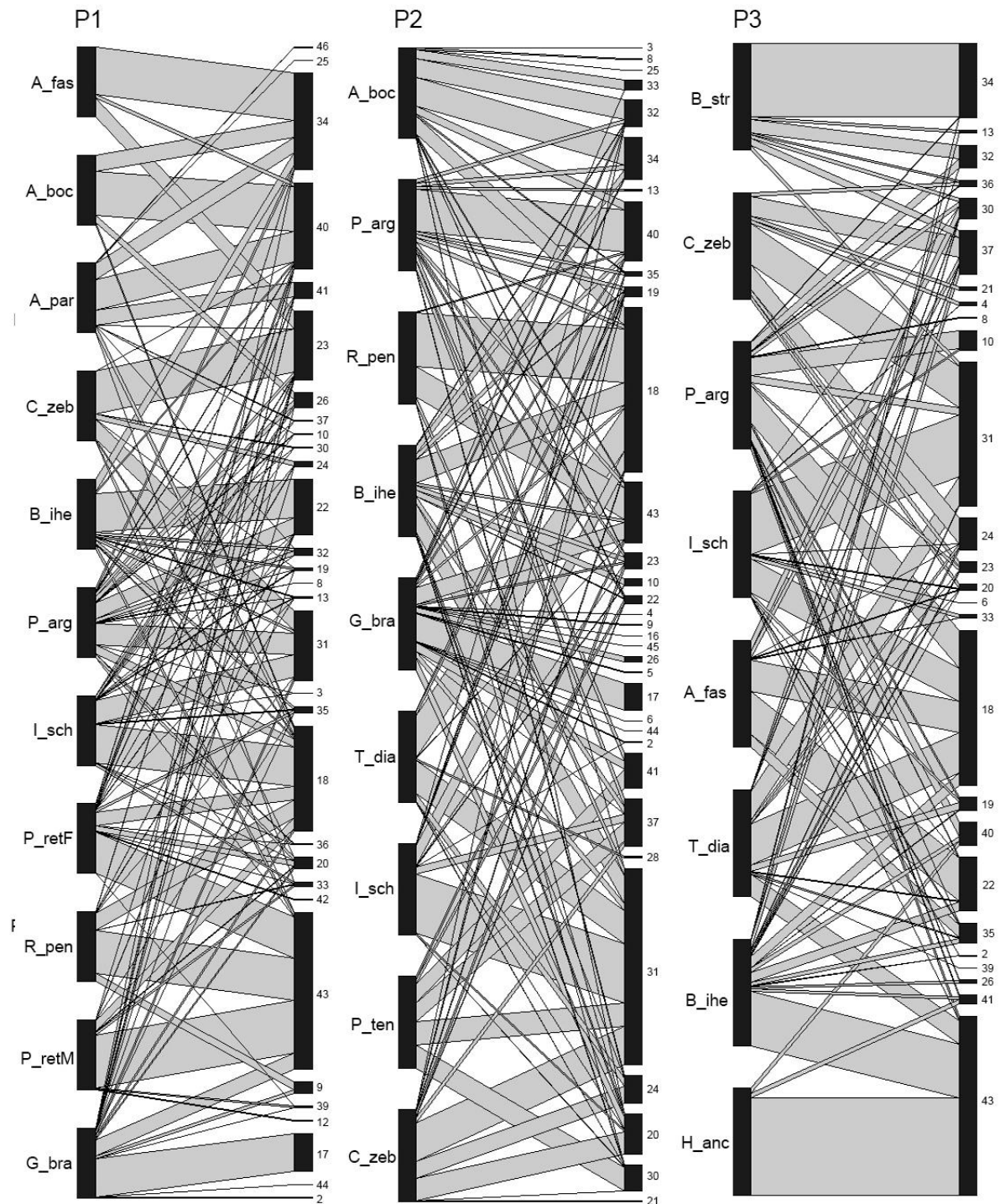


Figura 4: Redes dos pontos P1, P2 e P3 do Ribeirão Taquara.

Fonte: Autoria própria

Legenda: 2 (Acari); 3 (Amphipoda); 4(Cladocera); 5 (Diaphanosoma sp); 6 (Copepoda); 8(Isopoda); 9 (Ostracoda); 10 (Anelidae); 12 (Platelminto); 13 (Nematoda); 16 (Rotifera); 17 (Tecameba); 18 (Diptera larva); 19 (Ceratopogonidae larva); 20 (Chironomidae larva); 21 (Culicidae larva); 22 (Simuliidae larva); 23 (Coleoptera larva); 24 (Ephemeroptera larva); 25 (Hymenoptera larva); 26

(Lepidoptera larva); 28 (Neuroptera larva); 30 (Plecoptera larva); 31 (Trichoptera larva); 32 (Coleoptera adulto); 33 (Diptera adulto); 34 (Hymenoptera adulto); 35 (Diptera pupa); 36 (Hemiptera); 37 (Odonata); 39 (alga); 40 (Vegetais); 41 (Sementes); 42 (Synura); 43 (Detrito/sedimento); 44 (Escama); 45 (Pedaço de Nadadeira); 46 (Ovo).

A Tabela 2 apresenta os resultados das propriedades topológicas das redes e robustez:

Tabela 2 : Resultados das propriedades topológicas das redes

	p1cam	p2cam	p3cam	p1caf	p2caf	p3caf	p1taq	p2taq	p3taq
Modularidade	0,49	0,52	0,61	0,03	0,66	0,66	0,52	0,41	0,50
Conectância	0,49	0,30	0,35	0,86	0,39	0,27	0,36	0,36	0,41
Aninhamento	57,13	50,76	31,47	42,81	48,92	38,53	56,21	49,52	52,07
NODF (CE)	53,40	43,78	38,42	37,99	46,41	35,49	43,56	43,16	47,48
p(CE)	0,33	0,11	0,77	0,30	0,37	0,32	0,00	0,05	0,17
Robustez	0,65	0,64	0,64	0,86	0,66	0,61	0,74	0,69	0,76
Densidade de ligações	2,65	3,33	1,95	2,57	2,15	2,47	3,68	4,71	3,76

Fonte: Autoria própria

O teste t apontou diferenças significativas entre os pontos para modularidade ($t=7,67$; $p<0,01$), conectância ($t=7,15$; $p<0,01$), aninhamento ($t=16,94$; $p<0,01$), robustez ($t=25,83$; $p<0,01$) e densidade de links ($t=10,09$; $p<0,01$). Para o aninhamento, seu teste específico de comparação entre o valor real e o valor gerado a partir das matrizes aleatórias apontou diferenças nos pontos 1 e 2 do ribeirão Taquara, indicando que os valores encontrados de aninhamento nesses pontos são diferentes do esperado ao acaso.

A Tabela 3 apresenta os valores calculados da distância média entre as espécies e o centróide das assembleias (DMC), distância média em relação ao vizinho mais próximo (DMVMP) e desvio padrão da distância média em relação ao vizinho mais próximo (DPDMVMP) para os nove pontos. As três métricas apresentaram $p < 0,01$ no teste t, com respectivos valores de $t=37,94$, $t=10,12$ e $t=5,94$.

Os Ribeirões Cambé e Cafezal tenderam a apresentar assembleia com maiores distâncias do vizinho mais próximo do que o Taquara, o que indica uma composição de espécies mais dissimilares ecomorfologicamente entre si nos riachos

que sofreram mais com impactos relacionados à urbanização. Por outro lado, o Ribeirão Cafezal, com exceção do ponto 3, revelou os menores valores do DPDMVMP, indicando que nesses pontos sob pressão ambiental, as distâncias entre os vizinhos mais próximos foram mais uniformes. Cabe ressaltar que o Ribeirão Taquara apresentou valores menos variáveis do DPDMVMP ao longo do gradiente longitudinal da bacia, demonstrando que a sua assembleia apresentou uma estrutura ecomorfológica mais similar ao longo deste gradiente. Quanto à estimativa hipervolume dos riachos, os valores mais elevados de DMC ao longo do gradiente longitudinal foram verificados no Ribeirão Cambé, o mais urbano dos três analisados, demonstrando que sua assembleia ocupa maior espaço ecomorfológico, com formas de corpo mais diversas entre si.

Tabela 3: Resultados do cálculo de empacotamento ecomorfológico – DMC (hipervolume morfométrico); DMVMP (Distância para o vizinho mais próximo); DPDMVMP (desvio padrão da distância média para o vizinho mais próximo)

Ponto	DMC	DMVMP	DPDMVMP
p1cam	3,86	4,71	2,72
p2cam	4,21	2,39	1,63
p3cam	4,16	4,94	0,98
p1caf	3,35	4,07	0,29
p2caf	3,77	3,91	0,88
p3caf	4,01	3,51	2,46
p1taq	3,42	2,85	1,97
p2taq	3,93	1,93	1,26
p3taq	4,07	2,92	1,69

Fonte: Autoria própria

Por fim, a tabela 4 apresenta os autovalores da Análise de Redundância, que demonstra uma proporção explicada relevante no seu primeiro eixo, correspondendo a aproximadamente 55% de explicação. A RDA apresentou uma inércia de 0.10, a proporção da inércia explicada pelos dados ambientais foi de aproximadamente 70%.

Tabela 4 : Resultados dos autovalores da Análise de redundância

	RDA1	RDA2
Autovalores	0,0576	0,0102
Proporção explicada	0,5554	0,0982

Fonte: Autoria própria

O primeiro eixo da RDA segregou o P1 Cafezal dos demais, revelando-se fortemente associado às áreas impermeáveis na bacia e com maiores valores de DMVMP (Fig. 5). Por outro lado, o eixo 2 da RDA segregou os pontos P3 Cambé, P2 Cafezal, P3 Cafezal e P1 Cambé com maiores áreas de impermeáveis e de solo exposto, enquanto os pontos do Taquara e P2 Cambé apresentaram maior correlação com áreas com cobertura vegetal e explorada pela agricultura/pecuária, além de redes com maiores densidades de interação e aninhamento.

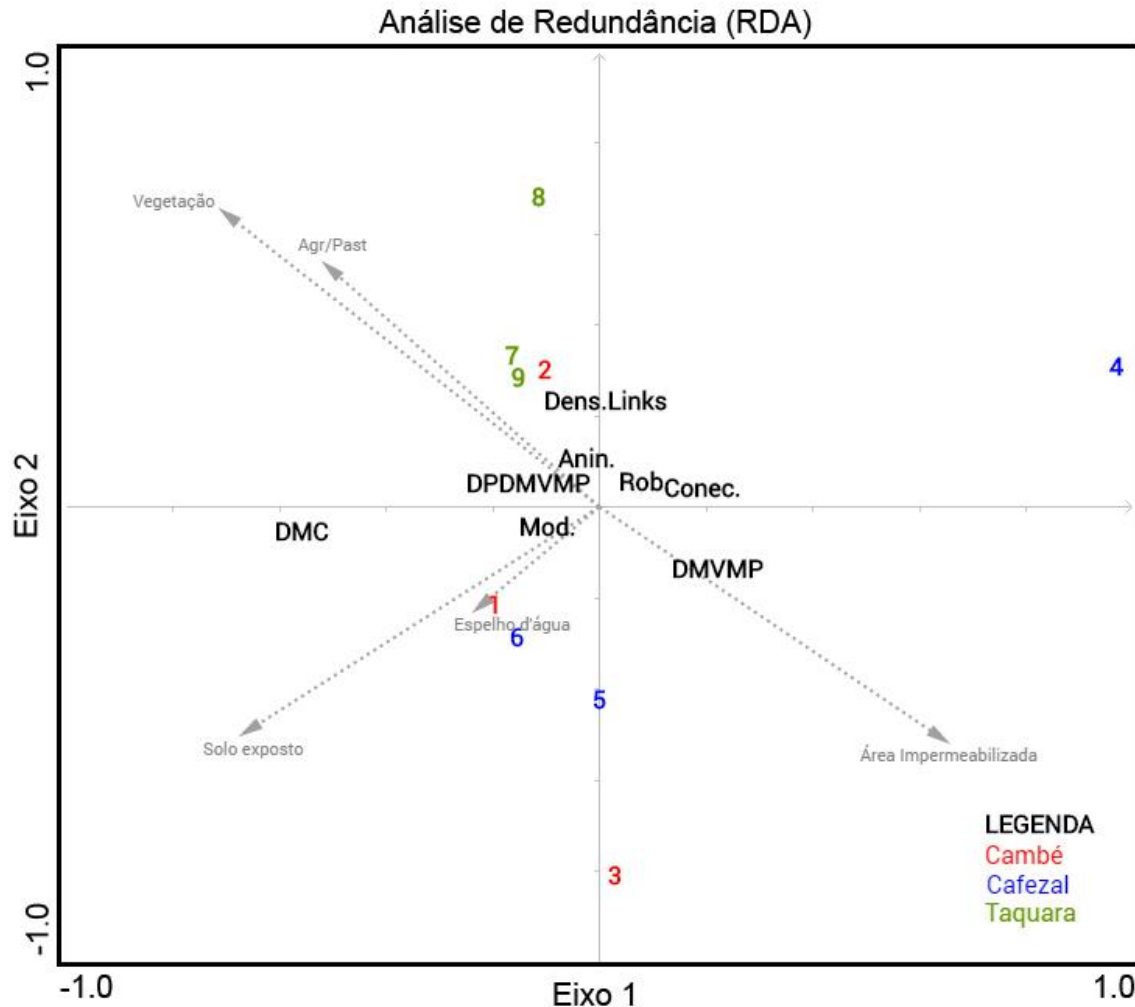


Figura 5: Análise de redundância. Os números representam os pontos amostrais, de 1 a 9, sendo: 1 (P1 Cambé), 2 (P2 Cambé), 3 (P3 Cambé), 4 (P1 Cafezal), 5 (P2 Cafezal), 6 (P3 Cafezal), 7 (P1 Taquara), 8 (P2 Taquara), e 9 (P3 Taquara).

Fonte: Autoria Própria

4 DISCUSSÃO

4.1 Ecologia trófica, Propriedades topológicas das redes e robustez

Os riachos mais protegidos pelas matas ciliares e localizados em regiões menos urbanizadas apresentaram tendência de maior riqueza de recursos alimentares, o que colabora com os resultados encontrados em uma vasta literatura que reforça a importância da vegetação ciliar no fornecimento de recursos alóctones para os ambientes aquáticos (PUSEY e ARTHINGTON, 2003; TEDESCO *et al.*, 2007) bem como na manutenção da diversidade de macroinvertebrados do ecossistema (JYVASJARVI *et al.*, 2014; SUURKUUKKA *et al.*, 2014; TANAKA *et al.*, 2015).

A despeito da conectância entre os riachos terem se revelado significativamente diferentes, os valores foram relativamente próximos, com apenas o P1 Cafezal destoando dos demais. Convém enfatizar que este ponto é colonizado apenas pela espécie *Poecilia reticulata*, invasora com alta taxa reprodutiva (GOMIERO e BRAGA, 2007), elevada plasticidade fenotípica e trófica (RESNICK *et al.*, 1997; TORRES-DOWDALL *et al.*, 2012), cuja ocorrência normalmente está associada a ambientes degradados (CUNICO, AGOSTINHO, LATINI, 2006; BARRILLI *et al.*, 2015), além de demonstrar elevada plasticidade fenotípica e trófica

Além disso, o P1 Cafezal, estritamente urbano, também apresentou maiores valores para a robustez. Schmid-Araya *et al.* (2002) reforçam um elo entre conectância e tamanho da rede e vários estudos discutem a relação direta entre conectância e robustez (DUNNE; WILLIAMS; MARTINEZ, 2002a; ESTRADA, 2007; GILBERT, 2009) sugerindo que uma comunidade altamente conectada tende a ser mais robusta, visto que esta alta conectividade implica nas espécies se conectarem a diversos recursos alimentares, diminuindo a dependência de um específico e aumentando a chance de evitar extinções secundárias caso ocorra a supressão de algum recurso em uma determinada situação de *stress* ambiental.

Dessa forma, com a devida ressalva já exposta pelo P1 Cafezal, e somado ao entendimento de Dunne, Williams e Martinez (2002a) de que a robustez pode ser entendida como uma métrica que reflete a estabilidade de uma comunidade, os pontos inseridos no meio rural (Ribeirão Taquara) se apresentaram mais robustos e,

portanto, mais propensos a estabilidade. Além disso, no que se refere a densidade de ligações se percebe que as relações consumidor-recurso deste Ribeirão apresentaram maior força de interação em razão da maior quantidade de recursos alimentares disponíveis.

Uma das razões para os pontos do Ribeirão Taquara apresentarem esta tendência de maior densidade de ligações se deve a maior participação dos itens Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (EPT) na dieta dos peixes. Diversos estudos consideram o EPT como indicadores de boa qualidade ambiental (HURYN *et al.*, 2002; LENAT e CRAWFORD, 1994; STEUER, 2010) revelando que em ambientes urbanos sua abundância é drasticamente reduzida.

No que se refere à modularidade, não foi possível compreender diferentes respostas como esperado na hipótese original. Garay-Narváez *et al.* (2014) salientam que em sistemas ecológicos co-ocorrem uma diversidade de distúrbios, o que obviamente dificulta a compreensão sobre seus efeitos relativos e o estabelecimento de um padrão consistente. Os mesmos autores reforçam que muito pouco é conhecido acerca da relação entre estrutura e dinâmica de redes tróficas quando expostas à poluição, que tende a afetar diversos indivíduos ao mesmo tempo e de forma distinta. Dessa maneira, é necessário um aprofundamento das bases teóricas para que essa métrica possa ser efetivamente utilizada como ferramenta de avaliação ambiental.

Já em relação ao aninhamento, apenas pontos do Ribeirão Taquara (P1 e P2) apresentaram-se significativamente mais aninhados do que o esperado ao acaso. Alguns estudos defendem a ideia de que a estrutura aninhada contribui para minimizar o efeito da competição e tende a aumentar o número de espécies que coexistem (cabe ressaltar que os dois pontos aninhados são exatamente os mais ricos em espécies e recursos alimentares), além de tornar a comunidade mais robusta para enfrentar eventuais extinções ou perda de habitat (BASTOLLA *et al.*, 2009; FORTUNA e BASCOMPTE, 2006). O fato do aninhamento na maioria dos pontos não ter se revelado diferente daquele detectado ao acaso, pode estar relacionado com a elevada estocasticidade típica de trechos superiores de bacias, principalmente naqueles inseridos em áreas urbanas impermeáveis e que carregam os mais diversos efluentes urbanos que se acumulam nas vias públicas ou são lançados nos dutos de água pluvial.

Kondoh, Kato e Sakato (2010) avaliaram possíveis mecanismos que contribuem para aninhar uma estrutura de redes, e pode-se sucintamente citar a questão da seletividade alimentar, que pressupõe que os consumidores adaptados para explorar um determinado tipo de recurso, utilizam todos os recursos acima do nível de qualidade que ele se adaptou. Nesse contexto, considerando que as diferentes espécies apresentam diferentes níveis de seletividade, nas quais as menos seletivas se caracterizam pelo perfil de generalistas, e as mais seletivas, as especialistas, tendem a se alimentar de algum sub-grupo de recursos também consumidos pelas generalistas, esse padrão de exploração de recursos tende ao aninhamento. Soma-se a isso, fatores morfológicos, que facilitam a exploração de determinados recursos e restringem o acesso a outros. Dessa forma, pode-se supor que ambientes mais íntegros, ou mais estruturados, tendem a apresentar um padrão de distribuição mais aninhado na relação consumidor-recurso.

4.2 Empacotamento ecomorfológico e associação com propriedades da rede e da paisagem

O Ribeirão Cambé apresentou a maior média de hipervolume morfométrico (DMC). Maiores valores de DMC sugerem a ocupação de maiores espaços ecomorfológicos multivariados, o que pode estar relacionado a maior diversidade de formas do corpo e nichos ecológicos explorados por tais assembleias (RICKLEFS e MILES, 1994). Por outro lado, os pontos desse ribeirão apresentaram a maior média de distância para o vizinho mais próximo (DMVMP). Winemiller (1991) sustenta que é necessária uma sintonia entre o aumento de DMC e a redução da DMVMP para que possa expressar, de fato, a maior diversidade de nichos. Caso não ocorra essa relação, há uma tendência de redução da redundância funcional, onde as espécies apresentam-se hiperdispersas no espaço ecomorfológico.

Os pontos dotados de maior riqueza de espécies apresentaram os menores valores de DMVMP. Watson e Balon (1984) encontraram resultados similares e sugeriram maior grau de especialização nessas espécies quanto a aspectos relativos à complexidade de hábitos de vida.

Houve clara associação entre a distância para o vizinho mais próximo e área impermeabilizada das bacias. Dessa forma, detectou-se uma tendência dos riachos urbanos apresentarem aumento na distância para o vizinho mais próximo, sugerindo menor empacotamento do espaço ecomorfológico e, por consequência, redução na redundância funcional, indicando que as espécies destas assembleias possuem características funcionais distintas, o que pode ter sido resultado de um processo de extinção das especialistas que exploravam recursos específicos.

Laliberté *et al.* (2010) verificaram que a intensificação do uso do solo geralmente está associada à diminuição na redundância funcional. Os autores também observaram que houve redução da diversidade de respostas dentro dos grupos compostos por espécies com funções ecossistêmicas similares, e apontaram que este fato contribui para a redução na capacidade de resiliência destes ecossistemas frente a futuros impactos. Cabe lembrar a discussão acerca da robustez, quando os pontos do Ribeirão Taquara apresentaram-se como os mais robustos, pois aparentemente nesta bacia os efeitos da diminuição da redundância funcional foram menores.

Inward *et al.* (2011) encontraram evidências similares de que assembleias expostas às maiores intervenções antrópicas foram progressivamente empobrecidas, e o conjunto das espécies remanescentes era composto por espécies morfológicamente distantes entre si, algo bem similar ao que ocorreu nos pontos urbanos. Pagotto (2014), ao pesquisar o empacotamento ecomorfológico de assembleias de peixes em riachos urbanos e rurais, concluiu que os riachos rurais foram os detentores do maior número de espécies com planos corporais similares (baixo DMVMP), resultado análogo ao encontrado neste estudo a respeito do Ribeirão Taquara.

Devictor, Julliard e Jiguet (2008) encontraram nítida tendência de ambientes mais íntegros apresentarem maior número de especialistas em detrimento às generalistas. Scheiner (2002) também associou a presença de espécies especialistas a ambientes mais estáveis. Clavel, Julliard e Devictor (2010) apontaram que de fato há declínio no número de especialistas no mundo todo, e que essa redução está contribuindo para uma homogeneização funcional e propõem, inclusive, que essa comparação (entre generalistas e especialistas) se torne uma ferramenta para avaliar distúrbios em uma comunidade. Os mesmos autores, corroborados por Brouat *et al.* 2004, justificam que enquanto as espécies

generalistas se utilizam da diversidade de habitats e estratégias de vida, as espécies especialistas tendem a apresentar menor amplitude de nicho, sendo então mais dependente de alguns recursos, e na ausência destes, podem sucumbir.

Cabe destacar que algumas espécies, como *Trichomycterus diabolus*, *Characidium aff. zebra*, *Piabina argentea*, *Bryconamericus stramineus* e *Bryconamericus aff. iheringi* foram encontradas apenas no Ribeirão Taquara, sendo a maioria delas dependentes de itens alimentares, como os EPT, escassos nos demais ambientes. Esse padrão apresentado no Ribeirão Taquara, pode ter contribuído para que suas assembleias se apresentassem mais estruturadas, o que se refletiu nos resultados das propriedades topológicas das redes, especialmente o aninhamento.

Neste sentido, os resultados sobre o desvio padrão médio da distância para o vizinho mais próximo (DPDMVMP) contribuem para o debate sobre uma provável redução na redundância funcional dos ambientes urbanos tendo em vista que desenha-se uma tendência destes riachos menos ricos em espécies apresentarem menor valor de DPDMVMP, sugerindo que pode ter havido extinção de espécies intermediárias, com algum grau de especialização, e que as remanescentes ocupam nichos distintos, mas que o espaçamento entre elas é uniforme. Os ambientes mais ricos, apresentaram maiores DPDMVMP, contrariando os resultados obtidos por Montaña e Winemiller (2010) e Pagotto (2014), os quais encontraram resultados distintos do presente trabalho, já que observaram uma relação negativa entre diversidade taxonômica e DPDMVMP.

A ausência de uniformidade nos ambientes mais ricos pode estar relacionada ao fato de co-ocorrerem espécies muito próximas morfologicamente (como *Piabina argentea* e *Bryconamericus iheringi* no Ribeirão Taquara) com espécies bem mais distantes (*Hypostomus ancistroides*, por exemplo), e entre eles, haver recursos que podem eventualmente ter sido explorados outrora por alguma espécie já extinta. Enquanto isso, nos ambientes urbanos o padrão de espaços de nicho não explorados é maior, e há uma regularidade no espaçamento entre as espécies.

Posto isso, recomenda-se cautela nas inferências acerca de diversidade funcional, principalmente em ambientes muito dinâmicos e variáveis como os riachos, e reforça-se, mediante as considerações de Vitule *et al*, (2017), que há pobreza de informações no que se refere a um pleno entendimento do nicho das

espécies, especialmente as tropicais, principalmente em questões fisiológicas, de tolerância à poluição e ecológicas (hábitos, estratégias reprodutivas, por exemplo).

5 CONCLUSÃO

Conclui-se que há uma tendência de simplificação dos ambientes urbanos, dotados na maioria das vezes de menor riqueza de espécies e de recursos alimentares, bem como muitas vezes dominados por espécies com hábitos generalistas, distantes morfologicamente umas das outras, devido à diminuição na redundância funcional.

A bacia periurbana apresentou-se como a mais heterogênea ao longo de seu gradiente longitudinal. Já a bacia inserida no meio rural apresentou indicadores que de modo consistente revelaram maior complexidade e integridade ambiental (maior proximidade ecomorfológica entre suas espécies revelando uma tendência de especialização, maiores médias de robustez e densidade de ligações, índices de riqueza e diversidade de recursos alimentares, incluindo recursos normalmente associados a ambientes com baixo grau de impactos, tais como os Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera), permitindo inferir que estes ambientes tendem a sofrer impactos de menor magnitude em comparação aos urbanos.

Portanto, a hipótese de que as redes tróficas de riachos expostos a diferentes níveis de urbanização respondem diferentemente a seus respectivos impactos foi aceita, tendo em vista que as bacias urbanas apresentaram alterações mais proeminentes nas estruturas das suas redes do que as rurais. Soma-se a isso a importante contribuição das ferramentas ecomorfológicas para a consolidação no entendimento acerca do padrão de organização das assembleias presentes, possibilitando interessantes inferências acerca dos padrões de nicho e partição de recursos.

REFERÊNCIAS

ALLESINA, S.; BODINI, A.; PASCUAL, M. Functional links and robustness in food webs. **Philosophical Transactions of the Royal Society of London B: Biological Sciences**, v. 364, n. 1524, p. 1701-1709, 2009.

ALMEIDA-NETO, M. *et al.* A consistent metric for nestedness analysis in ecological systems: reconciling concept and measurement. **Oikos**, v. 117, n. 8, p. 1227-1239, 2008.

BARRILLI, G. H.C. *et al.* Influence of environmental quality of the tributaries of the Monjolinho River on the relative condition factor (Kn) of the local ichthyofauna. **Biota Neotropica**, v. 15, n. 1, 2015.

BASTOLLA, U. *et al.* The architecture of mutualistic networks minimizes competition and increases biodiversity. **Nature**, v. 458, n. 7241, p. 1018-1020, 2009.

BELLAY, S. **Estrutura e robustez de redes interação parasito-hospedeiro peixe**. 2013. 75f. Tese (Programa de Pós Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais) – Universidade Estadual de Maringá, Maringá.

BELLAY, S. *et al.* Ectoparasites and endoparasites of fish form networks with different structures. **Parasitology**, v. 142, n. 07, p. 901-909, 2015.

BERESWILL, R. *et al.* Entry and toxicity of organic pesticides and copper in vineyard streams: erosion rills jeopardise the efficiency of riparian buffer strips. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 146, n. 1, p. 81-92, 2012.

BERNHARDT, E. S. *et al.* Restoring rivers one reach at a time: results from a survey of US river restoration practitioners. **Restoration Ecology**, v. 15, n. 3, p. 482-493, 2007.

BERSIER, L.F.; BANAŠEK-RICHTER, C.; CATTIN, M.F. Quantitative descriptors of food-web matrices. **Ecology**, v. 83, n. 9, p. 2394-2407, 2002.

BROUAT, C. *et al.* Specialization and habitat: spatial and environmental effects on abundance and genetic diversity of forest generalist and specialist Carabus species. **Molecular Ecology**, v. 13, n. 7, p. 1815-1826, 2004.

BURGOS, E. et al. Why nestedness in mutualistic networks? **Journal of theoretical biology**, v. 249, n. 2, p. 307-313, 2007.

BUTCHART, S.H.M. *et al.* Global biodiversity: indicators of recent declines. **Science**, v. 328, n. 5982, p. 1164-1168, 2010.

CADWALLADER, P. L. The food of the New Zealand common river galaxias, *Galaxias vulgaris* Stokell (Pisces: Salmoniformes). **Marine and Freshwater Research**, v. 26, n. 1, p. 15-30, 1975.

CARDINALE, B. J. *et al.* Biodiversity loss and its impact on humanity. **Nature**, v. 486, n. 7401, p. 59-67, 2012.

CASATTI, L. Ichthyofauna of two streams (silted and reference) in the upper Paraná river basin, southeastern Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 64, n. 4, p. 757-765, 2004.

CLAVEL, J.; JULLIARD, R.; DEVICTOR, V. Worldwide decline of specialist species: toward a global functional homogenization?. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 9, n. 4, p. 222-228, 2011.

COCHRAN-BIEDERMAN, J L.; WINEMILLER, K. O. Relationships among habitat, ecomorphology and diets of cichlids in the Bladen River, Belize. **Environmental Biology of Fishes**, v. 88, n. 2, p. 143-152, 2010.

CROFT, D.P; BOTHAM, M.S.; KRAUSE, J. Is sexual segregation in the guppy, *Poecilia reticulata*, consistent with the predation risk hypothesis? **Environmental Biology of Fishes**, v. 71, n. 2, p. 127-133, 2004.

CUNICO, A. M.; AGOSTINHO, A. A.; LATINI, J. D. Influência da urbanização sobre as assembléias de peixes em três córregos de Maringá, Paraná. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 23, n. 4, p. 1101-1110, 2006.

CUNICO, A. M.; GUBIANI, E. A. Effects of land use on sediment composition in low-order tropical streams. **Urban Ecosystems**, p. 1-9, 2016.

DEVICTOR, V.; JULLIARD, R.; JIGUET, F. Distribution of specialist and generalist species along spatial gradients of habitat disturbance and fragmentation. **Oikos**, v. 117, n. 4, p. 507-514, 2008.

DI GIULIO, M.; HOLDEREGGER, R.; TOBIAS, S. Effects of habitat and landscape fragmentation on humans and biodiversity in densely populated landscapes. **Journal of environmental management**, v. 90, n. 10, p. 2959-2968, 2009.

DORMANN, C. F.; STRAUSS, R. A method for detecting modules in quantitative bipartite networks. **Methods in Ecology and Evolution**, v. 5, n. 1, p. 90-98, 2014.

DORMANN, C.F. *et al.* Indices, graphs and null models: analyzing bipartite ecological networks. **The Open Ecology Journal**, v 2, p.7-24, 2009.

DUNNE, J. A.; WILLIAMS, R. J.; MARTINEZ, N. D. Network structure and biodiversity loss in food webs: robustness increases with connectance. **Ecology letters**, v. 5, n. 4, p. 558-567, 2002b.

DUNNE, J. A.; WILLIAMS, R.J.; MARTINEZ, N. D. Food-web structure and network theory: the role of connectance and size. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 99, n. 20, p. 12917-12922, 2002a.

ESTRADA, E. Food webs robustness to biodiversity loss: The roles of connectance, expansibility and degree distribution. **Journal of theoretical biology**, v. 244, n. 2, p. 296-307, 2007.

FOLEY, J. A. *et al.* Solutions for a cultivated planet. **Nature**, v. 478, n. 7369, p. 337-342, 2011.

FORTUNA, M. A.; BASCOMPTE, J. Habitat loss and the structure of plant–animal mutualistic networks. **Ecology Letters**, v. 9, n. 3, p. 281-286, 2006.

GARAY-NARVÁEZ, L. *et al.* Food web modularity and biodiversity promote species persistence in polluted environments. **Oikos**, v. 123, n. 5, p. 583-588, 2014.

GARLAND JR, T. Phylogenetic analyses of lizard endurance capacity in relation to body size and body temperature. In: Vitt, L. J.; Pianka, E.R (Eds). **Lizard ecology: historical and experimental perspectives**, p. 237-259, 1994.

GATZ JR, A. J. Ecological morphology of freshwater stream fishes. **Tulane studies in zoology and botany**, v. 21, n. 2, p. 91-124, 1979.

- GILBERT, A. J. Connectance indicates the robustness of food webs when subjected to species loss. **Ecological Indicators**, v. 9, n. 1, p. 72-80, 2009.
- GOMIERO, L. M.; BRAGA, F. M.S. Reproduction of a fish assemblage in the state of São Paulo, southeastern Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 67, n. 2, p. 283-292, 2007.
- GOTELLI, N.; ELISSON, A. **Princípios de estatística em ecologia**. Artmed, 2011. 528p.
- GRAÇA, W. J.; PAVANELLI, C. S. **Peixes da planície de inundação do Alto Rio Paraná e áreas adjacentes**. Maringá: EDUEM, 2007, 241p.
- GREEN, J. L. *et al.* Complexity in ecology and conservation: mathematical, statistical, and computational challenges. **BioScience**, v. 55, n. 6, p. 501-510, 2005.
- GUIMARÃES JR, P. R.; GUIMARAES, P. Improving the analyses of nestedness for large sets of matrices. **Environmental Modelling & Software**, v. 21, n. 10, p. 1512-1513, 2006.
- GUIMERA, R.; AMARAL, L. A. N. Functional cartography of complex metabolic networks. **Nature**, v. 433, n. 7028, p. 895-900, 2005.
- HOOPER, D. U. *et al.* A global synthesis reveals biodiversity loss as a major driver of ecosystem change. **Nature**, v. 486, n. 7401, p. 105-108, 2012.
- HURYN, A. D. *et al.* Catchment land-use, macroinvertebrates and detritus processing in headwater streams: taxonomic richness versus function. **Freshwater Biology**, v. 47, n. 3, p. 401-415, 2002.
- HYSLOP, E. J. Stomach contents analysis—a review of methods and their application. **Journal of fish biology**, v. 17, n. 4, p. 411-429, 1980.
- INWARD, D. J.G. *et al.* Local and regional ecological morphology of dung beetle assemblages across four biogeographic regions. **Journal of Biogeography**, v. 38, n. 9, p. 1668-1682, 2011.
- JACKSON, D. A. Stopping rules in principal components analysis: a comparison of heuristical and statistical approaches. **Ecology**, v. 74, n. 8, p. 2204-2214, 1993.

JYVASJARVI, J. *et al.* Does the taxonomic completeness of headwater stream assemblages reflect the conservation status of the riparian forest? **Forest Ecology and Management**, v. 334, p. 293-300, 2014.

KONDOH, M.; KATO, S.; SAKATO, Y. Food webs are built up with nested subwebs. **Ecology**, v. 91, n. 11, p. 3123-3130, 2010.

KRASNOV, B. R. *et al.* Phylogenetic signal in module composition and species connectivity in compartmentalized host-parasite networks. **The American Naturalist**, v. 179, n. 4, p. 501-511, 2012.

LALIBERTE, E. *et al.* Land-use intensification reduces functional redundancy and response diversity in plant communities. **Ecology letters**, v. 13, n. 1, p. 76-86, 2010.

LENAT, D. R.; CRAWFORD, J. K. Effects of land use on water quality and aquatic biota of three North Carolina Piedmont streams. **Hydrobiologia**, v. 294, n. 3, p. 185-199, 1994.

LIMA, D. P. *et al.* Patterns of interactions of a large fish–parasite network in a tropical floodplain. **Journal of Animal Ecology**, v. 81, n. 4, p. 905-913, 2012.

MARCUCCI, C.R. **Estrutura das assembleias de peixes de riachos sob diferentes graus de urbanização na região de Londrina-PR. 2016. 47f. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado em Engenharia Ambiental) – Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Londrina.**

MCCARTHY, D. P. *et al.* Financial costs of meeting global biodiversity conservation targets: current spending and unmet needs. **Science**, v. 338, n. 6109, p. 946-949, 2012.

MCCUNE, B.; MEFFORD, M. J. **PC-ORD: multivariate analysis of ecological data; Version 4.1 for Windows;[User's Guide]**. Oregon, MjM software design, 1999.

MELLO, M. A. R. *et al.* Keystone species in seed dispersal networks are mainly determined by dietary specialization. **Oikos**, v. 124, n. 8, p. 1031-1039, 2015.

MONTAÑA, C. G.; WINEMILLER, K. O. Local-scale habitat influences morphological diversity of species assemblages of cichlid fishes in a tropical floodplain river. **Ecology of Freshwater Fish**, v. 19, n. 2, p. 216-227, 2010.

- MONTOYA, D.; YALLOP, M. L.; MEMMOTT, J. Functional group diversity increases with modularity in complex food webs. **Nature Communications**, v. 6, 2015.
- MORRIËN, E. *et al.* Soil networks become more connected and take up more carbon as nature restoration progresses. **Nature Communications**, v. 8, 2017.
- MULLANEY JR., M. D.; GALE, L D. Ecomorphological relationships in ontogeny: anatomy and diet in gag, *Myct eroperca microlepis* (Pisces: Serranidae). **Copeia**, p. 167-180, 1996.
- NEUTEL, A; THORNE, M. A.S. Linking saturation, stability and sustainability in food webs with observed equilibrium structure. **Theoretical Ecology**, v. 9, n. 1, p. 73-81, 2016.
- NORTON, S. F. A functional approach to ecomorphological patterns of feeding in cottid fishes. **Environmental Biology of Fishes**, v. 44, n. 1-3, p. 61-78, 1995.
- OKSANEN, F. G.B.*et al.* **Vegan: Community Ecology Package**. R package version 2.4-2. <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>. 2017
- OLIVEIRA, E. F. *et al.* Ecomorphological patterns of the fish assemblage in a tropical floodplain: effects of trophic, spatial and phylogenetic structures. **Neotropical Ichthyology**, v. 8, n. 3, p. 569-586, 2010.
- ORLINSKIY, P. *et al.* Forested headwaters mitigate pesticide effects on macroinvertebrate communities in streams: mechanisms and quantification. **Science of the Total Environment**, v. 524, p. 115-123, 2015.
- OYAKAWA, O. T., *et al.* **Peixes de riachos da mata atlântica**. São Paulo: Editora Neotrópica, 2006, 201p.
- PAGOTTO, J.P.A. **Padrões ecomorfológicos de assembleias de peixes em córregos da bacia do rio Pirapó, região norte do Paraná**. 2014. 85f. Tese (Programa de Pós Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais) – Universidade Estadual de Maringá, Maringá.
- PERES-NETO, P.R. Alguns métodos e estudos em ecomorfologia de peixes em riachos. In: CARAMASCHI, E.P.; MAZZONI, R; PERES-NETO, P.R. (Eds). **Ecologia de peixes de riachos**. Série Oecologia Brasiliensis, PPGE-UFRJ, Rio de Janeiro, Brasil, 1999.

PIMM, S.L. **Food Webs**. Chapman e Hall, London, 1982, 219p.

PINKAS, L., *et al.* Food habits of albacore, bluefin tuna, and bonito in California waters. *California Fish and Game*, v.152, p.1-105, 1971.

PIYAPONG, C. *et al.* Sex matters: a social context to boldness in guppies (*Poecilia reticulata*). **Behavioral Ecology**, v. 21, n. 1, p. 3-8, 2010.

PUSEY, B. J.; ARTHINGTON, A. H. Importance of the riparian zone to the conservation and management of freshwater fish: a review. **Marine and Freshwater Research**, v. 54, n. 1, p. 1-16, 2003.

R CORE TEAM (2016). **R: A language and environment for statistical computing**. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.

REIS, R. E. *et al.* Fish biodiversity and conservation in South America. **Journal of fish biology**, v. 89, n. 1, p. 12-47, 2016.

REZNICK, D. N. *et al.* Evaluation of the rate of evolution in natural populations of guppies (*Poecilia reticulata*). **Science**, v. 275, n. 5308, p. 1934-1937, 1997.

RICKLEFS, R. E. Species richness and morphological diversity of passerine birds. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 109, n. 36, p. 14482-14487, 2012.

RICKLEFS, R. E.; MILES, D. B. Ecological and evolutionary inferences from morphology: an ecological perspective. p. 13-41. In: WAINWRIGHT, P.C; REILLY, S.M. (Eds). **Ecological morphology: integrative organismal biology**. University of Chicago Press, Chicago, v. 101, 1994.

SARMENTO, R. *et al.* Partitioning of seed dispersal services between birds and bats in a fragment of the Brazilian Atlantic Forest. **Zoologia**, v. 31, n. 3, p. 245-255, 2014.

SCHEINER, S. M. Selection experiments and the study of phenotypic plasticity. **Journal of Evolutionary Biology**, v. 15, n. 6, p. 889-898, 2002.

SCHMID-ARAYA, J. M. *et al.* Connectance in stream food webs. **Journal of Animal Ecology**, v. 71, n. 6, p. 1056-1062, 2002.

SELLMAN, S.; SÄTERBERG, T.; EBENMAN, B. Pattern of functional extinctions in ecological networks with a variety of interaction types. **Theoretical Ecology**, v. 9, n. 1, p. 83-94, 2016.

SOLIS, M.F. et al. Geometric morphometric analysis on sexual dimorphism of guppy *Poecilia reticulata* in Lake Sebu, South Cotabato, Philippines. **Research Journal of Animal, Veterinary and Fishery Sciences**, v.3, n.1, p. 1-9, 2015.

STEUER, J. J. A generalized watershed disturbance-invertebrate relation applicable in a range of environmental settings across the continental United States. **Urban ecosystems**, v. 13, n. 4, p. 415-424, 2010.

SUURKUUKKA, H. *et al.* Woodland key habitats and stream biodiversity: Does small-scale terrestrial conservation enhance the protection of stream biota? **Biological Conservation**, v. 170, p. 10-19, 2014.

TANAKA, M. O. *et al.* Abrupt change of a stream ecosystem function along a sugarcane-forest transition: Integrating riparian and in-stream characteristics. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 207, p. 171-177, 2015.

TEDESCO, P. A. et al. Local-scale species–energy relationships in fish assemblages of some forested streams of the Bolivian Amazon. **Comptes rendus biologies**, v. 330, n. 3, p. 255-264, 2007.

TORRES-DOWDALL, J. *et al.* Local adaptation and the evolution of phenotypic plasticity in Trinidadian guppies (*Poecilia reticulata*). **Evolution**, v. 66, n. 11, p. 3432-3443, 2012.

ULRICH, W.; ALMEIDA-NETO, M. On the meanings of nestedness: back to the basics. **Ecography**, v. 35, n. 10, p. 865-871, 2012.

VÁZQUEZ, D. P. *et al.* Species abundance and the distribution of specialization in host–parasite interaction networks. **Journal of Animal Ecology**, v. 74, n. 5, p. 946-955, 2005.

VIEIRA, C. E. D. *et al.* Multiple biomarker responses in *Prochilodus lineatus* subjected to short-term in situ exposure to streams from agricultural areas in Southern Brazil. **Science of the Total Environment**, v. 542, p. 44-56, 2016.

VIOLIN, C. R. *et al.* Effects of urbanization and urban stream restoration on the physical and biological structure of stream ecosystems. **Ecological Applications**, v. 21, n. 6, p. 1932-1949, 2011.

VITULE, J.R.S *et al.* We need better understanding about functional diversity and vulnerability of tropical freshwater fishes. **Biodiversity and Conservation**, p. 757-762, 2017.

WATSON, D. J.; BALON, E. K. Ecomorphological analysis of fish taxocenes in rainforest streams of northern Borneo. **Journal of Fish Biology**, v. 25, n. 3, p. 371-384, 1984.

WINEMILLER, K. O. Ecomorphological diversification in lowland freshwater fish assemblages from five biotic regions. **Ecological Monographs**, v. 61, n. 4, p. 343-365, 1991.

WOODWARD, G. *et al.* Continental-scale effects of nutrient pollution on stream ecosystem functioning. **Science**, v. 336, n. 6087, p. 1438-1440, 2012.

ZAVALA-CAMIN, Luis Alberto. **Introdução aos estudos sobre alimentação natural em peixes**. Eduem, Maringá. 1996.

APÊNDICE

Tabela 5: Caracterização geral dos pontos estudados, a partir de dados físicos, químicos, hidrodinâmicos e de paisagem

	Cambé			Cafezal			Taquara		
	P1	P2	P3	P1	P2	P3	P1	P2	P3
Hidrodinâmicos ¹									
Largura (m)	1.39±0.38	1.53±0.32	1.75±0.32	3.03±1.10	2.90±0.69	6.81±0.64	3.05±0.57	2.78±0.21	4.51±0.60
Profundidade (cm)	12.97±4.40	9.41±4.07	22.89±9.06	19.04±7.04	27.48±24.69	30.86±8.13	19.00±8.70	32.11±11.98	56.22±18.52
Velocidade (m/s)	0.17±0.09	0.15±0.10	0.18±0.09	0.05±0.03	0.28±0.15	0.49±0.15	0.40±0.20	0.38±0.17	0.18±0.10
Vazão (m ³ /s)	0.031±0.02	0.019±0.02	0.064±0.04	0.021±0.01	0.201±0.15	1.038±0.24	0.225±0.10	0.349±0.22	0.450±0.25
Físicos e Químicos²									
Turbidez (UNT)	15.58±6.16	14.41±8.66	8.02±7.73	3.35±3.30	71.69±79.92	38.08±27.71	17.35±9.76	15.29±11.94	27.79±27.92
Condutividade elétrica (µS/cm)	116.25±40.24	101.25±16.31	111.75±10.78	112.50±33.97	92.00±15.71	79.25±7.69	58.50±9.41	73.63±13.26	75.38±14.12
Oxigênio dissolvido (mg/l)	6.83±2.36	7.71±1.35	7.01±2.14	7.13±1.39	6.87±2.37	7.80±1.24	8.39±1.30	8.48±1.24	7.27±2.18
pH	7.46±0.74	8.06±0.71	8.25±1.53	7.34±1.23	7.62±0.92	7.92±1.36	8.44±0.75	8.08±0.58	8.30±0.62
Paisagem³									
Vegetação densa (%)	12.43	16.64	15.23	3.27	12.52	17.19	27.7	31.09	29.81
Agricultura/Pasto (%)	6.37	15.92	15.25	6.86	39.17	50.44	64.78	59.84	61.22
Solo exposto (%)	10.11	5.93	5.54	0.99	13.37	7.98	4.63	7.6	7.93
Área impermeabilizada (%)	71.09	59.02	62.28	88.88	34.93	23.83	2.46	1.26	0.88
Espelho d'água (%)	0	2.49	1.71	0	0	0.56	0.42	0.22	0.15
Área (km ²)	0.79	1.73	2.53	1.07	4.41	20.95	5.92	11.55	16.57

Fonte: ¹ Dados não publicados levantados pela equipe do Laboratório de Ecologia Teórica e Aplicada (LETA) da UTFPR-Londrina, obtidos a partir da média de três medições realizadas em dez/2013, mar/2014 e jun/2014; ² Dados não publicados e medidos trimestralmente in loco nos anos de 2013 e 2014 pela equipe do LETA nos dias de coleta da ictiofauna; ³ MARCUCCI (2016).

Tabela 6: Abundância das espécies analisadas

	P1	P2	P3	P1	P2	P3	P1	P2	P3	
	CAM	CAM	CAM	CAF	CAF	CAF	TAQ	TAQ	TAQ	TOTAL
Characiformes										
<i>Astyanax aff fasciatus</i>	0	3	0	0	0	0	3	0	4	10
<i>Astyanax aff. paranae</i>	27	0	0	0	13	0	17	0	0	57
<i>Astyanax altiparanae</i>	0	8	0	0	0	0	0	0	0	8
<i>Astyanax bockmanni</i>	6	0	3	0	0	0	5	20	0	34
<i>Bryconamericus aff. iheringi</i>	0	0	0	0	0	0	4	12	10	26
<i>Bryconamericus stramineus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	4	4
<i>Hyphessobrycon anisitsi</i>	0	5	0	0	0	0	0	0	0	5
<i>Piabina argentea</i>	0	0	0	0	0	0	20	4	12	36
<i>Characidium aff. zebra</i>	0	0	0	0	0	0	11	16	4	31
Cyprinodontiformes										
<i>Poecilia reticulata</i> - (macho)	0	16	4	46	33	15	15	0	0	129
<i>Poecilia reticulata</i> - (fêmea)	4	29	7	54	49	0	13	0	0	156
Gymnotiformes										
<i>Gymnotus inaequilabiatus</i>	0	7	8	0	0	3	0	0	0	18
Perciformes										
<i>Geophagus brasiliensis</i>	16	16	0	0	0	0	9	7	0	48
Siluriformes										
<i>Hypostomus ancistroides</i>	0	12	8	0	0	10	0	0	3	33
<i>Phenacorhamdia tenebrosa</i>	0	0	0	0	0	0	0	3	0	3
<i>Rhamdia quelen</i>	0	0	0	0	3	8	0	0	0	11
<i>Rineloricaria pentamaculata</i>	0	0	0	0	0	0	12	8	0	20
<i>Trichomycterus diabolus</i>	0	0	0	0	0	0	0	8	20	28
<i>Trichomycterus sp.</i>	0	0	0	0	0	3	0	0	0	3
<i>Imparfinis schubarti</i>	0	0	0	0	33	22	38	38	24	155
TOTAL	53	96	30	100	131	61	147	116	81	815

Fonte: Autoria Própria

Tabela 7 - IIR (%) dos itens alimentares no P1 Cambé

	P_retF	G_bra	A_boc	A_par
Filo Arthropoda				
<u>Subfilo Crustacea</u>				
Isopoda	0.00	0.00	0.00	2.47
<u>Subfilo Hexapoda</u>				
Diptera larva	11.75	0.64	2.50	69.17
Chironomidae larva	8.84	62.71	13.33	0.00
Simuliidae larva	0.00	0.03	2.92	0.00
Trichoptera larva	0.00	0.08	0.00	0.00
Coleoptera larva	0.00	0.44	0.00	0.00
Hymenoptera adulto	0.00	0.00	0.00	3.54
Diptera adulto	0.00	1.44	2.92	0.85
Diptera pupa	32.76	2.64	25.42	2.81
Odonata	0.00	0.00	0.00	0.10
Filo Protozoa				
Tecameba	0.00	0.14	0.00	0.00
Filo Nematoda	0.00	0.46	0.00	0.00
Filo Platyhelminthes	0.00	0.08	0.00	0.00
Outros				
Alga	5.39	0.00	0.00	0.00
Material vegetal	0.00	0.29	2.92	1.12
Inseto adulto não identificado	0.00	0.06	50.00	17.87
Larva de inseto não identificado	0.00	0.00	0.00	0.98
Restos animais	0.00	0.06	0.00	0.20
Esc	5.39	0.21	0.00	0.10
Ovo	0.00	1.60	0.00	0.00
Detrito/Sedimento	35.87	29.14	0.00	0.80

Fonte: Autoria própria

Tabela 8 - IIR (%) dos itens alimentares no P2 Cambé (continua)

	P_retM	P_retF	H_anc	H_ani	G_ina	G_bra	A_alt	A_fas
Filo Arthropoda								
<u>Subfilo Cheliceriformes</u>								
Aranae	0.59	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<u>Subfilo Crustacea</u>								
Cladocera	0.00	0.07	0.00	0.00	0.00	0.05	0.00	0.00
Amphipoda	0.00	0.73	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Decapoda	0.00	0.00	0.00	0.00	0.57	0.00	0.00	0.00
<u>Subfilo Hexapoda</u>								
Diptera larva	1.53	6.79	0.00	9.50	34.10	0.78	4.58	30.98
Ceratopogonidae larva	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.04	0.00	0.00
Chironomidae larva	15.15	28.01	0.00	0.00	0.00	13.64	0.00	0.00
Culicidae larva	0.00	0.11	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Simuliidae larva	0.00	0.00	0.00	0.00	0.63	0.00	0.00	0.00
Trichoptera larva	0.00	0.00	0.00	1.13	11.44	1.29	0.00	0.00
Plecoptera larva	0.00	0.00	0.00	5.55	0.00	0.00	0.00	0.00
Coleoptera larva	0.00	0.06	0.00	0.00	0.00	0.10	0.00	0.00
Hymenoptera larva	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	9.50
Megaloptera larva	0.00	0.00	0.00	0.00	4.88	0.00	0.00	0.00
Hymenoptera adulto	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.18	12.26	0.00
Coleoptera adulto	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.46	0.00	0.00
Diptera adulto	1.24	1.17	0.00	2.25	0.91	0.85	1.12	0.00
Diptera pupa	3.81	1.81	0.00	1.23	0.00	0.09	0.00	55.19
Odonata	0.00	0.00	0.00	0.00	0.57	0.00	0.00	0.00
Filo Chordata								
Osteichthyes	0.00	0.00	0.00	0.00	3.16	0.00	0.00	0.00
Filo Protozoa								
Tecameba	0.00	2.02	0.00	0.00	0.00	0.07	0.00	0.00
Filo Mollusca								
Bivalvia	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.04	0.00	0.00
Gastropoda	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	51.45	0.00	0.00
Outros								
Alga	22.68	30.20	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Material vegetal	0.26	1.66	12.98	80.34	37.32	5.23	67.08	0.00
Sementes	0.00	0.48	2.55	0.00	2.22	3.28	0.00	0.00
Inseto adulto não identificado	0.00	0.62	0.00	0.00	4.19	0.88	2.99	0.00
Larva de inseto não identificado	0.48	0.26	0.00	0.00	0.00	0.10	0.00	0.00

Tabela 8 - IIR (%) dos itens alimentares no P2 Cambé (conclusão)

	P_retM	P_retF	H_anc	H_ani	G_ina	G_bra	A_alt	A_fas
Crustáceo não identificado	0.26	0.06	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Restos animais	0.00	0.29	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Esc	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.02	1.29	0.00
Ovo	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.57	3.14	0.00
Detrito/Sedimento	53.99	25.67	84.48	0.00	0.00	20.89	7.53	4.33

Fonte: Aatoria própria

Tabela 9 - IIR (%) dos itens alimentares no P3 Cambé

	P_retM	P_retF	H_anc	G_ina	A_boc
Filo Arthropoda					
<u>Subfilo Crustacea</u>					
Copepoda	0.00	0.45	0.00	0.00	0.00
Ostracoda	0.00	0.00	0.44	0.00	0.00
<u>Subfilo Hexapoda</u>					
Diptera larva	0.00	0.62	0.00	3.85	0.00
Chironomidae larva	39.31	92.18	0.96	0.00	0.00
Trichoptera larva	0.00	0.00	0.00	2.56	0.00
Hymenoptera adulto	0.00	0.00	0.00	0.00	40.67
Coleoptera adulto	0.00	0.00	0.00	2.15	12.33
Diptera adulto	0.00	0.00	0.00	0.86	18.67
Diptera pupa	51.31	0.00	0.00	0.00	0.00
Filo Nematoda	4.93	0.00	0.00	0.00	0.00
Outros					
Material vegetal	0.00	0.00	17.10	64.66	0.00
Inseto adulto não identificado	0.00	0.00	0.00	23.09	28.33
Crustáceo não identificado	0.00	0.38	0.00	0.00	0.00
Detrito/Sedimento	4.45	6.37	81.50	2.83	0.00

Fonte: Autoria própria

Tabela 10 - IIR (%) dos itens alimentares no P1 Cafezal

	P_retM	P_retF
Filo Arthropoda		
<u>Subfilo Crustacea</u>		
Copepoda	0.27	0.00
<u>Subfilo Hexapoda</u>		
Diptera larva	0.90	0.55
Chironomidae larva	11.73	11.43
Culicidae larva	0.04	0.00
Trichoptera larva	0.03	0.04
Coleoptera larva	0.53	0.96
Hymenoptera adulto	0.38	0.40
Coleoptera adulto	0.03	0.00
Diptera adulto	0.18	0.30
Plecoptera adulto	0.07	0.00
Hemiptera	1.99	1.39
Odonata	0.20	0.43
Filo Protozoa		
Tecameba	0.02	0.03
Filo Rotifera	0.11	0.01
Outros		
Alga	19.24	24.35
Material vegetal	0.10	0.28
Inseto adulto não identificado	0.83	0.40
Restos animais	0.13	0.08
Escama	0.00	0.28
Detrito/Sedimento	63.20	59.06

Fonte: Autoria própria

Tabela 11 - IIR (%) dos itens alimentares no P2 Cafezal

	R_que	P_retM	P_retF	I_sch	A_par
Filo Arthropoda					
<u>Subfilo Crustacea</u>					
Amphipoda	0.00	0.00	0.01	0.00	0.00
Copepoda	0.00	0.00	0.01	0.00	0.00
<u>Subfilo Hexapoda</u>					
Diptera larva	0.00	5.42	8.02	81.77	1.12
Chironomidae larva	0.00	9.38	10.34	0.00	0.00
Culicidae larva	0.00	0.00	0.03	0.00	0.00
Trichoptera larva	0.00	0.00	0.00	3.22	0.00
Lepidoptera larva	0.00	0.00	0.04	0.00	1.81
Ephemeroptera larva	0.00	0.00	0.00	0.44	0.00
Coleoptera larva	0.00	0.07	1.38	0.00	2.93
Hymenoptera adulto	0.00	0.13	0.50	0.00	16.53
Coleoptera adulto	36.67	0.00	0.00	0.00	0.00
Diptera adulto	0.00	1.98	1.24	0.41	0.00
Diptera pupa	0.00	0.00	0.40	0.26	0.00
Hemiptera	0.00	0.00	0.16	0.00	0.00
Odonata	63.33	0.00	0.51	1.66	0.00
Filo Annelidae					
Oligochaeta	0.00	0.00	0.00	3.50	1.45
Filo Nematoda	0.00	0.24	0.08	0.07	0.00
Outros					
Alga	0.00	4.94	4.75	0.00	0.00
Material vegetal	0.00	0.40	2.58	0.00	1.14
Sementes	0.00	0.00	0.00	0.00	4.40
Inseto adulto não identificado	0.00	3.71	2.03	5.75	53.24
Crustáceo não identificado	0.00	0.00	0.00	0.07	0.00
Restos animais	0.00	0.18	0.00	0.00	0.00
Escama	0.00	0.00	0.01	0.00	0.00
Ovo	0.00	0.00	0.00	0.00	17.39
Detrito/Sedimento	0.00	73.56	67.91	2.85	0.00

Fonte: Autoria própria

Tabela 12 - IIR (%) dos itens alimentares no P3 Cafezal (continua)

	T_sp	R_que	P_retM	I_sch	H_anc	G_ina
Filo Arthropoda						
<u>Subfilo Cheliceriformes</u>						
Aranae	0.00	1.84	0.00	0.00	0.00	0.00
<u>Subfilo Crustacea</u>						
Copepoda	0.00	0.00	0.55	0.00	0.00	0.00
<u>Subfilo Hexapoda</u>						
Diptera larva	17.79	0.00	0.96	13.21	0.00	2.25
Chironomidae larva	0.00	0.00	1.23	0.00	0.00	0.00
Simuliidae larva	0.00	0.00	0.00	4.61	0.00	0.00
Trichoptera larva	0.00	9.05	0.00	68.34	0.00	3.40
Plecoptera larva	0.00	0.00	0.00	0.51	0.00	0.00
Lepidoptera larva	0.00	6.23	0.00	0.17	0.00	0.00
Ephemeroptera larva	82.21	0.00	0.00	0.57	0.00	5.26
Coleoptera larva	0.00	1.84	0.00	0.00	0.00	0.00
Megaloptera larva	0.00	7.48	0.00	0.00	0.00	62.78
Orthoptera adulto	0.00	6.23	0.00	0.00	0.00	0.00
Hymenoptera adulto	0.00	1.84	0.00	0.00	0.00	0.00
Coleoptera adulto	0.00	1.84	0.00	0.10	0.00	0.00
Diptera adulto	0.00	1.47	0.96	0.00	0.00	0.00
Diptera pupa	0.00	0.00	0.00	0.16	0.00	0.00
Hemiptera	0.00	0.00	1.64	0.14	0.00	0.00
Odonata	0.00	0.00	0.00	7.04	0.00	13.15
Filo Annelidae						
Oligochaeta	0.00	0.00	0.00	0.11	0.00	0.00
Filo Chordata						
Ostheichtyes	0.00	2.47	0.00	0.00	0.00	0.00
Filo Protozoa						
Tecameba	0.00	0.00	0.42	0.00	0.00	0.00
Filo Nematoda						
	0.00	7.37	0.00	0.21	0.00	0.00
Outros						
Alga	0.00	0.00	6.81	0.00	0.00	0.00
Material vegetal	0.00	22.60	0.00	0.00	1.79	10.52
Sementes	0.00	0.00	0.00	0.00	0.44	0.00
Inseto adulto não identificado	0.00	2.22	1.23	4.81	0.00	2.63
Larva de inseto não identificado	0.00	0.00	1.00	0.00	0.00	0.00

Tabela 12 - IIR (%) dos itens alimentares no P3 Cafezal (conclusão)

	T_sp	R_que	P_retM	I_sch	H_anc	G_ina
Escama	0.00	27.53	0.00	0.00	0.00	0.00
Detrito/Sedimento	0.00	0.00	85.22	0.00	97.77	0.00

Fonte: Autoria própria

Tabela 13 - IIR (%) dos itens alimentares no P1 Taquara (continua)

	R_pen	P_retM	P_retF	P_arg	I_sch	G_bra	C_zeb	B_ihe	A_boc	A_par	A_fas
Filo Arthropoda											
<u>Subfilo</u>											
<u>Cheliceriformes</u>											
Acari	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.70	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<u>Subfilo</u>											
<u>Crustacea</u>											
Amphipoda	0.00	0.00	0.00	0.20	0.20	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Isopoda	0.00	0.00	0.00	0.44	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Ostracoda	11.82	0.00	0.00	0.00	0.00	4.71	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<u>Subfilo</u>											
<u>Hexapoda</u>											
Diptera larva	25.31	15.27	19.72	12.45	55.95	3.70	2.57	2.11	3.37	10.07	0.00
Ceratopogonidae	0.00	0.00	0.00	0.55	0.56	0.05	0.28	2.11	0.00	0.00	0.00
Chironomidae	0.00	1.34	7.42	4.63	0.03	3.20	0.35	0.00	0.00	0.00	0.00
Simuliidae	0.58	0.57	0.48	23.05	0.10	0.00	0.00	54.95	0.00	0.00	0.00
Trichoptera lar.	0.13	0.00	0.00	30.49	32.68	4.51	27.25	3.63	0.00	0.00	0.00
Plecoptera lar.	0.00	0.00	0.00	0.27	0.03	0.00	0.69	0.00	0.00	0.00	0.00
Lepidoptera lar.	0.00	0.00	0.00	7.57	4.45	0.11	0.00	0.00	9.63	0.00	0.00
Ephemeroptera lar.	0.00	0.00	0.48	0.00	0.11	0.08	7.50	0.00	0.00	0.00	0.00
Coleoptera lar.	0.00	0.65	1.64	5.39	0.96	2.86	60.92	0.00	0.00	0.06	26.10
Neuroptera lar.	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.13	0.00
Hymenoptera ad.	0.00	0.00	0.38	5.95	0.00	0.08	0.00	17.54	14.45	6.86	5.32
Coleoptera ad.	0.00	0.00	0.00	5.39	0.05	0.00	0.00	4.64	0.00	0.21	0.00
Diptera ad.	0.10	0.84	0.29	0.00	0.47	0.00	0.00	0.00	0.00	0.25	0.00
Diptera pupa	0.00	0.57	3.64	0.00	1.03	0.19	0.00	4.13	0.00	0.00	0.00
Hemiptera	0.00	0.00	0.31	0.17	0.05	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Odonata	0.00	0.00	0.00	0.14	0.13	0.00	0.00	0.00	0.00	0.25	0.00
Filo Annelidae											
Oligochaeta	0.00	0.00	0.00	0.95	0.05	0.00	0.00	0.00	0.00	0.38	0.00
Filo Protozoa											
Tecameba	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	54.27	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Filo Nematoda											
	0.13	0.00	0.24	0.14	0.65	0.00	0.00	2.11	0.00	0.00	0.00
Filo Platyhelminthes											
	0.00	0.65	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Outros											
Alga	0.00	1.94	0.20	0.00	0.00	0.12	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Synura	0.00	0.00	0.48	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Material vegetal	1.36	0.00	4.62	1.15	0.00	0.98	0.22	2.62	63.32	44.00	5.61

Tabela 13 - IIR (%) dos itens alimentares no P1 Taquara (conclusão)

	R_pent	P_retM	P_retF	P_arg	I_sch	G_bra	C_zeb	B_ihe	A_boc	A_par	A_fas
Sementes	0.00	0.00	0.48	0.24	0.00	1.40	0.00	0.00	0.00	21.15	0.00
Ins. adu. não identificado	0.00	2.42	0.00	0.00	2.49	0.47	0.00	0.00	9.23	15.87	62.97
Larva de ins. não ident.	0.00	0.43	0.00	0.34	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Crustáceo não identificado	0.00	0.00	0.38	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Restos animais	0.00	0.00	0.00	0.34	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Escama	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.21	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Ovo	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.77	0.00
Detrito/Sedimento	60.57	75.31	59.23	0.17	0.00	22.38	0.22	6.16	0.00	0.00	0.00

Fonte: Autoria própria

Tabela 14 - IIR (%) dos itens alimentares no P2 Taquara (continua)

	T_dia	R_pen	P_arg	P_ten	I_sch	G_bra	C_zeb	B_ihe	A_boc
Filo Arthropoda									
<u>Subfilo Cheliceriformes</u>									
Acari	0.00	0.00	0.00	0.00	0.02	1.37	0.00	0.00	0.00
<u>Subfilo Crustacea</u>									
Cladocera	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.05	0.00	0.00	0.00
Sididae	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.85	0.00	0.00	0.00
Amphipoda	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.15
Isopoda	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	1.52
Copepoda	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.05	0.00	0.00	0.00
Ostracoda	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.69	0.00	0.00	0.00
<u>Subfilo Hexapoda</u>									
Diptera larva	46.24	57.75	4.22	0.00	21.86	3.16	1.68	24.72	20.05
Ceratopogonidae larva	4.61	0.00	4.22	0.00	1.06	0.00	0.55	0.42	0.00
Chironomidae larva	0.43	0.32	0.00	0.00	1.44	13.41	24.81	3.34	0.33
Culicidae larva	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.07	0.00	0.00
Simuliidae larva	0.00	0.00	2.65	4.54	0.00	0.00	0.92	0.42	0.27
Trichoptera larva	36.26	7.12	0.00	25.19	64.95	7.12	42.26	30.70	0.89
Plecoptera larva	0.43	0.14	0.00	25.52	0.65	0.00	0.09	1.87	0.00
Lepdoptera larva	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	5.92	0.00	0.00	0.00
Ephemeroptera larva	9.08	0.00	2.65	0.00	0.00	0.00	18.43	0.42	0.00
Coleoptera larva	0.00	0.00	3.19	0.00	0.05	2.80	5.20	4.65	1.01
Hymenoptera larva	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.18
Neuroptera larva	1.84	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Hymenoptera adulto	0.00	0.00	4.26	0.00	0.00	1.63	0.00	7.90	0.75
Coleoptera adulto	0.00	0.00	4.26	0.00	0.05	2.66	0.19	1.30	0.66
Diptera adulto	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.07	0.00	0.00	0.14
Diptera pupa	0.00	0.00	2.65	0.00	1.11	0.00	0.16	0.00	1.49
Odonata	0.00	0.00	9.61	20.82	6.63	0.20	5.64	6.67	0.00
Filo Annelidae									
Oligochaeta	0.00	0.00	0.00	0.00	0.87	0.00	0.00	6.50	0.00
Filo Protozoa									
Tecameba	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	29.58	0.00	0.00	0.00
Filo Nematoda									
	0.00	0.00	2.11	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Filo Rotifera									
	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.07	0.00	0.00	0.00

Tabela 14 - IIR (%) dos itens alimentares no P2 Taquara (conclusão)

	T_dia	R_pen	P_arg	P_ten	I_sch	G_bra	C_zeb	B_ihe	A_boc
Outros									
Material vegetal	0.21	1.21	46.47	0.00	0.04	3.01	0.00	5.24	8.81
Sementes	0.00	0.00	8.92	20.33	0.00	9.06	0.00	0.00	0.00
Inseto adulto não ident.	0.43	0.00	0.00	0.00	1.27	0.00	0.00	1.11	61.79
Restos animais	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	1.11	0.00
Escama	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.23	0.00	0.00	0.00
Nadadeiras	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.07	0.00	0.00	0.00
Detrito/Sedimento	0.49	33.45	4.80	3.60	0.00	18.03	0.00	3.64	1.96

Fonte: Autoria própria

Tabela 15 - IIR (%) dos itens alimentares no P3 Taquara

	T_dia	A_fas	B_ihe	B_str	C_zeb	I_sch	P_arg
Filo Arthropoda							
<u>Subfilo Cheliceriformes</u>							
Acari	0.00	0.00	0.26	0.00	0.00	0.35	0.00
<u>Subfilo Crustacea</u>							
Cladocera	0.00	0.00	0.00	0.00	2.98	0.25	0.00
Isopoda	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.92
Copepoda	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.06	0.00
<u>Subfilo Hexapoda</u>							
Diptera larva	37.92	29.49	11.31	0.00	0.00	31.37	35.19
Ceratopogonidae larva	6.56	0.00	0.24	0.00	0.00	3.17	2.21
Chironomidae larva	0.08	0.77	0.55	0.00	3.79	0.84	0.00
Culicidae larva	0.00	0.00	0.00	0.00	3.38	0.00	0.00
Simulidae larva	0.59	40.56	8.70	0.00	0.00	0.06	0.42
Trichoptera larva	26.92	0.00	0.83	4.30	38.58	57.78	6.91
Plecoptera larva	0.99	10.32	0.39	3.26	0.00	0.08	4.06
Lepidoptera larva	0.00	0.00	2.26	0.00	0.00	0.00	0.92
Ephemeroptera larva	2.99	0.65	2.17	0.00	19.23	0.07	0.00
Coleoptera larva	0.28	0.00	1.58	0.00	5.40	0.00	2.69
Hymenoptera adulto	0.00	0.00	0.59	68.84	0.00	0.00	0.72
Coleoptera adulto	0.29	0.00	0.00	10.81	0.00	0.00	5.74
Diptera adulto	0.00	0.27	0.00	0.00	0.00	0.29	0.00
Diptera pupa	1.26	11.94	3.94	0.00	0.00	1.09	0.62
Hemiptera	0.00	0.00	0.00	1.60	3.38	0.00	0.72
Odonata	0.82	5.34	9.21	6.40	18.87	0.00	0.00
Filo Annelidae							
Oligochaeta	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	1.65	16.63
Filo Nematoda							
	0.00	0.00	0.30	2.65	0.00	0.00	0.00
Outros							
Alga	0.22	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Material vegetal	0.00	0.00	4.27	0.00	0.00	0.00	13.26
Sementes	0.00	0.00	2.36	0.00	0.00	0.00	1.69
Inseto adulto não identificado	0.00	0.65	0.30	2.15	0.00	2.73	1.12
Larva de inseto não identificado	0.00	0.00	0.00	0.00	4.39	0.14	0.00
Restos animais	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	1.53
Detrito/Sedimento	21.08	0.00	50.76	0.00	0.00	0.08	4.64

Fonte: Autoria própria