

**UNIVERSIDADE TECNOLÓGICA FEDERAL DO PARANÁ
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AMBIENTAL
CAMPI APUCARANA/LONDRINA**

LOUEVERTON ANTONIO RODRIGUES DE CASTRO

**PADRÕES ONTOGÊNICOS NA ECOMORFOLOGIA E ECOLOGIA TRÓFICA DE
Poecilia reticulata Peters, 1859 (Cyprinodontiformes, Poeciliidae) EM UM
RIACHO URBANO**

LONDRINA

2022

LOUEVERTON ANTONIO RODRIGUES DE CASTRO

**PADRÕES ONTOGÊNICOS NA ECOMORFOLOGIA E ECOLOGIA TRÓFICA
DE *Poecilia reticulata* Peters, 1859 (Cyprinodontiformes, Poeciliidae) EM
UM RIACHO URBANO**

**ONTOGENIC PATTERNS IN THE ECOMORPHOLOGY AND TROPHIC
ECOLOGY OF *Poecilia reticulata* Peters, 1859 (Cyprinodontiformes,
Poeciliidae) IN NA URBAN STREAM**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Tecnológica Federal do Paraná, *Campi* Apucarana e Londrina, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Engenharia Ambiental.

Área de Concentração: Engenharia Ambiental.

Linha de Pesquisa: Monitoramento Ambiental.

Orientador: Prof. Dr. Edson Fontes de Oliveira

Coorientador: Prof. Dr. Thiago Gentil Ramires

LONDRINA

2022



[4.0 Internacional](https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Esta licença permite que outros remixem, adaptem e criem a partir do trabalho para fins não comerciais, desde que atribuam o devido crédito e que licenciem as novas criações sob termos idênticos.

Conteúdos elaborados por terceiros, citados e referenciados nesta obra não são cobertos pela licença.



Ministério da Educação
Universidade Tecnológica Federal do Paraná
Campus Londrina



LOUEVERTON ANTONIO RODRIGUES DE CASTRO

**PADRÕES ONTOGÊNICOS NA ECOMORFOLOGIA E ECOLOGIA TRÓFICA DE POECILIA RETICULATA
PETERS, 1849 (CYPRINODONTIFORMES, POECILIIDAE) EM UM RIACHO URBANO**

Trabalho de pesquisa de mestrado apresentado como requisito para obtenção do título de Mestre Em Engenharia Ambiental da Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR). Área de concentração: Engenharia Ambiental.

Data de aprovação: 03 de Junho de 2022

Dr. Edson Fontes De Oliveira, Doutorado - Universidade Tecnológica Federal do Paraná

Dr. Carlos Eduardo Goncalves Aggio, Doutorado - Universidade Estadual do Norte do Paraná (Uenp)

Dr. Erivelto Goulart, Doutorado - Universidade Estadual de Maringá (Uem)

Katia Valeria Marques Cardoso Prates, - Universidade Tecnológica Federal do Paraná

Dra. Mayara Pereira Neves, Doutorado - Universidade Estadual do Centro Oeste (Unicentro)

Documento gerado pelo Sistema Acadêmico da UTFPR a partir dos dados da Ata de Defesa em 03/06/2022.

Dedico este trabalho ao Mestre dos
Mestres o senhor Jesus Cristo, e ao
cavaleiro comendador San Germain, bem
como aos meus pais Cecília e Sebastião.

EU SOU o que EU SOU;
EU SOU a Porta Aberta que nenhum
homem pode fechar;
EU SOU a Luz que ilumina todo homem
que vem ao mundo;
EU SOU o Caminho;
EU SOU a Verdade;
EU SOU a Vida;
EU SOU a Ressurreição;
EU SOU a Ascensão na Luz;
EU SOU a satisfação de todas as minhas
necessidades e carências;
EU SOU a Abundância derramada sobre
toda a Vida;
EU SOU a Visão e a Audição perfeitas;
EU SOU a manifesta Perfeição do ser;
EU SOU a ilimitável Luz de Deus
manifestada por toda a parte;
EU SOU a Luz do Santo dos Santos;
EU SOU um Filho de Deus;
EU SOU a Luz na sagrada montanha de
Deus.

AGRADECIMENTOS

Primeiramente agradeço aos meus pais, Cecília Bergamo e Sebastião Rodrigues, por estarem e serem presentes comigo no decorrer de toda a minha vida, me apoiando, incentivando e acima de tudo me amando, me ensinando seus valores da melhor forma possível. Meus verdadeiros Mestres e melhores amigos.

Agradeço aos meus irmãos Loukevin, Louanderson em especial a Louana, pelo apoio exemplo e incentivos. E aos meus sobrinhos Marcos e José Francisco.

Agradeço ao Professor e orientador Dr. Edson Fontes de Oliveira, por ter me dado a oportunidade de participar do projeto “Ecologia de peixes de ribeirões urbanos da região de Londrina”, no ano de 2011, que abriu portas para mim e até hoje estamos somando forças para alcançar nossos objetivos dentro deste trabalho e também pelas inspirações, incentivo, motivação, apoio, correção e principalmente pelo ensino durante toda minha trajetória durante a vida acadêmica no curso técnico na graduação e no mestrado.

Agradeço ao Professor e coorientador e Dr. Thiago Gentil Ramires, por ter auxiliado e me acompanhado nos trabalhos estatísticos durante toda a análise de dados. Agradeço aos ensinamentos, a disponibilidade, a didática, a paciência, a dedicação e o entusiasmo, durante os dias e as horas que trabalhamos.

Agradeço também a todos os meus colegas Letianos que participaram do projeto e dos trabalhos. Thiago, Cristian, Bruno, Rafaela, Nathália, Fábio, Leticia, Nelissa, Maira, Jéssica, Maria Clara, Isadora Gabriel, Vitor, Regis, Laila, Barbara, Larissa, Luiza, Vitória, Gabi, Lohaine, Lavínia, Priscila e Lucas, os quais contribuíram de forma significativa para o LETA. Em especial o Thiago Piva Gouveia, Cristian Marcucci, Bruno Luiz Gambarotto, Nathalia Trevisan, Gabriel Fuzeto e Vitor de Sousa Ferreira que enfrentaram com determinação as dificuldades e desafios durante as coletas.

Agradeço em especial ao Bruno Luiz Gambarotto pela competência amizade durante os trabalhos com morfologia e ecologia trófica, e auxílio nas discussões teóricas desde de o início do projeto.

Agradeço em especial a Maria Clara dos Santos Lopes pela disposição e principalmente no auxílio dos trabalhos com geoprocessamento, durante as horas de dedicação e atenção. Sem esquecer de mencionar a Maria por ser freguesa uma única vez em nossa aposta. Não esquecendo também do Professor Maurício pelo auxílio e disponibilidade.

Agradeço ao Lucas Macedo a amizade adquirida e pelas horas de intenso trabalho e dedicação nos trabalhos do laboratório e pela sua vontade de aprender e se desenvolver.

Agradeço ao casal Gabriel Garib e Natália Finamore grandes amigos e companheiros durante uma boa jornada desta trajetória. Obrigado por todo apoio, incentivo, amizade e convivência.

Agradeço a Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR) e ao Laboratório de Ecologia Teórica e Aplicada (LETA), por oferecer todo apoio financeiro e a infraestrutura para a realização das atividades laboratoriais, servindo como um ambiente propício para os estudos e trabalhos científicos do projeto. Um agradecimento em especial para todo o corpo docente do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental (PPGEA), que contribuíram de forma valorosa para as aprendizagens por meio das disciplinas ofertadas.

Agradeço a aos membros da banca, Katia Prates, Mayara Pereira, Erivelto Goulart, Luciana Furlaneto e o Professor Carlos Aggio. Em especial aos Professores Thiago, Mayara e Carlos por suas contribuições expressivas na qualificação.

Onde há Amor e Sabedoria, não existe
temor e nem ignorância.

(São Francisco de Assis)

RESUMO

CASTRO, Loueverton Antônio Rodrigues. **PADRÕES ONTOGÊNICOS NA ECOMORFOLOGIA E ECOLOGIA TRÓFICA DE *Poecilia reticulata* Peters, 1859 (Cyprinodontiformes, Poeciliidae) EM UM RIACO URBANO**. 2022. 85 folhas. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Campi Apucarana e Londrina, 2022.

A espécie *P. reticulata* tem se revelado *r*-estrategista, destacando-se pela exploração eficiente dos recursos disponíveis em ecossistemas aquáticos sob pressão ambiental. A hipótese central desse estudo é que há variações nas estruturas ecomorfológica e trófica da espécie ao longo do seu desenvolvimento ontogênico em um riacho urbano. Foram analisados dois trechos da cabeceira do Ribeirão Cambé inseridos na bacia hidrográfica do alto rio Paraná (Londrina-PR, Brasil), nos quais foram estimadas as variáveis limnológicas e hidrodinâmicas, uso e ocupação do solo, bem como analisadas a ecomorfologia e alimentação da espécie. A PERMANOVA foi aplicada para testar a variação nas estruturas ecomorfológica e trófica ao longo do desenvolvimento ontogênico da população. O efeito do padrão ecomorfológico sobre a ecologia trófica foi testado pelo Teste de Mantel, enquanto o efeito das variáveis ambientais e hidrodinâmicas sobre a ecomorfologia e ecologia trófica foi verificado a partir das análises de Redundância e de Variância. Houve variações limnológica e hidrodinâmica entre os pontos de amostragem, com o ponto 1 apresentando maiores valores de condutividade elétrica, turbidez, profundidade e vazão, enquanto o ponto 2 com maiores valores para temperatura da água, pH e oxigênio dissolvido, bem como maior largura média de canal. A espécie apresentou estrutura ecomorfológica significativa entre os pontos, sexo e classes de tamanho. Por outro lado, a estrutura trófica se revelou significativa apenas entre as classes de tamanho. A análise de Redundância rejeitou a hipótese nula de ausência de efeito das variáveis limnológicas, hidrodinâmicas e da paisagem sobre os padrões ecomorfológicos e tróficos ao longo do desenvolvimento ontogênico. À medida que foram detectadas alterações ontogênicas em resposta à variação ambiental, provavelmente devido à urbanização, observou-se o aumento das plasticidades ecomorfológica e trófica nas populações. As fêmeas juvenis revelaram olhos e nadadeiras maiores e bocas mais protráteis, enquanto as adultas com bocas e olhos menores e nadadeiras mais longas e afiladas, proporcionando corpos mais adaptados para atingir maiores velocidades, aumentando o potencial de escape de predadores e a eficiência na exploração de recursos com maior qualidade nutricional. Os machos juvenis se revelaram com cabeças, bocas, olhos e nadadeiras relativamente maiores, com maior potencial de acuidade visual e manobrabilidade, ocupando nichos próximos à margem e à superfície, região tipicamente com maior heterogeneidade espacial. Portanto, esse estudo demonstrou o potencial preditor da ecomorfologia e da ecologia trófica em relação aos mecanismos adaptativos dos organismos frente às variações ambientais, a partir da análise da interação entre a morfologia, alimentação e as variáveis ambientais.

Palavras-chave: Padrões ecomorfológicos; Alimentação de peixes; Ontogenia; Ribeirão Cambé; Urbanização.

ABSTRACT

CASTRO, Loueverton Antônio Rodrigues. **ONTOGENIC PATTERNS IN THE ECOMORPHOLOGY AND TROPHIC ECOLOGY OF *Poecilia reticulata* Peters 1859 (Cyprinodontiformes, Poeciliidae) IN NA URBAN STREAM.** 2022. 85p. Master Thesis (Postgraduate Program in Environmental Engineering) - Federal Technological University of Paraná, Campi Apucarana e Londrina, 2022.

The species *P. reticulata* has proved to be a r-strategist, standing out for the efficient exploitation of available resources in aquatic ecosystems under environmental pressure. The central hypothesis of this study is that there are variations in the ecomorphological and trophic structures of species throughout your ontogenic development in an urban stream. Two sections of the headwaters of the Cambé stream inserted in the upper Paraná River basin (Londrina-PR, Brazil) were analyzed, in which the limnological and hydrodynamic variables, land use and occupation, as well as ecomorphology and feeding of the species were estimated. PERMANOVA was applied to test the existence of ecomorphological and trophic variations throughout the ontogenetic development of the population. The effect of the ecomorphological pattern on the trophic ecology of the species was evaluated by the Mantel Test, while the effect of environmental and hydrodynamic variables on the trophic ecomorphology was tested by the Redundancy and Variance analysis. There was variation limnological and hydrodynamic between the sampling sites, with site 1 presenting higher values of electrical conductivity, turbidity, depth and flow, while site 2 with higher values for water temperature, pH and dissolved oxygen, as well as higher average channel width. *P. reticulata* showed significant ecomorphological structure between sampling sites, as well as sex and size classes. On the other hand, the trophic structure was significant among all size classes. The Redundancy analysis rejected the null hypothesis of no effect of limnological, hydrodynamic and landscape variables on ecomorphological and trophic patterns throughout the ontogenic development of the species. As ontogenic changes were detected in response to variation environmental between sampling sites, probably due to urbanization, an increase in ecomorphological and trophic plasticity in populations was observed. Juvenile females revealed larger eyes and fins and more protractile mouths, while adults with smaller mouths and eyes and longer, sharper fins, providing bodies better adapted to reach greater speeds to escape predators and to feed more efficiently on resources higher nutritional quality. Juvenile males were shown to have relatively larger heads, mouths, eyes and fins with greater potential for visual acuity and maneuverability, occupying niches near the surface and margin, typically with greater spatial heterogeneity. Therefore, this study demonstrated the predictive potential of ecomorphology and trophic ecology in relation to the adaptive mechanisms of organisms, from the analysis of the interaction among morphology, feeding and environment.

Keywords: Ecomorphological patterns; Fish Feeding; Ontogeny; Cambé stream; Urbanization.

ÍNDICE DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 –	Localização dos pontos de amostragem ao longo do gradiente longitudinal do Ribeirão Cambé (Londrina-PR)	35
Figura 2 –	Etapas para delimitação de bacias hidrográficas pelo Grass GIS	36
Figura 3 –	Fluxograma geral das etapas para construção do mapa temático de uso e ocupação do solo	37
Figura 4 –	Diagrama do espaço entre as classes “A”, “B” e “C” e “1” e “2” representando a posição média de cada classe	39
Figura 5 –	Fotografia de exemplares de espécimes fêmea e macho de <i>Poecilia reticulata</i> da bacia do Ribeirão Cambé (Londrina-PR)	41
Figura 6 –	Representação esquemática das medidas lineares morfométricas e das áreas que foram calculadas	43
Figura 7 –	Mapa temático do uso e ocupação do solo do trecho de cabeceira do Ribeirão Cambé, com delimitação das sub-bacias considerando os pontos de amostragem como exutórios	54
Figura 8 –	Variação ecomorfológica de <i>P. reticulata</i> a partir dos escores para os dois primeiros eixos da ACP calculada os índices ecomorfológicos. Os percentuais associados aos eixos correspondem às suas respectivas explicações da variabilidade dos dados	57
Figura 9 –	Vetores de correlação de Pearson (r) dos índices ecomorfológicos com os dois primeiros eixos da ACP para os índices ecomorfológicos de <i>P. reticulata</i> no trecho de cabeceira do Ribeirão Cambé. Os significados das siglas encontram-se na Tabela 3	57
Figura 10 –	Quantidade de recursos autóctones e alóctones em função	

do número de estômagos analisados, e Equitabilidade (E) e Índice de Diversidade de Shannon-Wiener (H') para os recursos encontrados nos estômagos de *P. reticulata* nos pontos de amostragem 60

Figura 11 – Vetores gerados pela PLS-CA demonstrando correlação entre os índices ecomorfológicos (linhas alaranjas) e os recursos alimentares (linhas azuis) para as diferentes classes de tamanho. Descrições das siglas dispostas nas Tabelas 3 e 5, respectivamente..... 63

Figura 12 – Análise de Redundância aplicada às variáveis ambientais (uso e ocupação do solo e variáveis hidrodinâmicas, físicas e químicas da água), índices ecomorfológicos e recursos alimentares de *P. reticulata* nos pontos de amostragem 65

ÍNDICE DE TABELAS

Tabela 1	–	Bandas espectrais do satélite Landsat-8	25
Tabela 2	–	Intervalo de aceitação para o Índice Kappa (K)	38
Tabela 3	–	Índices ecomorfológicos calculados no presente estudo e seus respectivos significados ecológicos	44
Tabela 4	–	Distribuição dos percentuais das classes de uso e ocupação do solo das sub-bacias do Ribeirão Cambé no seu trecho de cabeceira compreendendo os pontos de amostragem 1 e 2 .	53
Tabela 5	–	Caracterização geral dos pontos estudados, a partir de dados físicos, químicos e hidrodinâmicos	55
Tabela 6	–	Resultado da PERMANOVA aplicada aos índices ecomorfológicos calculados para <i>P. reticulata</i> nos pontos de amostragem no Ribeirão Cambé	56
Tabela 7	–	Valores dos IRIs, Equitabilidade (E), Diversidade de Shannon-Wiener (H') e origem dos recursos (quantidade de itens alóctone e autóctone) explorados pelas classes de tamanho, sexo e ponto, os valores de IRI maiores do que 0,02 estão em negrito	58
Tabela 8	–	Resultado da PERMANOVA aplicada à alimentação (IRIs dos recursos alimentares) de <i>P. reticulata</i> nos pontos de amostragem no Ribeirão Cambé	60
Tabela 9	–	Resultado da PERMDISP aplicada à alimentação (IRIs dos recursos alimentares) de <i>P. reticulata</i> nos pontos de amostragem no Ribeirão Cambé	60
Tabela 10	–	Resultado do Teste de Mantel para as matrizes de ecomorfologia e recursos alimentares de <i>P. reticulata</i> entre as classes de tamanho do Ribeirão Cambé	62

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	15
2	OBJETIVO GERAL	19
2.1	OBJETIVOS ESPECÍFICOS	19
3	REFERENCIAL TEÓRICO.....	20
3.1	IMPACTOS DA URBANIZAÇÃO NOS ECOSISTEMAS AQUÁTICOS.....	20
3.2	ESTRUTURA E DINÂMICA LIMNOLÓGICA DE SISTEMAS LÓTICOS.....	22
3.3	ECOLOGIA DA PAISAGEM	24
3.4	USO E OCUPAÇÃO DO SOLO	25
3.5	A ECOMORFOLOGIA COMO FERRAMENTA PARA AVALIAÇÃO DO PADRÃO DE EXPLORAÇÃO DE RECURSOS	26
3.6	VARIAÇÕES ECOMORFOLÓGICAS INTRAESPECÍFICAS	29
3.7	HISTÓRIA DE VIDA E ECOLOGIA TRÓFICA DA <i>Poecilia reticulata</i>	30
4	MATERIAIS E MÉTODOS	35
4.1	ÁREA DE ESTUDO	35
4.2	GEOPROCESSAMENTO E ANÁLISE DE SENSORIAMENTO REMOTO	36
4.3	AMOSTRAGEM DE PEIXES	39
4.4	AMOSTRAGENS LIMNOLÓGICA E HIDRODINÂMICA	40
4.5	BIOMETRIA	41
4.6	ECOMORFOLOGIA.....	42
4.7	DIETA ALIMENTAR	46
4.8	ANÁLISES DOS DADOS	47

5	RESULTADOS	53
5.1	USO E OCUPAÇÃO DO SOLO	53
5.2	CARACTERIZAÇÕES LIMNOLÓGICA E HIDRODINÂMICA DA CABECEIRA DO RIBEIRÃO CAMBÉ	55
5.3	ECOMORFOLOGIA.....	55
5.4	DIETA ALIMENTAR	58
5.5	RELAÇÃO ENTRE A ECOMORFOLOGIA E A ECOLOGIA TRÓFICA	61
5.6	EFEITOS DAS VARIÁVEIS AMBIENTAIS SOBRE A ECOMORFOLOGIA E A ECOLOGIA TRÓFICA	65
6	DISCUSSÃO	67
6.1	ECOMORFOLOGIA.....	67
6.2	ECOLOGIA TRÓFICA	69
6.3	RELAÇÃO ENTRE A ECOMORFOLOGIA E A ECOLOGIA TRÓFICA	70
6.4	EFEITO DE VARIÁVEIS AMBIENTAIS SOBRE A ECOMORFOLOGIA E A ECOLOGIA TRÓFICA	72
7	CONSIDERAÇÕES FINAIS	75
	REFERÊNCIAS	76

1 INTRODUÇÃO

Os ecossistemas aquáticos urbanos compõem redes complexas de microbacias hidrográficas localizadas em regiões sob forte pressão ambiental, para os quais drena o escoamento superficial pluvial de áreas com parte significativa da sua cobertura impermeabilizada. Nesses ecossistemas, a biodiversidade está constantemente submetida a severos impactos e stress gerados pelo uso e ocupação do solo geralmente desordenados e mal planejados, o que tende a pressioná-la negativamente (RANTAA e VIDAL-ABARCAB, 2021).

De modo geral, esses ecossistemas aquáticos urbanos têm suportado intensos processos de degradação ecológica e, em resposta, expresso um conjunto de sintomas resultantes dos efeitos desses impactos, o qual Walsh, Rosh e Feminella (2005b) denominaram de “Síndrome do Riacho Urbano”. Esses autores demonstraram que a vida aquática é muito sensível à urbanização, o que tem levado à perda considerável de biodiversidade aquática em diferentes níveis tróficos. Os principais sintomas dessa síndrome estão relacionados às alterações nas estruturas física e química desses sistemas lóticos urbanos, diretamente associadas aos impactos ambientais alóctones, tais como supressão da vegetação ripária e os consequentes aumentos do escoamento superficial e da velocidade da água, além da redução da sua infiltração no solo (FOGAÇA, 2012; MARCUCCI, 2019).

Esses impactos implicam em efeitos diretos dentro do ecossistema aquático, como os aumentos da carga de poluentes e das concentrações de nutrientes (MUELLER, SCHULZ e DANCZAK, 2021), alterações da morfologia e estabilidade do canal, assoreamento, homogeneização do substrato (ALVAREDA *et al.*, 2020), redução da riqueza biótica e aumento da dominância de espécies tolerantes (WALSH, ROY e FEMINELLA, 2005b). Cabe destacar que a homogeneização dos habitats aquáticos urbanos e as alterações em seus substratos provocam a redução da heterogeneidade espacial do ecossistema, o que tende a favorecer diretamente a ocorrência de espécies generalistas e oportunistas, as quais possuem elevada plasticidade trófica, o

que permite mudarem de alimentação de acordo com a disponibilidade de recursos disponíveis no ecossistema (SMITH *et al.*, 2018).

A espécie *Poecilia reticulata* Peters 1859, conhecida popularmente no Brasil como “guaru” ou “barrigudinho”, originária das Ilhas de Trinidad e Tobago (RODRIGUEZ, 1997), tem se destacado por ser um organismo modelo nas análises sobre ecologia e evolução dos vertebrados em razão da sua ampla distribuição, incluindo os ecossistemas aquáticos urbanos (CUNICO, AGOSTINHO e LATINI, 2006; MONTEIRO, 2013; MARQUES e CUNICO, 2021). A espécie foi introduzida nas regiões tropicais pelo seu comportamento de forragear larvas de mosquitos transmissores doenças, o que permitiu sua colonização e estabelecimento em mais de 70 países (AWOYEMI *et al.*, 2014; HEIMPEL e COCK, 2018; DEACON *et al.*, 2019; MOHAMMED *et al.* 2020).

Do ponto de vista ecológico, a espécie *P. reticulata* tem se revelado tipicamente r-estrategista (*sensu* PIANKA, 1970), ou seja, investindo grande parte de sua energia no *fitness* da população. Conseqüentemente, a espécie vem se destacando pelas populações abundantes e pela exploração eficiente dos recursos disponíveis, além de serem vivíparas de reprodução sexuada, ocorrendo em altas densidades mesmo em ecossistemas lóticos sob pressão ambiental (OLIVEIRA e BENNEMANN, 2005). Dentre esses sistemas estão os Ribeirões urbanos, inseridos em bacias caracterizadas pela supressão da vegetação ripária, vasta área de solo superficial impermeável, o que associado às chuvas tem o potencial de influenciar diretamente os hábitos de forrageamento alimentar da espécie (ALVES *et al.*, 2016; GANASSIN *et al.*, 2019; ESTEVES, ARANHA, ALBRECHT, 2021). Nesse sentido, como uma espécie com elevada abundância consegue manter a competição intraespecífica em níveis que não levem à exclusão em ambientes com tendência de menor diversidade de recursos alimentares, como nos sistemas aquáticos urbanos?

Neste contexto, os estudos da ecologia trófica de peixes se revelam importantes, pois possibilitam entender as relações dentro de uma assembleia, como por exemplo, a amplitude de nicho trófico, posição trófica das espécies, alterações ontogênicas e ecomorfológicas, variações intrapopulacionais e especialização individual, partilha de recursos, seletividade, dentre outros.

Dessa forma, tais relações, quando integradas às características e dinâmica do habitat, permitem detectar respostas dos organismos às variações naturais temporais e espaciais ou às alterações antrópicas. Com isso, essas relações tendem a abranger diversos níveis de organização biológica, tornando-se uma ferramenta importante para compreender os processos relacionados à manutenção da diversidade de espécies e o manejo sustentável dos ecossistemas (ESTEVES, ARANHA, ALBRECHT, 2021).

O efeito das alterações ambientais provocadas pela urbanização sobre a ecologia trófica das espécies de peixes também pode ser analisado a luz dos padrões ecomorfológicos intra e interespecíficos em um dado ambiente. Dessa forma, na medida em que se espera que a exploração de recursos no ambiente seja diretamente influenciada pela morfologia e pelo comportamento do indivíduo e da população (OLIVEIRA *et al.*, 2010; NEVES, DELARIVA e WOLFF, 2015), parte-se do pressuposto que a forma do corpo limita a performance, que por sua vez influencia o comportamento de forrageamento (GARLAND, 1994). Nesse contexto, a correlação entre as variáveis morfológicas das assembleias de peixes com a sua dieta ou com a exploração do habitat vem sendo testada e detectada em uma série de estudos nas últimas décadas (GATZ JR, 1979; WINEMILLER, 1991; OLIVEIRA *et al.*, 2010; PAGOTTO *et al.*, 2011; NEVES, DELARIVA e WOLFF, 2015; BALDASSO *et al.*, 2019; PESSOA *et al.*, 2021).

Não há registro de estudos que demonstrem a variação na ecomorfologia trófica das populações de *P. reticulata* ao longo do seu desenvolvimento ontogênico, especialmente em riachos urbanos sob efeito direto das ações antrópicas. Dessa forma, estudos dessa natureza podem permitir importante avanço na compreensão da resposta funcional de uma espécie tipicamente generalista frente aos impactos ambientais promovidos pela urbanização. Nesse contexto, a hipótese central desse estudo é que há variações ecomorfológicas e nos espectros alimentares ao longo do desenvolvimento ontogênico das populações de *P. reticulata* em um riacho urbano. Espera-se que as variações ontogênicas na morfoanatomia do corpo e hábitos alimentares tendam, por sua vez, a promover alterações ecomorfológicas significativas (WERNER e GILLIAM, 1984; MAGELLAN e MAGURRAN, 2009),

já que a forma do corpo dos organismos tem demonstrado correlação significativa com a sua dieta (OLIVEIRA *et al.*, 2010; PAGOTTO *et al.*, 2011; NEVES, DELARIVA e WOLFF, 2015; BALDASSO *et al.*, 2019).

Além disso, se espera que as variações alimentares ao longo do desenvolvimento ontogênico da espécie generalista *P. reticulata* também expressem diferentes respostas aos distintos impactos ambientais decorrentes entre os pontos de amostragem, como aqueles observados nas características limnológicas e no uso e ocupação de uma bacia urbana. Assume-se que essa condição estressante tende a provocar relevante variação na oferta e disponibilidade de recursos alimentares para os diferentes estádios do desenvolvimento ontogênico das espécies aquáticas (WALSH, ROY e FEMINELLA, 2005b; GANASSIN *et al.*, 2019).

2 OBJETIVO GERAL

Analisar as variações ontogênicas na ecomorfologia e ecologia trófica das populações de *P. reticulata* em um riacho urbano.

2.1 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- a) Caracterizar a ecomorfologia de *P. reticulata* em um riacho urbano;
- b) Analisar as diferenças ecomorfológicas dentro e entre classes de tamanho de machos e fêmeas de *P. reticulata*;
- c) Caracterizar a diversidade e abundância de recursos alimentares consumidos por *P. reticulata* em um riacho urbano;
- d) Analisar as variações na dieta dentro e entre as diferentes classes de tamanho de machos e fêmeas de *P. reticulata*;
- e) Analisar a plasticidade trófica e amplitude de nicho da espécie;
- f) Avaliar a relação entre a ecomorfologia e a ecologia trófica ao longo do desenvolvimento ontogênico da espécie;
- g) Avaliar o efeito de variáveis limnológicas e da paisagem sobre os padrões ecomorfológicos e tróficos ao longo do desenvolvimento ontogênico da espécie.

3 REFERENCIAL TEÓRICO

3.1 IMPACTOS DA URBANIZAÇÃO NOS ECOSISTEMAS AQUÁTICOS

Os ecossistemas aquáticos continentais de todo o mundo têm sofrido persistentemente com diversos impactos antrópicos, principalmente aqueles relacionados com expansão urbana, os quais tendem a alterar significativamente a dinâmica do ciclo hidrológico e a estrutura das paisagens (LEITÃO *et al.*, 2018). De acordo com dados compilados pelas UNITED NATIONS (2014), espera-se que 66% da população mundial habite centros urbanos até 2050.

Dessa maneira, como componente importante da paisagem, os riachos são diretamente influenciados pelo uso e ocupação desordenados do solo típico da maioria das áreas urbanas (HETTE-TRONQUART *et al.*, 2018). Nesse sentido, as alterações na composição da paisagem causadas pela conversão de habitats naturais em ecossistemas artificiais podem influenciar diretamente as características físicas, químicas e biológicas dos riachos, conseqüentemente alterando a estrutura funcional das assembleias de peixes, levando a implicações para o funcionamento dos ecossistemas (BARBOSA, PIRES e SCHULZ, 2020).

No Brasil, a maior parte dos ambientes aquáticos continentais também tem sido modificada por atividades humanas, as quais direta ou indiretamente também estão ligadas a processos relacionados à urbanização, tais como: contaminação química e eutrofização, sedimentação e assoreamento, canalização e controle do fluxo, introdução de espécies, construção de vias automobilísticas próximas aos cursos d'água (CASATTI, 2004; ORLINSKIY *et al.*, 2015; ZHAO *et al.*, 2019). Esses processos tendem a reduzir a complexidade ambiental, bem como a disponibilidade de recursos e sítios reprodutivos para as espécies, em razão da homogeneização de micro e meso habitats e redução da profundidade e velocidade da água (CASATTI, 2004; FERREIRA e CASATTI, 2006; CUNICO, AGOSTINHO e LATINI, 2006; REIS *et al.*, 2016).

Os riachos submetidos à urbanização podem sofrer um conjunto de distúrbios, a começar pela fragmentação da vegetação ripária e sua substituição por áreas impermeáveis, o que acarreta uma série de consequências que afeta a estabilidade hidrológica a partir do aumento do escoamento superficial e da imprevisibilidade da variação hidrométrica (CUNICO e GUBIANI, 2016). Vários estudos têm reforçado a importância da vegetação ripária 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 (TANAKA *et al.*, 2015). Essa importância se revela ainda mais proeminente para a ecologia trófica das assembleias dos riachos de cabeceira, os quais são mais vulneráveis aos processos físicos que ocorrem no seu entorno devido a sua menor estrutura hidrodinâmica (FU *et al.*, 2017).

Dessa forma, à medida que a urbanização aumenta a degradação dos habitats nos ecossistemas aquáticos, seus impactos afetam diretamente diferentes processos ecológicos, tais como a produção primária, dinâmica de nutrientes e transferência de energia na cadeia alimentar, simplificar as diversidades específica, trófica e funcional e alterar os ecomorfotipos dos diferentes microhabitats do ecossistema (CASATTI, 2004; CUNICO, AGOSTINHO e LATINI, 2006; ZHAO *et al.*, 2019).

Diante dessa realidade, as perdas da biodiversidade e dos seus serviços ecossistêmicos associados tornam urgente ampliar a compreensão sobre como os ambientes naturais reagem às alterações ambientais, principalmente as antrópicas (MCCARTHY *et al.*, 2012; ALVAREDA *et al.*, 2020). Para melhor compreender essa dinâmica, um dos caminhos a ser percorrido é estudar a utilização dos recursos alimentares explorados pelas espécies de peixes, principalmente quanto à origem das fontes de alimentos e as relações com as áreas adjacentes (OLIVEIRA e BENNEMANN, 2005). Nesse caso, a implementação de amostragens representativas dos ambientes permite um diagnóstico espaço-temporal mais refinado e auxilia na construção de modelos preditivos sobre a dinâmica trófica da assembleia. A ampliação dessa avaliação se revela ainda mais premente em bacias distribuídas em áreas de grande densidade e extensão urbanas impermeabilizadas, as quais têm sido

estudadas apenas pontualmente, principalmente quanto à biodiversidade e padrões tróficos (ORICOLLI e BENNEMANN, 2006; GALVES, JEREP e SHIBATTA, 2007).

É importante ressaltar que a cada dia tem se tornado importante ampliar a compreensão sobre a maneira como as comunidades biológicas dos riachos respondem a essas alterações ambientais, tendo em vista à sua elevada susceptibilidade aos impactos antrópicos. Dentre os métodos mais recentes se destaca a análise das redes de interação ecológica, a qual permite avaliar a dinâmica de extinção de espécies a partir de cenários de redução da diversidade de recursos alimentares causada por impactos promovidos pela urbanização (SELLMAN, SÄTERBERG e EBENMAN, 2016). Trata-se de uma das consequências mais significativas dos impactos ambientais em ecossistemas lóticos.

3.2 ESTRUTURA E DINÂMICA LIMNOLÓGICA DE SISTEMAS LÓTICOS

O CONAMA (Conselho Nacional do Meio Ambiente), a partir de suas atribuições tem reforçado que os cuidados com a água estão entre as maiores preocupações para o desenvolvimento sustentável (BRASIL, 2005). Dessa forma, torna-se premente ela seja protegida por legislação ambiental específica resguardando os princípios da precaução, prevenção, poluidor-consumidor, usuário-consumidor e da integração. Esses princípios foram instituídos pela Lei da Política Nacional do Meio Ambiente (Lei Federal 6.938/81) e pela Constituição Federal de 1988.

Neste contexto, a contaminação dos corpos aquáticos com efluentes industriais e domésticos tem se revelado um importante fator responsável pelas alterações das condições normais dos ecossistemas aquáticos. Há a necessidade de que os rios e riachos estejam com sua água em condições apropriadas para o abastecimento e consumo pelos organismos vivos (HOPPE e ARAÚJO, 2012). Nesse sentido, a avaliação monitorada de determinados parâmetros físicos e químicos da qualidade da água, como turbidez, oxigênio

dissolvido, pH e condutividade elétrica, se torna uma ferramenta muito importante a conservação dos recursos hídricos (ESTEVES, 2011).

A turbidez expressa a concentração de compostos em suspensão na água (partículas de substâncias orgânicas finamente divididas, partículas de rochas, argila e silte), reduzindo a penetração da luz em razão da sua reflexão e absorção (VON SPERLING, 2005; TUNDISI e TUNDISI, 2008). O aumento da turbidez na água faz com que ocorra redução da taxa fotossintética, alterando toda a dinâmica metabólica dos ecossistemas aquáticos. Conseqüentemente, esse processo interfere na composição de espécies, as quais tendem a se adaptar a essas variações na luminosidade e transparência da água (VON SPERLING, 2005; ESTEVES, 2011; MARCUCCI, 2019).

O oxigênio dissolvido, por sua vez, é relevante para os ecossistemas aquáticos, pois está associado a taxa metabólica primária (ESTEVES, 2011; TUNDISI e TUNDISI, 2008). A sua baixa concentração na água pode indicar o aporte exacerbado de nutrientes orgânicos de origem antrópica ou natural e a sua distribuição pode afetar a ocorrência dos organismos aquáticos (OLIVEIRA e GOULART, 2000).

De acordo com Von Sperling (2005), o pH representa a concentração de íons hidrogênio H^+ ao longo da coluna d'água. Em corpos aquáticos continentais, seus valores podem variar entre 6 e 8,5, dependendo da concentração de íons originados da quebra da matéria orgânica, geralmente oriundas da mata ciliar ou fontes antrópicas (ESTEVES, 2011). Em condições de pH muito baixo existem peixes que podem manter uma estabilidade interna do pH, apesar das variações no meio. Contudo, quando se atinge valores menores de 5 tende a ocorrer efeitos negativos sobre a reprodução, produção de muco e fisiologia das membranas das brânquias, tendendo a haver perda de sais e diminuição no transporte de oxigênio pelas hemoglobinas (MATTHEWS, 1998).

Já a condutividade elétrica proporciona a estimativa da capacidade da água em conduzir corrente elétrica em função do gradiente de concentração de íons presentes na coluna d'água. Ela fornece informações preciosas relacionadas à quantificação da produtividade primária e, principalmente, sobre

fontes poluidoras de origem antrópica com potencial de alteração do estado metabólico do ecossistema aquático (ESTEVES, 2011).

3.3 ECOLOGIA DA PAISAGEM

A análise da heterogeneidade dos habitats em diversas escalas espaciais tem se mostrado cada mais relevante, pois tem afetado diretamente os estudos sobre a estrutura das assembleias biológicas. Contudo, quando se trata de esforços conservacionistas ou de restauração de ecossistemas, tem sido necessário se investigar a heterogeneidade espacial em várias escalas simultaneamente (CHEEK *et al.*, 2016). Nesse sentido, o sensoriamento remoto por satélite dos ecossistemas aquáticos continentais e marinhos se transformou em uma ferramenta muito importante e indispensável para monitoramento ambiental e avaliação de impactos antrópicos (CHASSOT *et al.*, 2011).

Hamidi, Hosseiny e Ekhtari (2017) reforçam que os dados de sensoriamento remoto se tornam uma alternativa de extrema eficiência para monitoramento de campo por sua cobertura espacial e temporal. A floresta ripária, por exemplo, é essencial para manter a integridade ecológica e o metabolismo dos ambientes aquáticos. Desse modo, utilizar dados de sensoriamento remoto para avaliar as condições dos ecossistemas aquáticos, mediante a disposição espacial de suas características estruturais e validações por medições de campo, pode se tornar imprescindíveis para avaliar a influência do uso e ocupação do solo sobre o seu funcionamento (FU *et al.*, 2017).

Dessa maneira, os ecossistemas lóticos, por exemplo, estão inseridos em paisagens heterogêneas compostas por um mosaico de habitats aquáticos e terrestres, havendo poucas informações sobre como essa heterogeneidade espacial afeta a biota aquática nessas paisagens (TONOLLA *et al.*, 2012).

Nesse sentido, as técnicas de sensoriamento remoto podem fornecer uma resolução temporal e espacial mais alta do que os métodos tradicionais de monitoramento de qualidade da água, os quais podem auxiliar na compreensão dos padrões de composição das assembleias de peixes e teste de métricas candidatas para avaliar o estado ecológico de grandes corpos d'água (SANDSTRÖM *et al.*, 2016).

Em estudos realizados na região da Amazônia utilizando Landsat, Arantes, Winemiller e Asher (2019) e Araújo-Flores, Garate-Quispe e Molinos (2021) revelaram a importância dessa ferramenta quando aplicada ao tratamento e análise de dados do uso e ocupação do solo. Esses autores demonstraram como as características e a dinâmica da paisagem, tais como sazonalidade e inundações anuais de rios próximos, influenciam a estrutura das comunidades aquáticas em lagoas neotropicais degradadas por mineração em processo de restauração.

3.4 USO E OCUPAÇÃO DO SOLO

A série de satélites Landsat provenientes da parceria entre National Aeronautics and Space Administration (NASA) e o United States Geological Survey (USGS) fornecem informações ajustadas no visível e infravermelho de modo contínuo, o que auxilia na precisão e acurácia para realizar mapeamentos desde a década de 1970 (RODRIGUES *et al.*, 2016). O conjunto de imagens da série Landsat-8 lançado em 2013 por exemplo, conta com a presença dos sensores OLI (Operational Land Imager) e TIRS (Thermal Infrared Sensor), com capacidade de faixa de área imageada de 185 km, com intervalo de 16 dias e resolução radiométrica de 12 bits, capturando imagens em bandas pancromáticas, multiespectrais e termais, conforme demonstrado no Tabela 1 (SERVIÇO GEOLÓGICO DOS ESTADOS UNIDOS, 2016).

Neste contexto, as imagens matriciais amostradas pelos satélites são compostas por séries de elementos (pixels) que representam o valor referente a energia refletida em sua superfície correspondente. Para realizar as interpretações dessas imagens é necessário a utilização de técnicas de

fotointerpretação, geoprocessamento e classificação, com o intuito de individualizá-las (CÂMARA, DAVIS e MONTEIRO, 2001; LOPES, 2021).

TABELA 1 - Bandas espectrais do satélite Landsat-8

Bandas Espectrais	Resolução Espectral (μm)	Resolução Espacial (m)	Sensor
B1 – Costal	0.433 - 0.453	30	OLI
B2 – Azul	0.450 - 0.515	30	OLI
B3 – Verde	0.525 - 0.600	30	OLI
B4 - Vermelho	0.630 - 0.680	30	OLI
B5 - Infravermelho Próximo	0.845 - 0.885	30	OLI
B6 - Infravermelho Médio	1.560 - 1.660	30	OLI
B7 - Infravermelho Médio	2.100 - 2.300	30	OLI
B8 - Pancromático	0.500 - 0.680	15	OLI
B9 – Cirrus	1.360 - 1.390	30	OLI
Banda 10 – Infravermelho termal 1	10.60 - 11.19	100	TIRS
Banda 11 – Infravermelho termal 2	11.50 - 12.51	100	TIRS

FONTE: Serviço Geológico dos Estados Unidos (2016).

Dessa forma, o procedimento para classificação de imagens envolve associar cada pixel das imagens amostradas a um “rótulo” descritivo, sendo capaz o pixel de reconhecer os padrões e objetos homogêneos para mapear a área de desejada. Assim, cada pixel é associado a uma classe, sendo o pixel definido pela reflectância ou emitância do objeto que o compõe e, dessa maneira, como resposta, é fornecido um mapa temático (CRÓSTA, 1992; LOPES, 2021).

A realização da classificação de imagens pode ser feita por duas abordagens: A classificação digital ou não supervisionada e classificação supervisionada. Primeiramente, a classificação não supervisionada não necessita do conhecimento das classes presentes na imagem, por outro lado, a classificação supervisionada precisa primordialmente do conhecimento da área, proporcionando uma seleção mais confiável das amostras (NOVO, 2008; LOPES, 2021).

Dessa foram as técnicas de classificação de imagens supervisionadas, têm sido aplicadas em estudos relacionadas a estruturas de paisagens (GRISE e BIONDI, 2012), mapeamento de cultivos agropecuários (LAMPARELLI, NERY e ROCHA, 2011), uso e ocupação solo (NUNES *et al.*, 2015), monitoramento de vegetação (GIL *et al.*, 2014) e em floretas ribeirinhas analisadas na China (FU *et al.*, 2017).

3.5 A ECOMORFOLOGIA COMO FERRAMENTA PARA AVALIAÇÃO DO PADRÃO DE EXPLORAÇÃO DE RECURSOS

Diversos estudos nas últimas décadas têm demonstrado que a morfologia pode limitar o conjunto dos recursos alimentares a serem explorados por um dado organismo (BREDA, OLIVEIRA e GOULART, 2005). No caso dos peixes, as diferentes formas de corpo indicam uma variedade de habitats que podem ser explorados e ocupados por uma espécie, assim, as variações nas medidas de tamanho da boca, por exemplo, determinam o tamanho e o tipo de alimento que potencialmente pode ser consumido (BREDA, OLIVEIRA e GOULART, 2005; OLIVEIRA *et al.*, 2010; GAMBAROTTO, 2017; ARAÚJO, 2020).

A análise da estrutura ecomorfológica das assembleias revela nitidamente os aspectos funcionais dos ecossistemas. Essa avaliação parte da ideia de que uma dada assembleia com diferentes formas corporais pode representar maior variação nos potenciais ecológicos dos complexos forma-função e, dessa forma, indica ampliação potencial da diversidade de recursos que podem ser explorados (BOCK e VON WAHLERT, 1965; FOOTE, 1997).

Desse modo, a ecomorfologia proporciona uma variedade de abordagens em relação à análise da exploração de recursos ambientais pelas espécies. Uma delas, por exemplo, se refere à ponderação do arcabouço de nicho e os potenciais de exploração de recursos essenciais a partir da análise da forma do corpo, bem como dos mecanismos morfofuncionais subjacentes que influenciam esses potenciais (MOTTA, NORTON e LUCZKOVICH, 1995). Nesse sentido, espera-se que a exploração de recursos ambientais seja diretamente influenciada pela morfologia do corpo e pelo comportamento dos indivíduos, pressupondo que a forma do corpo limita a *performance* de locomoção, conseqüentemente limitando o comportamento (GARLAND, 1994).

Estudos recentes revelam e salientam que a diversidade de variáveis ecomorfológicas é uma consequência do potencial de exploração de diferentes recursos ambientais presentes no hábitat, os quais estabelecem associações diretas com a hidrodinâmica corporal das espécies (CARDOSO *et al.*, 2019).

Podemos destacar então que, mediante a disposição de uma ferramenta como a ecomorfologia, é possível avaliar a intensidade da correlação entre a morfologia das espécies e os fatores ambientais, permitindo melhor compreensão de suas implicações ecológicas e evolutivas. Além disso, essas possíveis correlações possibilitam inferir sobre aspectos das histórias de vida das espécies, bem como suas adaptações aos seus ambientes naturais, demonstrando que seus atributos ecológicos podem ser entendidos a partir da forma do corpo (BREDA, OLIVEIRA e GOULART, 2005; OLIVEIRA *et al.*, 2010; NEVES, DELARIVA e WOLFF, 2015; GAMBAROTTO, 2017; BALDASSO *et al.*, 2019; ARAÚJO, 2020).

Neste contexto, investigar as correlações potenciais entre as variáveis morfológicas das populações de peixes e suas respectivas dietas, bem como com a exploração e uso do habitat, é importante, pois permite refinar a compreensão das interações ecológicas e evolutivas entre as espécies e os ambientes que ocupam (WINEMILLER, 1991; RICKLEFS e MILES, 1994; BREDA, OLIVEIRA e GOULART, 2005; OLIVEIRA *et al.*, 2010; RICKLEFS, 2012; NEVES, DELARIVA e WOLFF, 2015). A utilização de técnicas estatísticas de correlação com o intuito de validar a utilização das variáveis morfológicas como ferramenta para prever os seus papéis ecológicos (*sensu* BOCK e VON WAHLERT, 1965), vem se destacando por sua habilidade preditiva.

Há outros aspectos da relação entre morfologia e ecologia que também devem ser levados em consideração, como a história filogenética das espécies. De acordo com Douglas e Matthews (1992), as relações entre a morfologia e a ecologia podem ser essencialmente fruto das relações filogenéticas, ou seja, a estrutura ecológica das assembleias pode ser originada a partir das adaptações do formato do corpo aos recursos disponíveis, mas apenas como resultado da história filogenética das espécies, se refletindo no comportamento e na fisiologia desses organismos (OLIVEIRA *et al.*, 2010; PAGOTTO *et al.*, 2011).

Entretanto, para validar estudos ecomorfológicos é necessário um conjunto de métodos que demonstrem que a relação entre morfologia e ecologia seja, de fato, oriunda de respostas adaptativas e pressões seletivas

do ambiente, e não meramente decorrentes da história filogenética das espécies. Oliveira *et al.* (2010), em um estudo realizado com assembleias de peixes na planície de inundação do Rio Paraná, constataram por meio da análise de correlações parciais entre matrizes que a filogenia não interfere exclusivamente na variação do padrão de utilização dos recursos pelas espécies. Esses autores verificaram que peixes com habilidades funcionais similares, por exemplo, apresentaram tendências de adaptações morfológicas análogas, independentemente das relações filogenéticas que mantêm entre si.

A partir do exposto, o principal objetivo da ecomorfologia é compreender como a morfologia de diferentes organismos, bem como seus distintos modos de vida, relacionam-se entre si, a ponto de melhor entender os mecanismos pelos quais as pressões seletivas do ambiente conduzem à seleção natural e ao processo evolutivo (FRAGOSO-MOURA *et al.*, 2017), proporcionando a compreensão sobre a diversidade de nichos ecológicos que podem ser ocupados pelos diferentes organismos, podendo ser útil para demonstrar como os impactos antrópicos alteram a estrutura ecomorfológica das assembleias (BALDASSO *et al.*, 2019; ARAÚJO, 2020).

3.6 VARIAÇÕES ECOMORFOLÓGICAS INTRAESPECÍFICAS

Quando estudamos populações, uma das formas de entender a dinâmica ecológica das espécies é a partir da análise das variações ecomorfológicas, compreendendo de maneira mais integrada as direções das variações populacionais (CANO *et al.*, 2020). Na medida em que a ecomorfologia avalia as relações existentes entre a morfologia dos indivíduos e os distintos ambientes que habitam (OLIVEIRA *et al.*, 2010), as diferenças morfológicas dentro de uma população podem estar relacionadas a diversos fatores que influenciam o seu nicho explorado da espécie, tais como: competição intra e interespecífica, disponibilidade dos recursos, tamanho do território, variações gênicas, dentre outros. Além disso, a variação morfológica também é influenciada pelas alterações ecológicas que ocorrem no ambiente ao longo do tempo (SOUZA *et al.*, 2015; CANO *et al.* 2020).

Nesse sentido, podemos denominar esses processos citados anteriormente no contexto populacional de variação ecológica intraespecífica, definida como a variação total de uma determinada característica ou conjunto de características ecológicas (morfologia, dieta ou características reprodutivas) expressa por indivíduos de uma mesma espécie, a qual pode revelar a performance de um organismo em um determinado ambiente (MANNA e REZENDE, 2021).

Habitualmente, em estudos com peixes de riachos, as características ecológicas mensuradas podem ser representadas por atributos relacionados à alimentação, exploração do habitat, ecomorfologia, história de vida, características genótípicas, desenvolvimento ontogênico e comportamento (MANNA e REZENDE, 2021). Tais estudos colaboram para o entendimento desde teorias ecológicas e evolutivas, padrões de coexistência, interações inter e intraespecíficas, adaptação local até mecanismos evolutivos frente a mudanças e distúrbios ambientais (HARDING *et al.*, 2019; MANNA e REZENDE, 2021). Diferentes características na composição da dieta, por exemplo, as quais são quantificadas a partir de análises de conteúdo estomacal, além de serem importantes podem revelar diferenças individuais importantes para o entendimento sobre as interações ecológicas e manutenção de diferentes populações de peixes (VILLÉGER *et al.*, 2012).

Dessa forma, a amplitude e a sobreposição dos nichos ecológicos ocupados por diferentes espécies têm sido quantificadas a partir da variação de valores médios de índices ecomorfológicos e da dieta das espécies. Os índices ecomorfológicos estimam os papéis funcionais das estruturas morfológicas, independentemente do tamanho dos indivíduos. Por outro lado, a dieta pode ser reconhecida a partir do consumo médio de presas de uma determinada população. Essas avaliações estabelecem o padrão médio de exploração do ambiente pela população, minimizando o efeito das especificidades individuais. Como resultado, os papéis ecológicos que cada indivíduo pode exercer no ambiente, desde a exploração de um determinado microhabitat, ou a predação de uma determinada população de presa, influenciarão o nicho trófico da população, estabelecendo os limites para a sua sobreposição e, conseqüentemente, a pressão de competição intraespecífica que

potencialmente poderá ocorrer ao longo do tempo (MANNA e REZENDE, 2021).

3.7 HISTÓRIA DE VIDA E ECOLOGIA TRÓFICA DA *Poecilia reticulata*

A espécie *P. reticulata* Peters, 1859 pertence à Família Poeciliidae, Ordem Cyprinodontiformes, Classe Actinopterygii e Filo Chordata do Reino Animalia. Trata-se de uma espécie nativa das Américas Central e do Sul, principalmente das Ilhas de Trinidad e Tobago, um país insular do Caribe situado nas pequenas Antilhas ao largo da costa nordeste da Venezuela e ao sul de Granada. A espécie tem apresentado variabilidade genética expressiva, além de diversificação das características morfológicas, padrão de cores, mecanismos anti-predação, crescimento e reprodução (ZANDONA *et al.*, 2011; BAILLIE, 2012; MISE *et al.*, 2015; MOHAMMED, *et al.* 2020).

Essa espécie tem se revelado vivípara e tipicamente r-estrategista (*sensu* PIANKA, 1970), se destacando pela exploração eficiente dos recursos disponíveis e elevado potencial biótico (GOMIERO e BRAGA, 2007), ocorrendo abundantemente em sistemas lóticos sob pressão ambiental caracterizados pela alta concentração de nutrientes e baixa concentração de oxigênio dissolvido (OLIVEIRA e BENNEMANN, 2005; CUNICO, AGOSTINHO e LATINI, 2006). Dentre esses sistemas estão os riachos urbanos, inseridos em bacias caracterizadas pela supressão da vegetação ripária e vasta área de solo superficial impermeável, que associadas à precipitação pluviométrica, têm influência direta sobre os hábitos de forrageamento alimentar da espécie (GANASSIN *et al.*, 2019). É também considerada uma espécie ideal para investigar o sucesso das invasões biológicas, havendo um extenso grupo de pesquisadores estudando sua ecologia evolutiva, bem como sua autoecologia, comportamento e história de vida (MAGURRAN, 2005).

As fêmeas de *P. reticulata* são significativamente maiores em tamanho quando comparadas aos machos, os quais atingem 35 mm de comprimento médio em comparação aos 50 mm das fêmeas (MAGURRAN, 2005), o que se reflete na diferença entre seus nichos tróficos, assim como no comportamento

de forrageamento (MAGURRAN, 2005; AWOYEMI *et al.*, 2014). As fêmeas tendem a passar mais tempo forrageando do que os machos, além de explorarem nichos diferentes, preferindo forragear a zona bentônica, enquanto os machos tendem a explorar a coluna de água (MAGURRAN, 2005; AWOYEMI *et al.*, 2014; DEACON *et al.*, 2019).

Há também diferenças no padrão de crescimento entre os indivíduos de ambos os sexos, com os machos exibindo crescimento retardado, que cessa completamente após sua maturidade sexual, enquanto as fêmeas continuam a crescer independentemente de seu estado reprodutivo (REZNICK, 1982). Os machos possuem um padrão de coloração da cauda peculiar, além de nadadeiras caudais relativamente maiores, com o primeiro raio da nadadeira anal transformado em gonopódio para a cópula ou fertilização interna. Os machos perseguem frequentemente as fêmeas para se acasalarem. São ovovivíparos e as fêmeas armazenam espermatozoides para fertilização posterior, podendo gerar prole a cada quatro semanas (REZNICK, 1982; MAGURRAN, 2005; ZANDONA *et al.*, 2011).

A espécie foi introduzida originalmente pelo mundo para controlar o crescimento de larvas de mosquitos (DEACON *et al.*, 2019), pela eficácia que há entre o seu comportamento de forrageamento e o controle biológico de larvas de mosquito (AWOYEMI *et al.*, 2014). Há inúmeras variáveis que podem afetar as interações entre peixes que se alimentam de larvas, dependendo das características biológicas e ecológicas de ambos, bem como das variáveis físicas e químicas que podem afetar seu forrageamento, como por exemplo, a turbidez que limita a predação de larvas.

Neste contexto, *P. reticulata* é uma espécie onívora e naturalmente versátil, demonstrando elevadas plasticidades fenotípica e trófica (REZNICK *et al.*, 1997; TORRES-DOWDALL *et al.*, 2012). Sua dieta alimentar se sustenta em pequenos crustáceos, anelídeos, ovos de peixes, detritos orgânicos, larvas de insetos, bem como suas formas adultas de Ceratopogonídeos, Chironomídeos, Culicídeos, Dipterídeos, Hemípteros e Hymenópteros (REZNICK, 1989; ZANDONA *et al.*, 2011; TORRES-DOWDALL *et al.*, 2012; ARAÚJO, 2020).

Na medida em que os insetos são os recursos alimentares preferenciais da espécie, sua dieta pode ser muito influenciada pela presença ou não da vegetação ripária (AWOYEMI *et al.*, 2014). A maioria dos habitats naturais apresenta cobertura vegetal, a qual tende a fornecer maior disponibilidade de recursos, ou seja, de presas, além de reduzir a chance de encontro com predadores quando comparada com um local sem vegetação (PRIYADARSHANA *et al.*, 2001; AWOYEMI *et al.*, 2014).

De acordo com Anderson (1984), diferentes grupos de presas podem utilizar a cobertura vegetal de maneiras distintas, considerando suas respectivas histórias de vida, podendo constituir um sistema de multi-presas e afetar diretamente as suas seleções no ambiente. Contudo, em riachos com supressão da vegetação ripária, a espécie *P. reticulata*, por exemplo, tende a apresentar hábito alimentar detritívoro, em razão da ausência de recursos naturais de origem animal (BOJSEN e BARRIGA, 2002; LORION e KENNEDY 2009).

No que se refere à interação com seus predadores, *P. reticulata* apresenta diferentes estratégias de evasão, ocupando a zona pelágica para observar a localização dos predadores e executar estratégias de fuga (MAGURRAN, 2005). Por serem muitos sociáveis dentro de suas populações, os indivíduos dessa espécie detectam informações sobre os habitats e estratégias de forrageamento, bem como sobre o padrão de coocorrência de indivíduos responsável pela intensidade da competição intraespecífica, a qual influencia o acasalamento e a reprodução. Os machos dessa espécie, por exemplo, têm demonstrado passar mais tempo cortejando as fêmeas e, conseqüentemente, reduzindo seu tempo de forrageamento (AWOYEMI *et al.*, 2014; DEACON *et al.*, 2019). Dessa forma, as fêmeas promovem segregação espacial ao tentarem evitar a presença de machos para que possam se alimentar mais e reduzirem as chances de serem predadas, em razão da maior dispersão entre os indivíduos (AWOYEMI *et al.*, 2014; DEACON *et al.*, 2019; BIERBACH *et al.*, 2021).

Em um estudo realizado por Darden e Croft (2008) ficou evidenciado que as preferências de habitats pelas fêmeas são afetadas pela presença de machos, ou seja, o cortejamento pelos machos impulsionam a segregação

espacial das fêmeas. Na presença de machos, as fêmeas selecionam ativamente áreas de alto risco de predação, evitando a presença de machos com o intuito de aumentar a disponibilidade de recursos. Portanto, elas correm mais risco de predação ao reduzirem o comportamento de cortejo sexual e, assim, aumentam o seu tempo de forrageamento (DARDEN e CROFT, 2008).

Diante dessas considerações, em um estudo que explora as mudanças nas taxas de mortalidade, especialmente mortalidade induzida pelo predador, Reznick e Endler (1982) e Magurran *et al.* (1992) argumentam que esse mecanismo pode levar à seleção direcional de características que reduzem a probabilidade de predação ou aumentam a probabilidade de sucesso reprodutivo das populações. Nesse caso, as mudanças nas taxas de mortalidade foram selecionadas a partir de mudanças em caracteres adaptativos na história de vida da espécie, no comportamento anti-predador, na morfologia e mesmo no padrão de coloração (REZNICK e ENDLER, 1982; MAGURRAN *et al.*, 1992).

Nesse contexto, as fêmeas de *P. reticulata* em ambientes com baixa pressão de predadores se reproduzem menos, mas a prole é maior em cada ninhada (REZNICK, 1982). Os episódios reprodutivos tendem a ser menores nessa circunstância, a idade de maturação sexual é mais tardia e os indivíduos se reproduzem com menor frequência, reduzindo a sua dieta com recursos de menor qualidade nutricional, ao contrário dos indivíduos presentes nos ambientes que sofrem alta predação (REZNICK, 1982; REZNICK e ENDLER, 1982). Segundo estudos realizados por Reznick e Endler (1990), quando as *Poecilias* são transferidas de ambientes de baixa pressão de predadores para outro ambiente de alta pressão, seus indivíduos podem mudar o conjunto de traços da história de vida, podendo evoluir e adaptar-se à nova condição em menos de 20 gerações.

A partir de estudos de longo prazo sobre os efeitos da predação sobre *P. reticulata* de Trinidad e Tobago foi possível constatar que a espécie se revela um bom modelo para examinar a evolução adaptativa em resposta à mortalidade induzida por predador (REZNICK e ENDLER, 1982; MAGURRAN *et al.*, 1992). As populações de *P. reticulata* de Trinidad e Tobago possuem diferenças significativas nos padrões de coloração, etológicos e histórias de

vida, os quais estão fortemente associados com as espécies de predadores que habitam os mesmos locais (REZNICK e ENDLER, 1982; MAGURRAN *et al.*, 1992; ZANDONA, 2011).

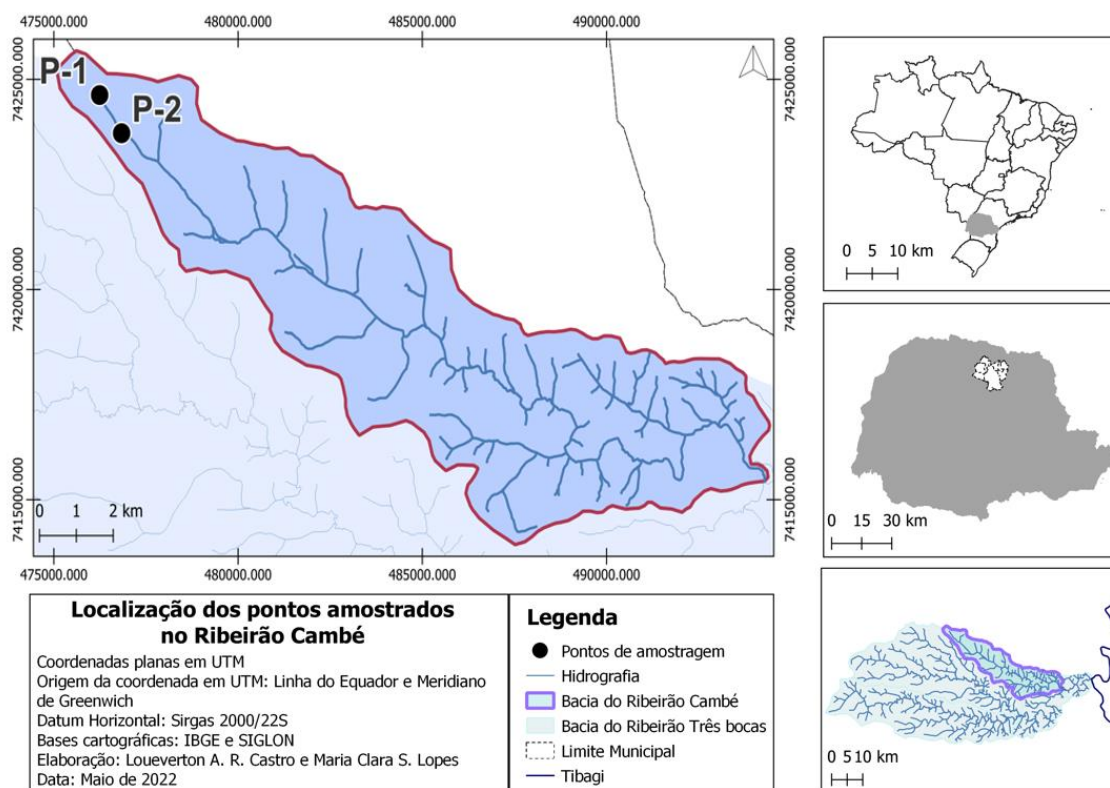
Contudo, estudos na área da ecologia trófica também permitem um grande avanço na compreensão da resposta das populações de *P. reticulata* frente aos impactos promovidos pela expansão urbana. Mudanças substanciais e drásticas têm sido verificadas em populações urbanas quando comparadas com populações que colonizam habitats mais bem preservados, especialmente em relação aos padrões morfológicos, hábitos alimentares e reprodução. É plausível a hipótese que essas diferenças também sejam influenciadas pelos regimes de alta e baixa predação (REZNICK, 1989; TORRES-DOWDALL *et al.*, 2012; ZANDONA *et al.*, 2011).

4 MATERIAS E MÉTODOS

4.1 ÁREA DE ESTUDO

O Ribeirão Cambé percorre 21,5 km nos Municípios de Cambé e Londrina até desaguar no Ribeirão Três Bocas, afluente do Rio Tibagi (ISHIKAWA *et al.*, 2009). Sua bacia apresenta aproximadamente 76 km², dos quais 50 km² se localiza em espaço urbano e os outros 26 km² em área de drenagem rural. A Figura 1 apresenta a localização do Ribeirão Cambé e a disposição dos pontos de amostragem das populações de *P. reticulata* analisadas no presente estudo.

FIGURA 1 - Localização dos pontos de amostragem ao longo do gradiente longitudinal do Ribeirão Cambé (Londrina-PR)

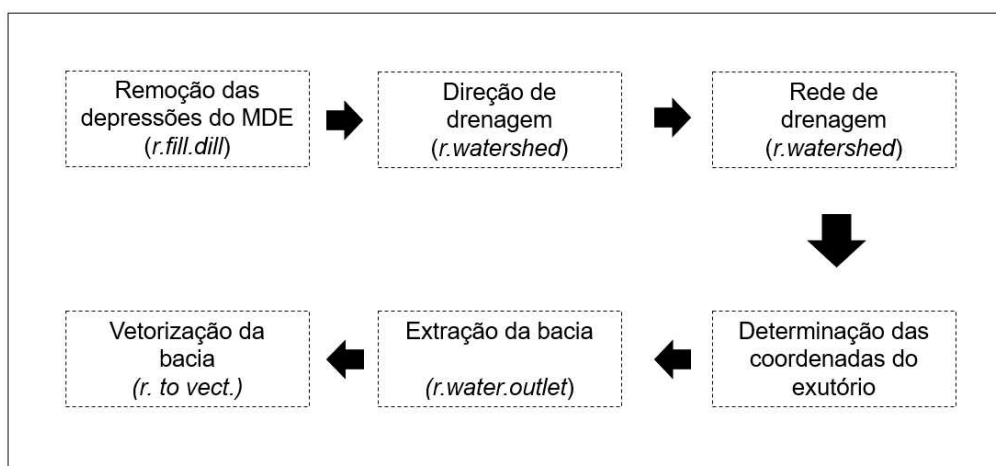


FONTE: Autoria Própria (2022).

4.2 GEOPROCESSAMENTO E ANÁLISE DE SENSORIAMENTO REMOTO

A análise de uso e ocupação do solo do trecho de cabeceira do Ribeirão Cambé foi realizada a partir de imagens capturadas pelo satélite LANDSAT 8 com resolução de 30 metros/pixel do sensor OLI, utilizando as bandas B3 (verde), B5 (Infravermelho próximo) e B7 (Infravermelho próximo), as quais são disponibilizadas gratuitamente pelo Serviço Geológico dos Estados Unidos (2016). Foi selecionada uma imagem do ano de 2013, exatamente no período intermediário entre as coletas das populações de *P. reticulata*, buscando aproximar o período das amostragens ictiofaunísticas com aquele da imagem da paisagem analisada. O ponto de amostragem 2 (Figura 1) foi considerado como exutório do trecho de cabeceira estudado, com isso delimitando a sub-bacia a ser analisada. Para tanto foi utilizado o modelo digital de elevação (MDE), que se trata de uma representação de altitude da bacia dada em formato matricial, onde cada pixel tem um valor de altitude (TONIOLO, SILVA e LOURENÇO, 2021). O plano TOPODATA do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais disponibilizou a utilização do MDE com resolução de 30 metros, o que permitiu a aplicação da técnica de processamento para delimitação da sub-bacia, mediante a utilização do plugin Grass GIS (2013) (Figura 2).

FIGURA 2 - Etapas para delimitação de bacias hidrográficas pelo Grass GIS



FONTE: Adaptado de Sobrinho *et al.* (2010) e Lopes (2021).

Nesse sentido, as falhas do MDE são caracterizadas por áreas que apresentam elevações com valores superiores às cotas, sendo similares a uma depressão. Dessa forma, o processo de preenchimento de depressões espúrias foi realizado pela função “r.fill.dir”, a qual considera a altitudes do pixel vizinho para preencher esses espaços (SOBRINHO *et al.*, 2010; LOPES, 2021).

Posteriormente, definiu-se a direção do escoamento de água e a rede de drenagem com o comando “r.watershed” (SANTOS, LOLLO e MAUAD, 2014). Em seguida, a partir do resultado da rede de drenagem, determinou-se as Coordenadas dos pontos exutórios, considerando o último ponto de coleta e, na sequência, os demais pontos (de jusante a montante). Após essa etapa foi realizada a extração da bacia “r.water.outlet” a partir das Coordenadas e da imagem resultante de direção de escoamento. Na última parte dessa etapa foi realizada a vetorização da bacia resultante (LOPES, 2021).

Para a classificação supervisionada de imagens de sensoriamento remoto utilizou-se o Semi-Automatic Classification Plugin (SCP) (CONGEDO, 2021), seguindo as etapas descritas na Figura 3.

FIGURA 3 - Fluxograma geral das etapas para construção do mapa temático de uso e ocupação do solo



FONTE: Autoria Própria (2022).

Determinou-se cinco classes de uso e ocupação do solo para as imagens: área urbana, área de lâmina d’água, área de agricultura, vegetação e solo exposto. A classe área urbana consiste em toda área da paisagem coberta por asfalto e edificações. A área de agricultura contempla aquelas cobertas por culturas agrícolas e atividade pecuária, tais como plantações (antes e após colheitas) e pastagens, respectivamente. O solo exposto representa a área com solo desprovido de qualquer recobrimento vegetal ou de edificações. A

lâmina d'água representa a superfície coberta por água. A classe vegetação contempla toda área de vegetação ciliar coberta por árvores.

Na sequência digitalizou-se os polígonos de treinamento, atribuindo de quinze a vinte amostras para cada tipo de cobertura do solo (LOPES, 2021). A imagem de cada sub-bacia foi processada pela metodologia de classificação Supervisionada pixel a pixel, pelo algoritmo de Mínima Distância. O Índice de Kappa foi aplicado com o intuito de validar a acurácia da classificação, de acordo com a seguinte equação (MOREIRA, 2001):

$$K = \frac{N \sum_{i=1}^r X_{ii} - \sum_{i=1}^r (X_i * X_{+i})}{N^2 - \sum_{i=1}^r (X_i * X_{+1})}$$

Onde:

K: Índice de exatidão Kappa;

r: Número de linhas da matriz;

X_{ij} : número de observações na linha i e coluna j; X_i e X_{+i} : totais marginais da linha i e coluna j, respectivamente;

N: número totais de observações.

A partir dos intervalos do Índice de Kappa foi realizada a classificação do nível de acurácia do mapa temático resultante (Tabela 2; LANDIS e KOCH, 1977).

TABELA 2 - Intervalo de aceitação para o Índice Kappa (K)

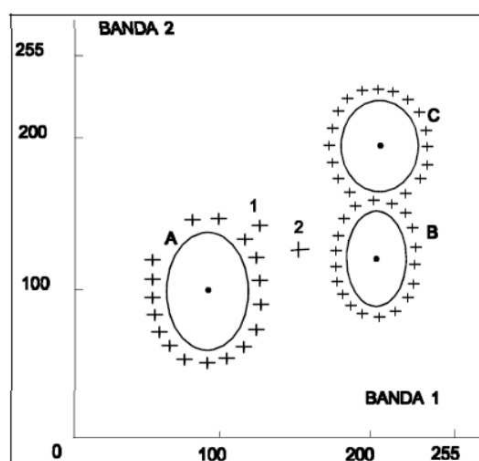
Índice de Kappa (K)	Características
$K \leq 0,2$	Ruim
$0,2 < K \leq 0,4$	Razoável
$0,4 < K \leq 0,6$	Bom
$0,6 < K \leq 0,8$	Muito bom
$K \geq 0,8$	Excelente

FONTE: LANDIS e KOCH (1977).

Para a construção dos mapas temáticos de cada sub-bacia foi utilizado o modelo estabelecido pelo método da distância mínima, para o qual os pixels foram classificados de acordo com a proximidade entre as classes. A partir de

dados estatísticos, o pixel é enquadrado de acordo com a média das outras classes que for mais próximo a ele. Dessa forma, quando um pixel está na mesma distância das classes, como observado na Figura 4, pelo pixel “2” e classes “A” e “B”, o pixel tenderá a ter maior afinidade com a classe que ocupe maior espaço em razão dos seus atributos (classe A), o que, porém, não é possível ser resolvido pela distância mínima (CRÓSTA, 1992; BARBOSA, NOVO e MARTINS, 2019).

FIGURA 4 - Diagrama do espaço entre as classes “A,” “B” e “C” e “1” e “2” representando a posição média de cada classe



FONTE: CRÓSTA (1992).

4.3 AMOSTRAGENS DE PEIXES

As amostragens de peixes foram realizadas trimestralmente de 2012 a 2014, nos meses de março, junho, setembro e dezembro nos dois pontos de amostragem do Ribeirão Cambé (Figura 1). As coletas de peixes foram implementadas sob licença do Instituto Chico Mendes de Conservação e Biodiversidade (ICMBio), sistema de Autorização e informação em Biodiversidade (SISBIO; licença permanente no 28.113-1/2011).

Inicialmente, instalou-se uma rede de contenção multifilamentada com 2 mm entre nós a jusante do trecho amostral, delimitando a área para não permitir o escape de peixes. Posteriormente, realizou-se a pesca manual, com esforço amostral de três pessoas empregando estratégias de captura ativa com

o uso de puçás, peneiras e redinhas, percorrendo um trecho aproximado de 50 m durante 40 min.

Em seguida, realizou-se a pesca elétrica no mesmo trecho com esforço de duas pessoas (um em cada puçá eletrizado) por 40 min utilizando um gerador portátil de corrente alternada, 2,5 kW, 400 V, 2 A. Os puçás foram passados por uma única vez no sentido montante-jusante. Após o término da aplicação dos dois métodos, a rede de contenção foi retirada cuidadosamente para capturar os indivíduos aprisionados.

Os indivíduos capturados foram fixados em solução formalina 10% e conservados em álcool 70% no Laboratório de Ecologia teórica e Aplicada (LETA) na UTFPR *Campus* Londrina. Posteriormente os espécimes foram identificados com auxílio de chaves de identificação e comparados com exemplares das Coleções Ictiológicas do Museu de Ictiologia do Núcleo de Pesquisas em Limnologia, Ictiologia e Aquicultura (NUPELIA) da Universidade Estadual de Maringá e do Museu de Zoologia da Universidade Estadual de Londrina.

4.4 AMOSTRAGENS LIMNOLÓGICA E HIDRODINÂMICA

As variáveis limnológicas foram aferidas *in loco*, simultaneamente com a coleta de peixes, sendo realizada a tomada de dados das seguintes variáveis físicas e químicas da água: pH, condutividade elétrica ($\mu\text{S}/\text{cm}$), oxigênio dissolvido (mg/L e % saturação), temperatura da água ($^{\circ}\text{C}$) e turbidez. Essas variáveis foram estimadas com o auxílio de aparelhos sondas portáteis, tais como: medidor de pH (peagâmetro TECNOPON, Modelo MPA210P), condutividade elétrica (condutímetro INSTRUTHERM, Modelo CD-860), oxigênio dissolvido (Politerm, modelo POL-60) e turbidímetro (TECNOPON, Modelo TB 1000P). As amostras de água foram coletadas com auxílio de um pote de vidro de 500 mL a 30 cm da superfície na coluna d'água para facilitar a leitura das sondas portáteis. Em cada ponto de amostragem também foram estimadas a profundidade média (m) com trena milimetrada e a largura média

do canal (m) com trena eletrônica. Além disso, foram calculadas as vazões (m³/s) em cada ponto de amostragem.

4.5 BIOMETRIA

Em laboratório os espécimes foram numerados, etiquetados, medidos (comprimento) e pesados (biomassa), utilizando paquímetro digital (Mitutoyo modelo 150 mm, com precisão de 0,01mm) e balança semi-analítica (Shimadzu BL3200H). As informações foram dispostas em um formulário padrão próprio contendo o número de registro de cada exemplar, sendo posteriormente repassadas para uma planilha digital no Excel.

Em razão do dimorfismo sexual da espécie (Figura 5), inclusive em relação ao tamanho (MAGURRAN, 2005), foram sorteados aleatoriamente 15 indivíduos de *P. reticulata* para as análises ecomorfológica e trófica em cada ponto de amostragem e em cada uma das três diferentes classes de tamanho analisadas para as fêmeas (indivíduos menores que 15 mm; entre 15 e 20 mm; e maiores que 20 mm) e em cada uma das duas classes de tamanho para os machos (menores que 15 mm; e maiores que 15 mm). A separação dos indivíduos nessas classes de tamanho teve o objetivo de permitir a análise das variações morfológica e trófica inerentes às distintas fases do seu desenvolvimento ontogênico.

FIGURA 5 - Fotografia de exemplares de espécimes fêmea e macho de *Poecilia reticulata* da bacia do Ribeirão Cambé (Londrina-PR)



Fonte: A autoria Própria.

4.6 ECOMORFOLOGIA

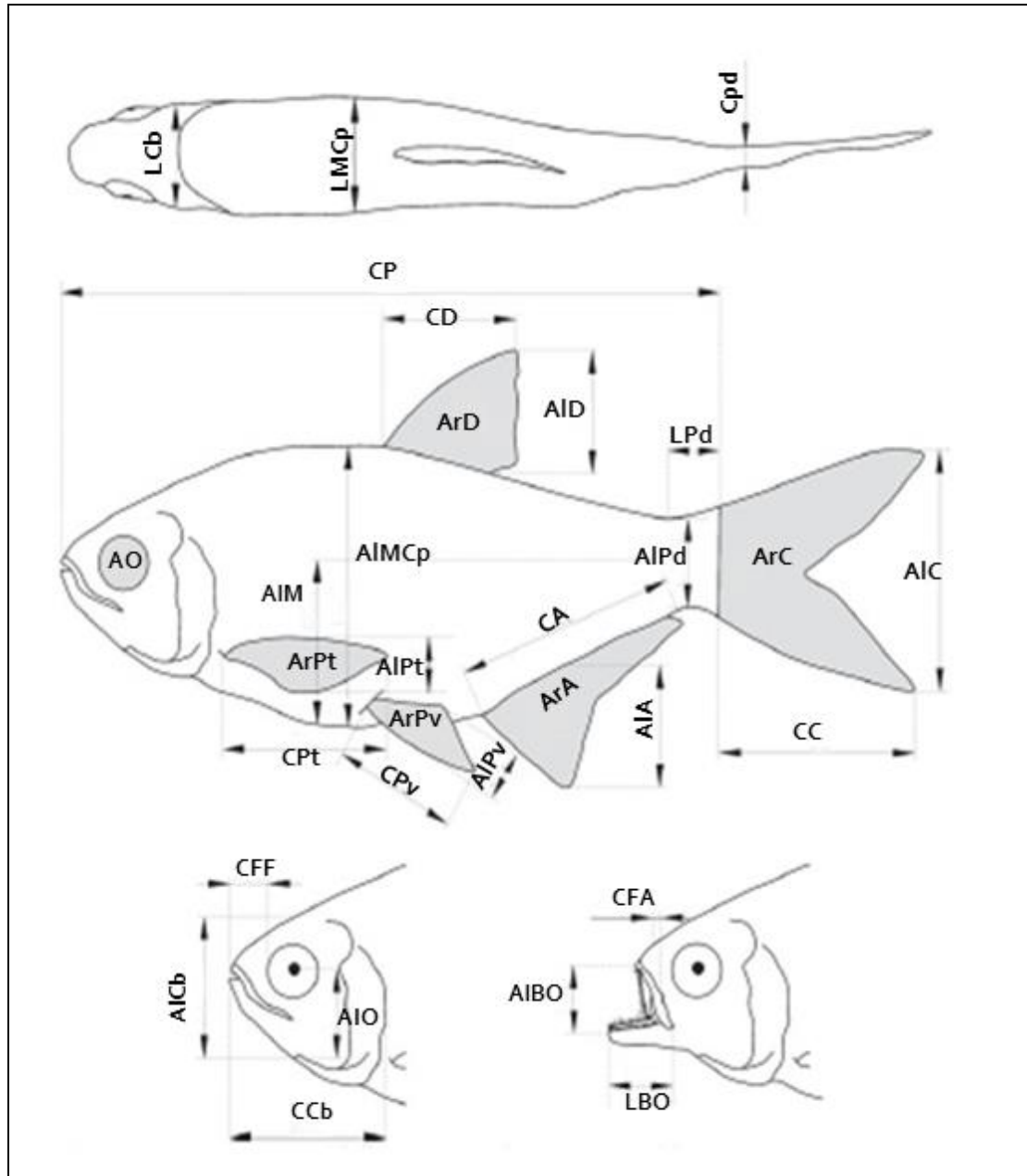
Medidas morfométricas lineares foram aferidas de cada espécime com auxílio de um paquímetro digital (Mitutuyo modelo 150 mm, com precisão de 0,01mm) em aproximação de milímetros (mm). As áreas das nadadeiras foram aferidas com o auxílio de um plástico transparente, sobre o qual foram desenhados os contornos das nadadeiras com caneta (OLIVEIRA *et al.*, 2010). Posteriormente, esses desenhos foram escaneados juntamente com uma régua para permitir a conversão das estimativas de suas respectivas áreas internas para uma unidade real utilizando o software AutoCAD® (Autodesk® 2018).

As medidas morfométricas lineares e as áreas selecionadas estão relacionadas ao tronco, nadadeiras, cabeça, olho e boca com base na literatura sobre morfologia funcional (ALEXANDER, 1967). A partir dessas medidas e áreas foram obtidos índices ecomorfológicos descritos em estudos sobre ecomorfologia, que ao expressarem a forma das estruturas morfológicas, conseqüentemente revelam seus papéis ecológicos (PERES-NETO, 1999; BREDÁ, OLIVEIRA e GOULART, 2005).

Foram aferidas 25 medidas morfométricas lineares e desenhadas e calculadas seis áreas (OLIVEIRA *et al.*, 2010; Figura 6), denominadas: comprimento padrão (CP), altura máxima do corpo (AIMCp), altura da linha mediana do corpo (AILM), largura máxima do corpo (LMCp), comprimento do pedúnculo caudal (CPd), altura do pedúnculo caudal (AIPd), largura do pedúnculo caudal (LPd), comprimento da cabeça (CCb), altura da cabeça (AICb), largura da cabeça (LCb), comprimento do focinho com a boca fechada (CFF), comprimento do focinho com a boca aberta (CFA), altura do olho (AIO), altura da boca (AIBo), largura da boca (LBo), comprimento da nadadeira dorsal (CD), altura da nadadeira dorsal (AID), comprimento da nadadeira caudal (CC), altura da nadadeira caudal (AIC), comprimento da nadadeira anal (CA), altura da nadadeira anal (AIA), comprimento da nadadeira peitoral (CPT), altura da nadadeira peitoral (AIPt), comprimento da nadadeira pélvica (CPv), altura da nadadeira pélvica (AIPv), área da nadadeira dorsal (AD), área da nadadeira

caudal (AC), área da nadadeira anal (AA), área da nadadeira peitoral (APt), área da nadadeira pélvica (APv) e área do olho (ARO).

FIGURA 6 - Representação esquemática das medidas lineares morfométricas e das áreas que foram calculadas



FONTE: Oliveira *et al.* (2010), adaptada por Araújo (2020).

A partir das medidas morfométricas lineares e área foram calculados 22 índices ecomorfológicos relacionados à ocupação do habitat, comportamento

natatório e ecologia trófica, sintetizando a amplitude de nicho de cada espécie (Tabela 3; OLIVEIRA *et al.*, 2010), a saber: índice de compressão (IC), índice de depressão (ID), comprimento relativo do pedúnculo caudal (CRPd), altura relativa do pedúnculo caudal (AIRPd), largura relativa do pedúnculo caudal (LRPd), comprimento relativo da cabeça (CRCb), altura relativa da cabeça (AIRCb), largura relativa da cabeça (LRCb), altura relativa da boca (AIRBo), largura relativa da boca (LRBo), índice de protrusão (IP), posição do olho (PO), área relativa do olho (AO), área relativa da nadadeira dorsal (ARD), área relativa da nadadeira caudal (ARC), razão-aspecto da nadadeira caudal (ARC), área relativa da nadadeira anal (ARA), razão-aspecto da nadadeira anal (RAA), área relativa da nadadeira peitoral (ARPt), razão-aspecto da nadadeira peitoral (RAPt), área relativa da nadadeira pélvica (ARPv) e razão-aspecto da nadadeira pélvica (RAPv).

TABELA 3 - Índices ecomorfológicos calculados no presente estudo e seus respectivos significados ecológicos

Índices Ecomorfológicos		
Índices	Fórmulas	Significados
1. Índice de compressão	$IC = AIMCp/LMCp$	Valores elevados indicam compressão lateral do indivíduo, o que se espera de peixes que ocupam habitats com baixa velocidade da água (GATZ JR., 1979; WATSON e BALON, 1984; BALON, CRAWFORD e LELEK, 1986).
2. Índice de depressão	$ID = AILM/AIMCp$	Baixos valores estão associados a peixes que exploram habitats com fluxo de água rápido, pois o corpo deprimido os auxilia a manter-se na coluna d'água sem precisar nadar (HORA, 1922; MAHON, 1984; WATSON e BALON, 1984).
3. Comprimento relativo do pedúnculo caudal	$CRPd = CPd/CP$	Peixes com pedúnculos caudais longos são bons nadadores. Entretanto, peixes adaptados a fluxos de água rápidos, mas não necessariamente nectônicos como os cascudos, também apresentam pedúnculos caudais longos em função da necessidade de arranques em curtos deslocamentos (HORA, 1922; MAHON, 1984; WATSON e BALON, 1984).
4. Altura relativa do pedúnculo caudal	$AIRPd = AIPd/AIMCp$	Baixos valores indicam alta manobrabilidade (WINEMILLER, 1991; WILLIS, WINEMILLER e LOPEZ-FERNANDEZ, 2005).
5. Largura relativa do pedúnculo caudal	$LRPd = LPd/LMCp$	Altos valores indicam nadadores contínuos (WINEMILLER, 1991; WILLIS, WINEMILLER

		e LOPEZ-FERNANDEZ, 2005).
6. Comprimento relativo da cabeça	$CRCb = CCb/CP$	Maiores valores relativos do comprimento da cabeça são encontrados em peixes que se alimentam de presas maiores, desta forma, são esperados índices maiores para piscívoros (WATSON e BALON, 1984; WINEMILLER, 1991; WILLIS, WINEMILLER e LOPEZ-FERNANDEZ, 2005).
7. Altura relativa da cabeça	$AIRCb = AICb/AIMCp$	Maiores valores relativos da altura da cabeça são encontrados em peixes que se alimentam de presas maiores, desta forma, são esperados índices maiores para piscívoros (WINEMILLER, 1991; WILLIS, WINEMILLER e LOPEZ-FERNANDEZ, 2005).
8. Largura relativa da cabeça	$LRCb = LCb/LMCp$	Maiores valores relativos da largura da cabeça são encontrados em peixes que se alimentam de presas maiores, desta forma, são esperados índices maiores para espécies piscívoras (WINEMILLER, 1991; WILLIS, WINEMILLER e LOPEZ-FERNANDEZ, 2005).
9. Altura relativa da boca	$AIRBo = AIBo/AIMCp$	A altura relativa da boca permite inferir sobre o tamanho relativo da presa (GATZ JR., 1979; BALON, CRAWFORD e LELEK, 1986).
10. Largura relativa da boca	$LRBo = LBo/LMCp$	Índice relacionado com o tamanho da boca, sugerindo presas relativamente grandes para índices com valores elevados (GATZ JR., 1979; BALON, CRAWFORD e LELEK, 1986; WINEMILLER, 1991).
11. Índice de protrusão	$IP = CFA/CFF$	Assume altos valores para peixes que se alimentam de presas menores, ou seja, os que protraem mais a mandíbula e maxilares se alimentam de presas pequenas. Os que protraem menos, ou não protraem, utilizam-se de mordidas e se alimentam de presas maiores (ALEEV, 1969; GOSLINE, 1971; GATZ JR., 1979).
12. Posição do olho	$PO = AIO/AICb$	Este índice está associado à posição relativa de forrageamento das espécies na coluna d'água. Valores elevados indicam peixes bentônicos (olhos localizados dorsalmente), enquanto baixos valores indicam peixes nectônicos (olhos laterais) (GATZ JR., 1979).
13. Área relativa do Olho	$ARO = AO/(CP)^2$	Este índice está relacionado à detecção de alimento e fornece informações sobre acuidade visual das espécies (PANKHURST, 1989). Pode indicar o posicionamento relativo da espécie na coluna d'água, na medida em que espécies que habitam áreas mais profundas apresentam olhos menores (GATZ JR., 1979).
14. Área relativa da nadadeira Dorsal	$ARD = AD/(CP)^2$	Áreas maiores apresentam maior capacidade de estabilização em guinadas

		(GOSLINE, 1971).
15. Área relativa da nadadeira caudal	$ARC = AC/(CP)^2$	Áreas relativas maiores da caudal são importantes para aceleração (BALON, CRAWFORD e LELEK, 1986).
16. Razão-aspecto da nadadeira caudal	$RAC = (AIC)^2/AC$	Peixes que apresentam nadadeiras caudais com alta razão-aspecto são nadadores mais ativos e contínuos, os quais revelam tendência de bifurcação da caudal e redução da sua área (KEAST e WEBB, 1966; GATZ JR., 1979; MAHON, 1984; BALON, CRAWFORD e LELEK, 1986).
17. Área relativa da nadadeira anal	$ARA = AA/(CP)^2$	Áreas relativas maiores implicam em maior capacidade de manobrabilidade e estabilização do movimento (BREDA, OLIVEIRA e GOULART, 2005).
18. Razão-aspecto da nadadeira anal	$RAA = (CA)^2/AA$	Razões-aspecto maiores implicam em maior capacidade em realizar movimentos progressivos e retrógrados mais rápidos (BREDA, OLIVEIRA e GOULART, 2005).
19. Área relativa da nadadeira peitoral	$ARPt = APt/(CP)^2$	Áreas relativas maiores da peitoral são encontradas em espécies de natação lenta, as quais a utilizam para manobrabilidade (alguns caracídeos). Também podem ser relativamente maiores entre os peixes que habitam regiões de alta correnteza, como os Siluriformes. Áreas relativas menores são encontradas em peixes pelágicos (MAHON, 1984; WATSON e BALON, 1984; BALON, CRAWFORD e LELEK, 1986).
20. Razão-aspecto da nadadeira peitoral	$RAPt = (Cpt)^2/APt$	Alta razão-aspecto indica nadadeira peitoral longa e estreita, a qual é esperada em peixes que nadam continuamente e atingem alta velocidade, conseqüentemente preferem regiões pelágicas (BELLWOOD <i>et al.</i> , 2002; WAINWRIGHT, BELLWOOD e WESTNEAT, 2002).
21. Área relativa da nadadeira pélvica	$ARPv = APv/(CP)^2$	Áreas relativas maiores da pélvica são encontradas em peixes bentônicos e áreas relativas menores em peixes pelágicos (BREDA, OLIVEIRA e GOULART, 2005).
22. Razão-aspecto da nadadeira pélvica	$RAPv = (CPv)^2/APv$	Os maiores valores da razão-aspecto da nadadeira pélvica são encontrados em peixes pelágicos e estão relacionados à capacidade de equilíbrio. Os valores mais baixos estão associados aos peixes que preferem habitats rochosos para função de apoio do corpo ao substrato (GATZ JR., 1979).

FONTE: Autoria Própria.

4.7 DIETA ALIMENTAR

A estrutura trófica foi examinada a partir da análise dos conteúdos estomacais dos indivíduos após serem eviscerados com auxílio de tesouras cirúrgicas, agulhas e alfinetes entomológicos, separando os estômagos e intestinos. O trato digestório de *P. reticulata* é muito pequeno ($7,35 \pm 27,5$ mm) e indefinido, portanto, em razão disso, optou-se por medir o comprimento, aferir a biomassa em balança analítica (Mettler Toledo ML - 204) e analisar o conteúdo de todo o seu primeiro terço (incluindo parte do esôfago, estômago e parte intestino). As quantidades e os volumes relativos dos recursos alimentares foram observados e contados com auxílio de estereomicroscópio (EduTec modelo 505ZB) e microscópio (Nova modelo 106 Binocular). Os recursos alimentares foram identificados até a menor categoria taxonômica possível com auxílio da literatura especializada. (KOSTE, 1978; MCCAFFERTY e PROVONSHA, 1981; PÉREZ, 1998; ELMOOR-LOUREIRO, 1997; COSTA, 2006; MUGNAI, NESSIMIAN, BAPTISTA, 2010; SIEMENSMA, 2014).

4.8 ANÁLISE DOS DADOS

A diversificação ecomorfológica entre os indivíduos amostrados nos pontos de amostragem, em ambos os sexos e nas diferentes classes de tamanho estudadas foi testada a partir da análise de variância permutacional multivariada (PERMANOVA – Permutational Multivariate Analysis of Variance; ANDERSON, 2001) a partir de 999 permutações. A PERMANOVA é diferente da ANOVA tradicional porque calcula os valores de F usando permutações ao invés dos valores tabelados, por isso não assumindo normalidade e homocedasticidade dos dados. A análise avalia se as variáveis dependentes são significativamente afetadas por alterações nas variáveis independentes, testando também se existem interações entre as variáveis, ou seja, se o efeito de uma determinada variável depende do efeito de uma segunda variável. A PERMANOVA foi realizada no pacote *vegan* no software R (R Development Core Team).

Posteriormente, a Análise de Componentes Principais (ACP) foi aplicada para avaliar diversificação ecomorfológica da população dentro dos pontos, sexos e classes de tamanho no espaço multivariado. A ACP foi aplicada a partir da matriz de correlação de Pearson entre os índices ecomorfológicos dos espécimes de *P. reticulata*. Trata-se de uma análise multivariada de ordenação que transforma variáveis correlacionadas em conjuntos de variáveis não correlacionadas (ortogonais), formando eixos denominados componentes principais (GOTELLI e ELLISON, 2011). A ACP foi realizada utilizando o pacote *factoextra* no software R (R Development Core Team).

As significâncias dos eixos da ACP foram testadas aplicando o modelo de *broken stick*, o qual cria uma distribuição nula de autovalores e a compara com os autovalores observados. Apenas os autovalores maiores do que aqueles esperados ao acaso foram retidos para interpretação, indicando eixos que ordenações significativamente diferentes do observado aleatoriamente (JACKSON, 1993). O teste foi realizado no software R (R Development Core Team).

Para caracterizar a diversidade e abundância de recursos alimentares consumidos por *P. reticulata*, as contribuições relativas dos recursos alimentares para as populações de *P. reticulata* nos pontos de amostragem, sexo e classes de tamanho foram analisadas pelas frequências de ocorrência, numérica e volumétrica. A frequência de ocorrência foi calculada pela fórmula $FO\% = (E_i/E) \cdot 100$, onde E_i = número total de tratos digestórios com o recurso i ; e E = número total de tratos digestórios analisados. A frequência de ocorrência dos recursos alimentares demonstra a presença ou ausência de recursos encontrados nos tratos digestórios, permitindo informações qualitativas sobre a dieta do predador. A frequência numérica foi estimada pela fórmula $FN\% = (N_i/N) \cdot 100$, onde N_i = abundância do recurso i nos tratos digestórios analisados; e N = abundância total de todos os recursos no conjunto dos tratos digestórios. A frequência numérica dos recursos alimentares permitir estimar a seletividade ou disponibilidade dos recursos alimentares. A frequência volumétrica foi obtida pela fórmula: $FV\% = (V_i/V) \cdot 100$, onde V_i = volume do recurso i nos tratos digestórios; e V = volume total de todos os recursos nos conjuntos dos tratos digestórios. A frequência volumétrica demonstra o volume

total ou parcial do conteúdo estomacal, permitindo estimar o volume compartilhado por cada recurso alimentar (HYSLOP, 1980; ZAVALA-CAMIN, 1996).

A partir das frequências de ocorrência, numérica e volumétrica calculamos o índice de Importância Relativa (IRI) dos recursos alimentares proposto por Pinkas (1971), de acordo com a fórmula: $IRI = (FN\% + FV\%) * FO\%$ (ZAVALA-CAMIN, 1996). Os itens alimentares também foram classificados em dois grupos de acordo com a sua origem: recursos alóctones (originado fora do sistema) e autóctones (originado dentro do sistema). Para cada grupo (recursos alóctones e autóctones) foi calculado um índice dividindo a quantidade total de recursos alimentares consumidos pelo grupo em cada ponto pela quantidade total de estômagos analisados.

A diversidade de recursos alimentares explorados pelos espécimes de *P. reticulata* foi avaliada pelo índice de diversidade de Shannon-Wiener (H') (MAGURRAN, 2013), a partir da fórmula $H' = -\sum p_i * \log_2 p_i$, onde: p_i é a proporção de indivíduos encontrados na i -ésima espécie, ou seja, $p_i = n_i/N$, com n_i correspondendo ao número de indivíduos da espécie i e N ao número total de indivíduos. A avaliação do grau de uniformidade na distribuição os recursos alimentares explorados entre os espécimes de *P. reticulata* foi analisada pela equitabilidade de Shannon (E ; MAGURRAN, 2013), a partir da fórmula $E = H' / \log_2 S$, onde: H' corresponde ao índice de Shannon-Wiener e S ao número total recursos alimentares diferentes explorados. O teste t de Hutcheson (HUTCHESON, 1970) foi aplicado para avaliar se há diferenças significativas entre os H' s dos recursos alimentares dos espécimes de *P. reticulata* nos dois pontos de amostragem estudados.

Posteriormente, para analisar se há variações significativas na dieta alimentar dentro e entre as diferentes classes de tamanho de machos e fêmeas também foi aplicada a PERMANOVA, a qual testou a hipótese nula de que não há variação da composição dos recursos alimentares (IRI) entre os espécimes de *P. reticulata* coletados nos diferentes pontos de amostragem. A PERMANOVA foi aplicada utilizando a distância euclidiana como medida de distância a partir de 999 randomizações. Em seguida, para analisar a plasticidade trófica e amplitude de nicho da espécie, foi realizada a análise de

homogeneidade multivariada de dispersão de grupos - PERMDISP (Permutational Analysis of Multivariate Dispersions) para não confundir os efeitos de posição com os efeitos de dispersão dos pontos (heterogeneidade). A PERMDISP auxilia a PERMANOVA a elucidar os efeitos de posição com dispersão e, dessa forma, avaliar a amplitude do nicho trófico na dieta, mensurando a dispersão espacial da dieta das populações (CORREA e WINEMILLER, 2014). A PERMANOVA e a PERMDISP foram realizadas no software R (R Development Core Team), de acordo com a função Adonis no pacote vegan (OKSANEN *et al.*, 2020).

Com o objetivo de observar se há correlações entre a ecomorfologia e a dieta dos indivíduos das diferentes classes de tamanho nos pontos de amostragem foi aplicada a técnica de redução de dimensionalidade supervisionada a partir da regressão por mínimos quadrados parciais (PLS-CA). Essa técnica visa construir variáveis-síntese a partir de combinações lineares dos preditores originais e das variáveis resposta. Essas variáveis-síntese são construídas não apenas para capturar o máximo possível de informações em cada bloco de dados, mas também para identificar: (i) a variabilidade nos preditores que é relevante, considerando a dimensionalidade dos dados; e (ii) a variabilidade das variáveis resposta que está principalmente relacionada aos preditores.

A contribuição de cada uma das variáveis originais na definição dos componentes do PLS-CA (coeficientes de carregamentos) permite identificar quais combinações de exposições conduzem a estrutura de covariância e variância, que pode ser usada para identificar os conjuntos de exposições às informações ecomorfológicas. As variáveis mais próximas à linha do círculo gerado pela PLS-CA são aquelas que melhor explicam o modelo, enquanto as variáveis mais próximas umas das outras são aquelas mais correlacionadas positivamente entre si e as mais distantes uma das outras são aquelas mais correlacionadas negativamente. As variáveis não correlacionadas são ortogonais. A PLS-CA foi realizada no software R (R Development Core Team), de acordo com a função `my_plsca` no pacote `plsdepot` (SANCHEZ, 2019).

Considerando que a PLS-CA não testa a hipótese a nula de ausência de similaridade entre a ecomorfologia e a dieta dos indivíduos das diferentes

classes de tamanho nos pontos de amostragem foi aplicado o teste de Mantel (MANTEL, 1967). Essa análise permite, a partir da avaliação da autocorrelação espacial (r) entre matrizes de distância (LEGENDRE E FORTIN, 1989; DOUGLAS E MATTHEWS, 1992; MANLY, 1994), testar a hipótese nula de que não há efeito do padrão ecomorfológico sobre a estrutura trófica das populações de *P. reticulata* analisadas no trecho de cabeceira do Ribeirão Cambé. As matrizes de distância dos dados ecomorfológicos e de alimentação foram construídas para o teste de Mantel, respectivamente, a partir dos índices ecomorfológicos e da dieta dos espécimes de *P. reticulata* nos pontos de amostragem.

O teste de Mantel calcula a estatística Z , a qual corresponde à soma dos elementos da matriz $A \times B$ incluindo a diagonal ($i = j$), na qual a distância é zero. Para computar a estatística de Mantel normalizada (r), cada matriz de distância é primeiro padronizada individualmente por subtração da média de todos os elementos da matriz de cada observação e então dividida pelo desvio padrão. A significância do valor observado da estatística de Mantel (Z ou r) é avaliada comparando-a com a distribuição referência obtida dentro da hipótese nula, a partir de 9999 permutações. A matriz da variável considerada (A – ecomorfologia, por exemplo) contém informações que representam diferenças no resultado do experimento entre todas as n unidades experimentais, enquanto a matriz de distância espacial (B – os locais onde foram coletados os peixes) pode conter a distância Euclidiana (espacial) entre as n unidades amostrais. As matrizes devem ser quadradas. Quando se trata de uma matriz triangular superior ou inferior, nas quais todos os elementos abaixo ou acima da diagonal são nulos, o cálculo é realizado apenas na diagonal que apresenta valores.

A significância do valor observado da estatística de Mantel (Z ou r) é avaliada comparando-a com a distribuição referência obtida dentro da hipótese nula, ou seja, a distribuição referência é obtida por permutação na disposição dos elementos de uma das matrizes de distância aleatorizada pelo menos 1000 vezes, computando a estatística de Mantel a cada vez que for realizada uma aleatorização. A partir do software PC-Ord 6.0 (MCCUNE e MEFFORD, 2011) foram calculadas as relações para 12 blocos de dados, referente a cada classe

de tamanho, ecomorfologia e dieta entre os pontos 1 e 2 do trecho de cabeceira do Ribeirão Cambé.

A análise dos efeitos de variáveis limnológicas e hidrodinâmicas sobre os padrões ecomorfológicos e tróficos ao longo do desenvolvimento ontogênico de *P. reticulata* foi realizada pela Análise de Redundância (RDA). A RDA é uma análise multivariada de ordenação que aplica regressão múltipla envolvendo múltiplas variáveis respostas e preditoras. No presente trabalho foram utilizadas as variáveis limnológicas (pH, condutividade elétrica, oxigênio dissolvido e turbidez), físicas (profundidade e larguras médias e vazão), bem como aquelas relacionadas ao uso e ocupação do solo (percentual de área urbana, área de lâmina d'água, área de agricultura, vegetação e solo exposto) da bacia do Ribeirão Cambé como variáveis preditoras e os padrões ecomorfológicos (índices ecomorfológicos com escores acima de 0,5 e abaixo de -0,5 mais significativos na análise da ACP) e tróficos agrupados por classes de recursos: insetos aquáticos, terrestres, adultos, algas, zooplâncton, sementes, restos de peixes e detritos (aplicando o número de recursos alimentares multiplicado pelo volume) como variáveis resposta (GOTELLI e ELISSON, 2011). A matriz de dados limnológicos e hidrodinâmicos foram transformados em $\log_{10}(x+1)$ para evitar distorções decorrentes da grande variação de unidade das variáveis. Além disso, verificou-se a multicolinearidade entre as variáveis utilizando o VIF no pacote *vegan*. Posteriormente, testou-se se havia diferenças significativas entre os escores dos primeiros eixos (eixos 1 e 2) da RDA aplicando uma Análise de Variância (ANOVA; ZAR, 1999). A RDA foi realizada no pacote *vegan* (OKSANEN *et al.*, 2017) inserido no software R (R Development Core Team).

5 RESULTADOS

5.1 USO E OCUPAÇÃO DO SOLO

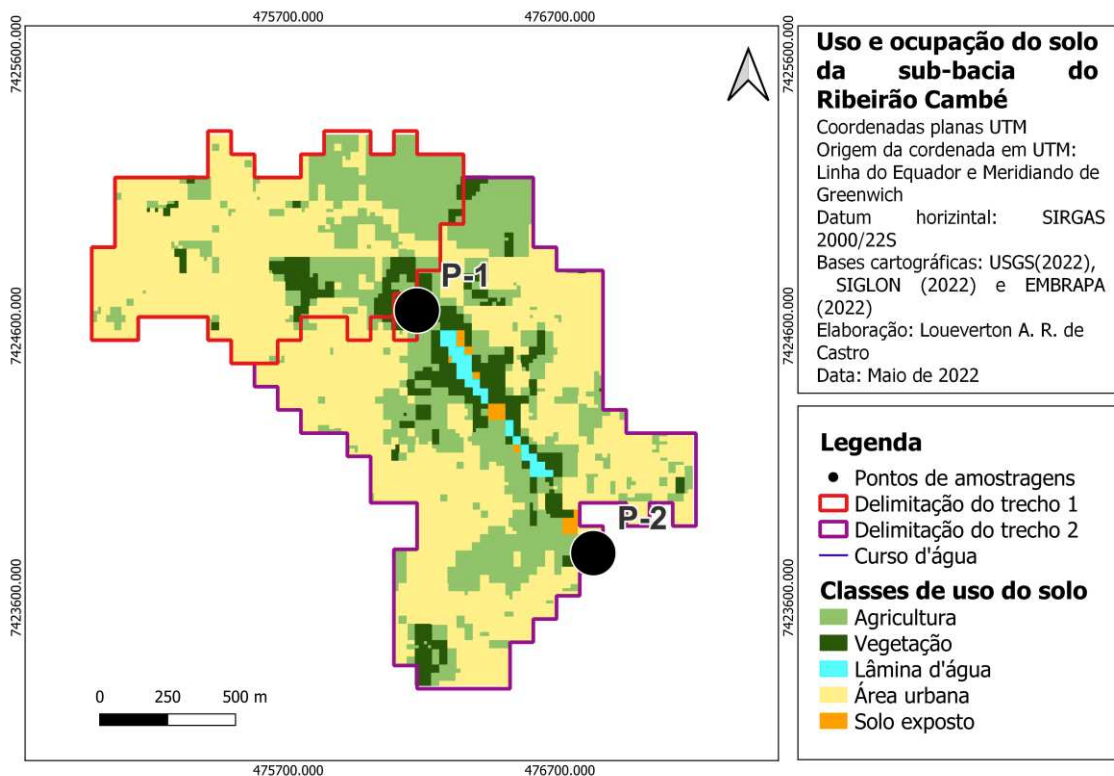
A Tabela 4 apresenta as áreas (km²) os percentuais das classes de uso e ocupação do solo das sub-bacias do Ribeirão Cambé no seu trecho de cabeceira compreendendo os pontos de amostragem 1 e 2, uma vez que a sub-bacia do ponto 1 é englobada pela sub-bacia do ponto 2. O mapa temático de uso e ocupação desse trecho do Ribeirão Cambé foi elaborado a partir do algoritmo de mínima distância, com o qual o índice Kappa revelou maior concordância (0,85).

TABELA 4 - Distribuição dos percentuais das classes de uso e ocupação do solo das sub-bacias do Ribeirão Cambé no seu trecho de cabeceira compreendendo os pontos de amostragem 1 e 2

Classes	Área (Km ²)		Porcentagem (%)	
	P 1	P 2	P 1	P 2
Agricultura	2,42	6,55	30,72	29,27
Vegetação	0,54	2,24	6,80	10,00
Lâmina d'água	0,00	0,26	0,00	1,15
Área urbana	4,92	13,22	62,47	59,03
Solo exposto	0,00	0,13	0,00	0,56
Total	7,88	22,39	100	100

FONTE: Aatoria Própria (2022).

FIGURA 7 - Mapa temático do uso e ocupação do solo do trecho de cabeceira do Ribeirão Cambé, com delimitação das sub-bacias considerando os pontos de amostragem como exutórios



FONTE: Autoria Própria (2022).

O trecho em estudo do Ribeirão Cambé está inserido em uma região influenciada diretamente pela urbanização, revelando maior percentual de área impermeabilizada ao longo dos pontos amostrados (Tabela 4; Figura 7). O ponto 1 se localiza próximo a uma região industrial e a um viaduto que liga duas rodovias de tráfego intenso, como também constatado por Marcucci (2017). O Já o ponto 2 se localiza a jusante de uma barragem, sendo influenciado por alterações de suas características físicas e hidrológicas, evidenciando uma forte interferência antrópica com constantes modificações na mata ripária e curso d'água.

5.2 CARACTERIZAÇÕES LIMNOLÓGICAS E HIDRODINÂMICAS DA CABECEIRA DO RIBEIRÃO CAMBÉ

As variáveis físicas e químicas obtidas para os dois pontos de amostragem do Ribeirão Cambé, por meio de suas médias e desvios padrão. O ponto 1 apresentou maiores valores de condutividade elétrica e turbidez, bem como profundidade e vazão médias mais elevadas do que o ponto 2. Já o ponto 2, por sua vez, apresentou maiores valores médios de temperatura da água, pH e oxigênio dissolvido, assim como maior largura média de canal do que o ponto 1 (Tabela 5).

TABELA 5 - Caracterização geral dos pontos estudados, a partir de dados físicos, químicos e hidrodinâmicos

	Ponto 1		Ponto 2	
	Média	Desvio padrão	Média	Desvio padrão
Físicos e químicos				
Temperatura Água (°C)	21,38	2,20	23,63	3,86
pH	7,22	0,70	7,98	0,60
Condutividade elétrica (µS/cm)	122,94	43,97	98,64	14,35
Turbidez (NTU)	16,60	7,38	16,07	9,31
Oxigênio dissolvido (mg/L)	7,15	2,30	7,64	1,27
Hidrodinâmicos				
Profundidade média (cm)	14,78	6,49	10,77	2,99
Largura média (m)	1,38	0,66	1,39	0,39
Vazão	0,031	0,020	0,010	0,020

FONTE: Autoria Própria (2022).

5.3 ECOMORFOLOGIA

A PERMANOVA detectou variações ecomorfológicas significativas e rejeitou a hipótese nula de que não há uma diversificação ecomorfológica da população de *P. reticulata* no trecho de cabeceira do Ribeirão Cambé, observando diferenças significativas entre os índices ecomorfológicos dos indivíduos amostrados nos diferentes pontos, sexo e classes de tamanho, com

destaque para as fêmeas, que apresentaram maiores variações ecomorfológicas do que os machos (Tabela 6). Variações indicadas na PERMANOVA foram verificadas na ACP, revelando dois eixos significativos pelo modelo de *broken stick* (Eixo 1: Autovalor = 26,85; Autovalor de *broken stick* = 16,79; Eixo 2: Autovalor = 13,80; Autovalor de *broken stick* = 12,23).

TABELA 6 - Resultado da PERMANOVA aplicada aos índices ecomorfológicos calculados para *P. reticulata* nos pontos de amostragem no Ribeirão Cambé

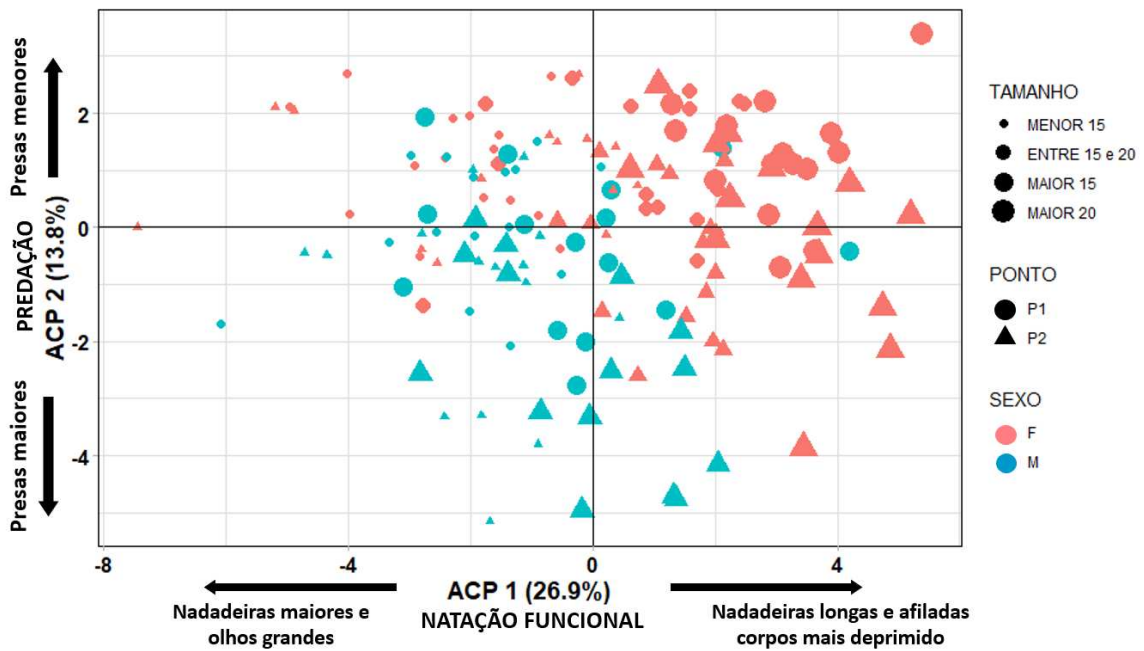
Fatores	Pseudo-F	p<
Ponto de amostragem	3,72	0,01
Sexo	20,25	0,01
Classe tamanho	12,36	0,01

FONTE: Autoria Própria.

As fêmeas e machos menores que 15 mm e a maior parte dos machos maiores que 15 mm dos pontos de amostragem apresentaram escores mais negativos para o eixo 1, revelando olhos e nadadeiras relativamente maiores (Figuras 8 e 9). Por outro lado, as fêmeas das classes de tamanho entre 15 e 20 mm e maiores que 20 mm apresentaram escores mais positivos para esse mesmo eixo (Figuras 8 e 9), tipicamente com nadadeiras peitorais, pélvicas e caudais mais longas e estreitas (maiores razões-aspecto) e olhos menores (menores áreas), além de corpos mais deprimidos (Figuras 8 e 9).

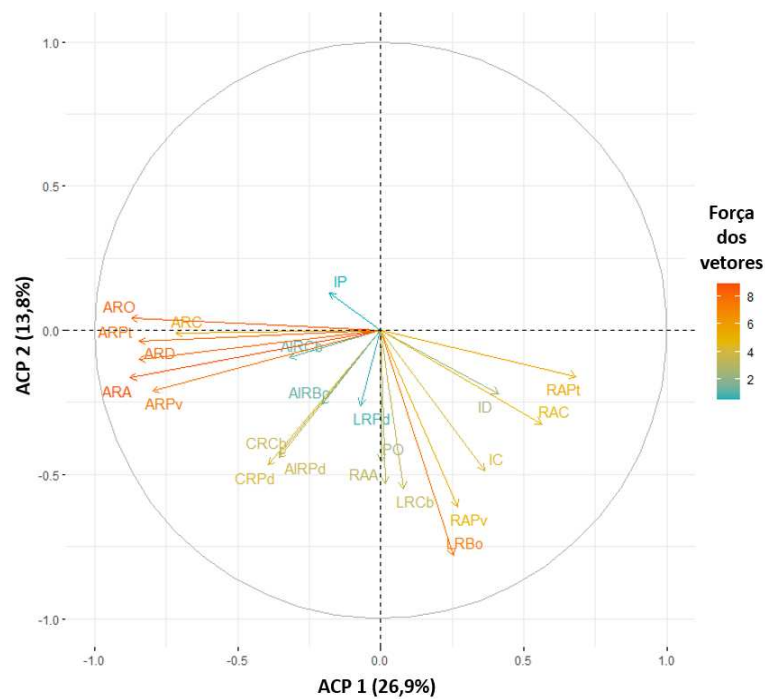
Com os escores mais negativos para o eixo 2, revelaram-se principalmente os machos maiores que 15 mm com maiores larguras de cabeça e boca e razão aspecto da pélvica, já com os escores mais positivos encontraram-se as fêmeas entre 15 e 20 mm e as maiores que 20 mm com maiores índices de protrusão bucal (Figuras 8 e 9).

FIGURA 8 - Variação ecomorfológica de *P. reticulata* a partir dos escores para os dois primeiros eixos da ACP calculada os índices ecomorfológicos. Os percentuais associados aos eixos correspondem às suas respectivas explicações da variabilidade dos dados



FONTE: Autoria Própria.

FIGURA 9 - Vetores de correlação de Pearson (r) dos índices ecomorfológicos com os dois primeiros eixos da ACP para os índices ecomorfológicos de *P. reticulata* no trecho de cabeceira do Ribeirão Cambé. Os significados das siglas encontram-se na Tabela 3



FONTE: Autoria Própria.

5.4 DIETA ALIMENTAR

A população de *P. reticulata* analisada no trecho de cabeceira do Ribeirão Cambé revelou ocorrência de 35 recursos alimentares (Tabela 4). De acordo com o IRI, as fêmeas do ponto 1 se alimentaram principalmente de detrito orgânico, algas filamentosas, larvas, pupas e insetos adultos de Diptera e insetos não identificados, enquanto os machos de detrito orgânico, algas filamentosas, larvas de Diptera, escamas e restos de peixes (Tabela 7). Nesse ponto, as fêmeas menores e os machos apresentaram os maiores valores de equitabilidade e diversidade de recursos alimentares, bem como a maior abundância de recursos alóctones entre os exemplares de menor tamanho (Tabela 7).

TABELA 7 - Valores dos IRIs, Equitabilidade (E), Diversidade de Shannon-Wiener (H') e origem dos recursos (quantidade de itens alóctone e autóctone) explorados pelas classes de tamanho, sexo e ponto, os valores de IRI maiores do que 0,02 estão em negrito

Recursos Alimentares	Índice de Importância Relativa									
	Ponto 1					Ponto 2				
	Fêmeas			Machos		Fêmeas			Machos	
	<15	15/20	>15	>15	<15	<15	15/20	>15	>15	<15
PLANTAE^R										
Sementes	0,004	0,003	0	0	0	0	0	0	0	0
ALGAS^R										
Algas filamentosas	0,057	0	0	0,045	0,013	0,016	0,003	0	0,002	0
Algas unicelulares	0,012	0	0,002	0	0	0	0,249	0,04	0,002	0,028
PROTOZOA^F										
Tecamebas	0	0	0	0	0	0	0,002	0,028	0	0
<i>Arcella sp.</i>	0,002	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Centropixys sp.</i>	0	0	0	0,003	0	0	0	0	0	0
ROTIFERA^F										
Rotifera	0	0	0	0,008	0,002	0	0	0	0	0
NEMATODA^F										
Nematoda	0	0	0	0,002	0	0	0	0	0	0
ANNELIDA^F										
Hirudineomorfa	0	0	0	0,002	0	0	0	0	0	0
ARTHROPODA^F										
Aranae	0	0	0	0	0	0	0	0	0,004	0
CRUSTACEA^{sf}										
Conchostracoda	0	0	0	0	0,002	0	0	0	0	0
Ostracoda	0	0	0	0	0	0,003	0	0	0	0
Amphipoda	0	0	0	0	0	0	0,03	0	0	0
<i>Cerodaphnia sp.</i>	0,018	0	0	0	0	0	0,003	0	0,034	0,178
HEXAPODA^{sc}										

Inseto não identificado	0,021	0,004	0,013	0,012	0,003	0,002	0,002	0,013	0,002	0,029
Zigoptera	0	0	0	0	0	0,003	0	0,022	0,003	0,003
Anisoptera	0	0	0,004	0	0	0	0	0	0	0
Ephemeroptera (larva)	0	0	0	0	0,004	0	0	0,003	0	0,003
Ephemeroptera (adulto)	0	0	0	0	0	0	0	0,008	0	0,002
Hemiptera	0	0	0	0	0	0	0	0,04	0,004	0,002
Trichoptera (larva)	0	0	0	0	0,003	0,022	0,02	0,14	0,069	0,038
Coleoptera	0	0,004	0,003	0	0,01	0,092	0,024	0,124	0	0,003
Orthoptera	0,003	0	0	0,005	0	0	0	0	0	0
Diptera (larva)	0	0,076	0,046	0,002	0,028	0,761	0,203	0,398	0,708	0,553
Diptera (pupa)	0	0,034	0,013	0	0	0	0	0	0	0
Diptera (adulto)	0,028	0	0,009	0,005	0,017	0,025	0,016	0,017	0,004	0
Psocoptera	0	0	0	0,002	0	0	0,008	0	0	0
Thysanoptera	0	0	0	0	0	0	0,004	0,001	0	0
Strepsiptera	0	0	0	0	0	0	0	0,004	0	0
Hymenoptera	0	0	0	0,005	0	0	0,004	0	0	0,002
CHORDATA^F										
Restos de peixes	0,036	0	0	0,013	0,021	0	0,012	0	0	0
Escamas	0,001	0	0,002	0,007	0,021	0	0	0	0	0
OUTROS										
Detrito	0,817	0,88	0,906	0,890	0,876	0,074	0,421	0,161	0,167	0,161
Diversidade de Recursos										
E	0,841	0,742	0,743	0,848	0,821	0,708	0,745	0,876	0,664	0,579
H'	2,017	1,33	1,632	2,237	2,041	1,556	2,018	2,312	1,592	1,439
Origem dos recursos										
Recursos alóctones	42	18	24	36	34	53	55	104	71	130
Recursos autóctones	7	2	3	6	1	1	5	6	2	5

FONTE: Autoria Própria.

Por outro lado, as fêmeas do ponto 2 se alimentaram principalmente de detrito orgânico, algas unicelulares, Tecamebas, Amphipoda, Zigoptera, larvas de Trichoptera, Coleoptera e larvas de Diptera, enquanto os machos de detrito orgânico, algas unicelulares, Cerodaphnia sp., Thichoptera e larvas de Diptera (Tabela 7). As fêmeas de maior porte tenderam a apresentar maiores valores de equitabilidade e diversidade de recursos nesse ponto, bem como maior abundância de recursos autóctones (Tabela 7).

A PERMANOVA rejeitou a hipótese nula de que não há variação na alimentação de *P. reticulata* nos diferentes os pontos de amostragem, bem como detectou interação entre os pontos com o sexo e com as classes de tamanho. Portanto, o efeito dos pontos de amostragem depende de qual sexo e classe de tamanho sejam considerados. Não houve efeitos significativos dos sexos e classes de tamanho (Tabela 8).

TABELA 8 - Resultado da PERMANOVA aplicada à alimentação (IRIs dos recursos alimentares) de *P. reticulata* nos pontos de amostragem no Ribeirão Cambé

Fatores	Pseudo-F	p<
Ponto de amostragem	23,15	0,01
Sexo	0,14	0,94
Classe de tamanho	0,16	0,99
Ponto x Sexo	7,9	0,01
Ponto x Classe tamanho	20,74	0,03

FONTE: Autoria Própria.

A amplitude de nicho testada pelo modelo da PERMIDISP revelou diferenças significativas tanto entre os pontos de amostragem, com maior valor para o ponto 2, como entre as classes de tamanho, com destaque para os machos e fêmeas menores (Tabela 9). Por outro lado, não foram verificadas diferenças significativas entre os sexos quanto à amplitude de nicho (Tabela 9).

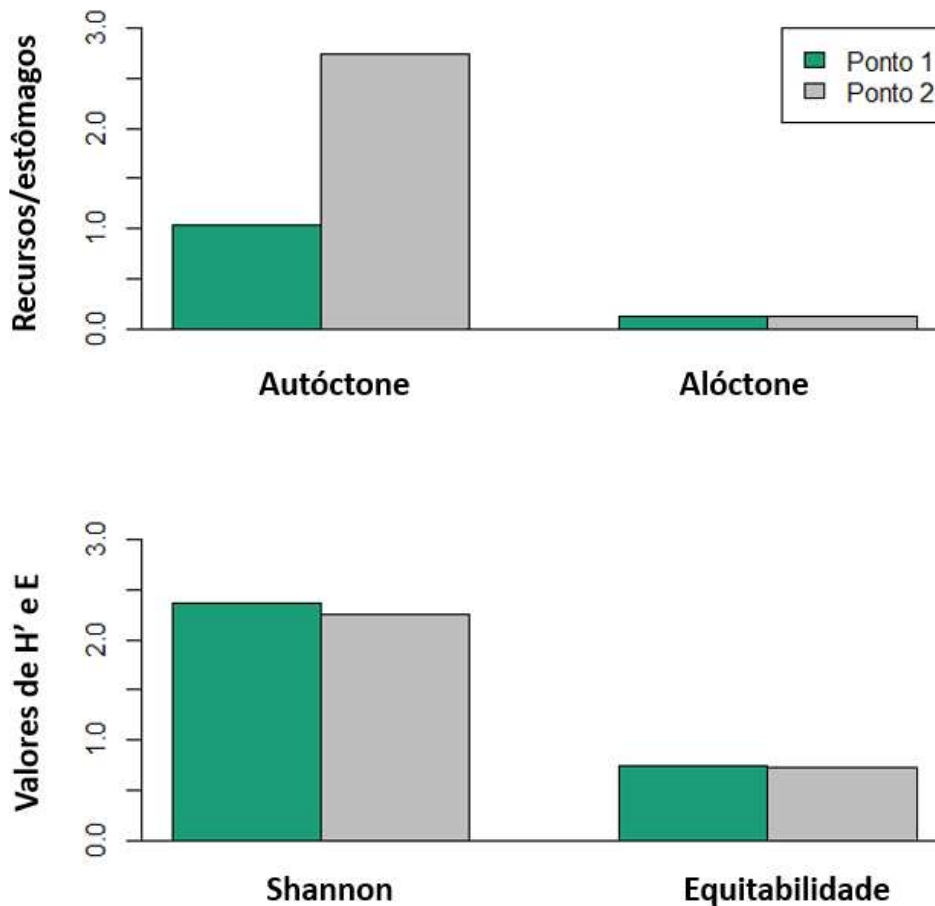
TABELA 9 - Resultados da PERMDISP aplicada à alimentação (IRIs dos recursos alimentares) de *P. reticulata* nos pontos de amostragem no Ribeirão Cambé

Fatores	Pseudo-F	p<
Ponto de amostragem	16,62	0,01
Sexo	0,15	0,76
Classe de tamanho	4,42	0,01

FONTE: Autoria Própria.

Os dois pontos de amostragem analisados apresentaram valores similares de equitabilidade e diversidade de recursos alimentares (Teste t de Hutcheson = 1,14; p = 0,10), porém o ponto 2 apresentou abundância significativamente maior de recursos autóctones (Figura 10).

FIGURA 10 - Quantidade de recursos autóctones e alóctones em função do número de estômagos analisados, e Equitabilidade (E) e Índice de Diversidade de Shannon-Wiener (H') para os recursos encontrados nos estômagos de *P. reticulata* nos pontos de amostragem



FONTE: Autoria Própria.

5.5 RELAÇÃO ENTRE A ECOMORFOLOGIA E A ECOLOGIA TRÓFICA

O teste de Mantel rejeitou a hipótese nula de ausência de efeito da ecomorfologia sobre a alimentação de *P. reticulata* ao longo do seu desenvolvimento ontogênico, em especial com as fêmeas entre 15 e 20 mm, denotando que houve correlação significativa entre a morfologia e a dieta da espécie (Tabela 10).

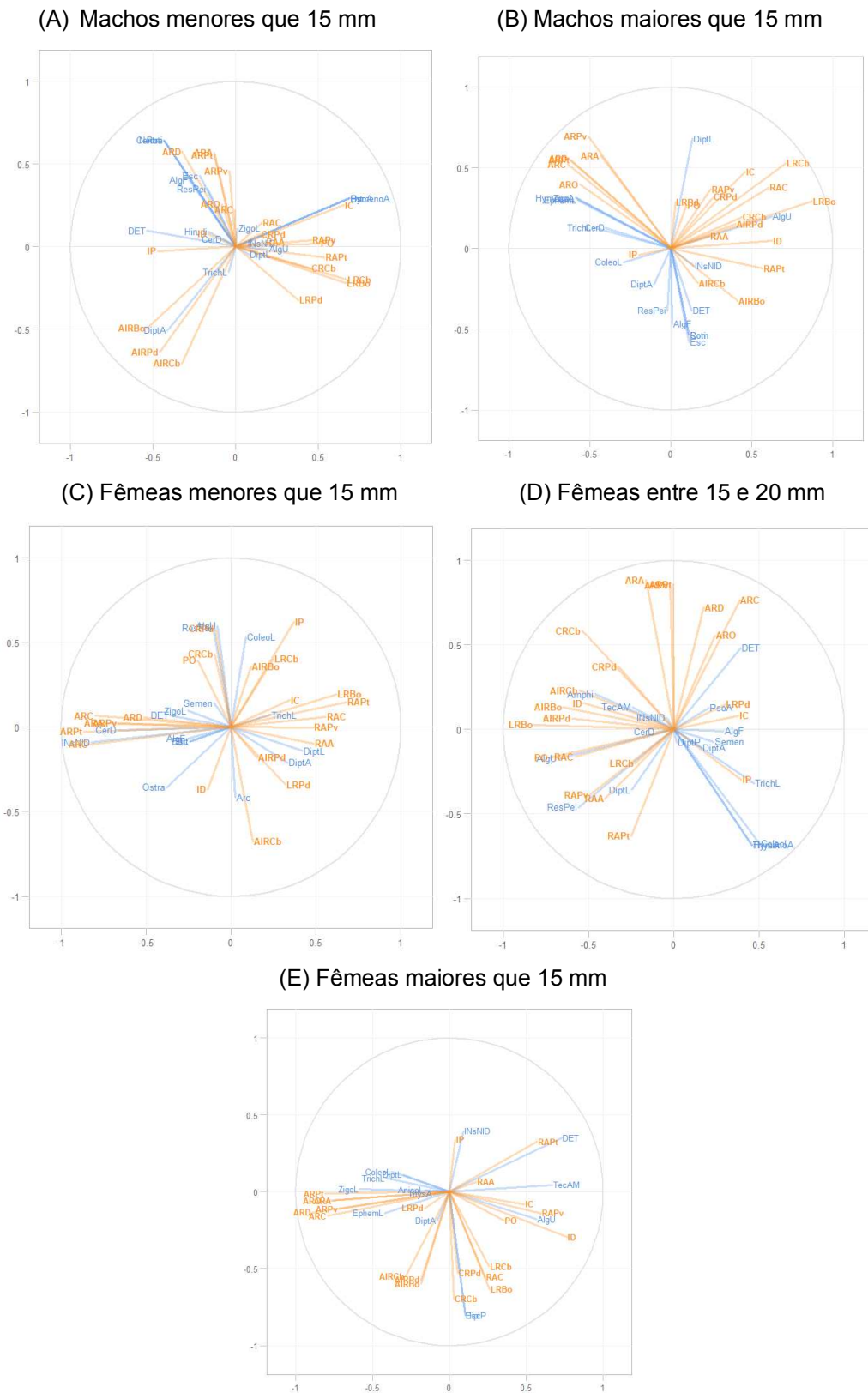
TABELA 10 - Resultado do Teste de Mantel para as matrizes de ecomorfologia e recursos alimentares de *P. reticulata* entre as classes de tamanho do Ribeirão Cambé

Classes de tamanho	r	Z	p
Geral	0,013	0,915	0,03
F<15	0,008	0,13	0,31
F 15/20	0,118	0,11	0,01
F>20	-0,03	0,13	0,16
M<15	-0,006	0,16	0,52
M>15	0,004	0,18	0,36
Geral	0,013	0,92	0,03

FONTE: Autoria Própria.

A PLS-CA revelou as similaridades entre as variáveis ecomorfológicas e os recursos alimentares consumidos por todas as classes de tamanho de ambos os sexos (Figura 11). Os machos menores que 15 mm demonstraram forte relação do índice de protusão bucal com o consumo de detritos e das alturas relativas da boca, pedúnculo caudal e da cabeça com a predação de larvas de Diptera. O índice de compressão dos indivíduos pertencentes a essa classe também demonstrou relação positiva com o consumo dos insetos Ortoptera e adultos de Psocoptera e Hymenoptera. Por outro lado, as alturas relativas das nadadeiras dorsal, peitoral e anal revelaram relações positivas com a predação de Nematoda, Rotifera, *Cetropixys sp* e Orthoptera.

FIGURA 11 - Vetores gerados pela PLS-CA demonstrando correlação entre os índices ecomorfológicos (linhas alaranjas) e os recursos alimentares (linhas azuis) para as diferentes classes de tamanho. Descrições das siglas dispostas nas Tabelas 3 e 7, respectivamente



FONTE: Autoria Própria.

Os machos maiores que 15 mm revelaram que as áreas relativas do olho e das nadadeiras anal, dorsal, pélvica, peitoral e caudal estão positivamente relacionadas com as larvas de Ephemeroptera e Zigoptera, além dos Hymenoptera, enquanto a largura do pedúnculo caudal se mostrou relacionada positivamente com larvas de Diptera. A largura relativa da boca e o comprimento relativo da cabeça se revelaram positivamente relacionadas com algas unicelulares e o índice de protusão com os insetos Coleoptera.

As fêmeas menores que 15 mm demonstraram os comprimentos relativos do pedúnculo e da cabeça relacionados de forma positiva com restos de peixes e algas unicelulares. A área relativa da peitoral se mostrou relacionada positivamente com *Cerodaphnia sp.*, estando a razão aspecto do anal relacionada positivamente com detritos orgânicos e a razão-aspecto da dorsal com larvas de Diptera.

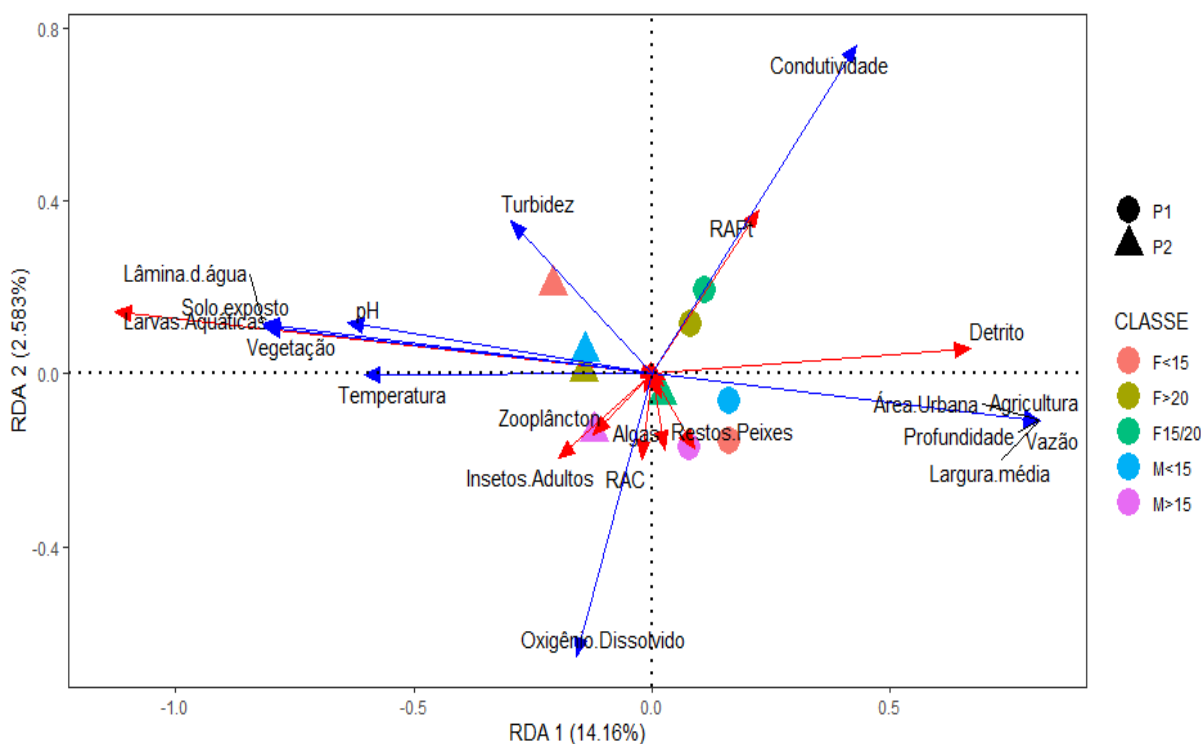
A classe das fêmeas entre 15 e 20 mm demonstrou relação positiva entre as áreas relativas da caudal e dos olhos com detritos orgânicos, enquanto o índice de protusão com larvas de Trichoptera, Coleoptera e insetos adultos de Thysanoptera e Hymenoptera. As razões-aspecto da pélvica e anal apresentaram relação positiva com restos de peixe; a razão-aspecto da caudal e a posição do olho com algas unicelulares; e a altura relativa da cabeça com Amphipoda.

A classe das fêmeas maiores que 20 mm revelou que as áreas relativas das nadadeiras peitoral e anal, bem como do olho, estão relacionadas positivamente com larvas de Zigoptera, Coleoptera, Diptera e Trichoptera; o comprimento da cabeça relacionadas com pupas de Diptera e escamas; a razão-aspecto da pélvica e índice de depressão com algas unicelulares; o índice de protrusão com insetos não identificados; e a razão-aspecto da peitoral com detritos orgânicos.

5.6 EFEITOS DAS VARIÁVEIS AMBIENTAIS SOBRE A ECOMORFOLOGIA E A ECOLOGIA TRÓFICA

Foram observados efeitos significativos das variáveis limnológicas, físicas e da paisagem sobre os padrões ecomorfológicos e tróficos ao longo do desenvolvimento ontogênico da *P. reticulata*. A Análise de Redundância rejeitou a hipótese nula, com destaque para o eixo 1 (ANOVA: $F_{\text{geral}}=3,49$; $p=0,001$; $F_{\text{eixo1}}=24,48$; $p=0,001$; $F_{\text{eixo2}}=4,27$; $p=0,26$). O primeiro e segundo eixos da RDA revelaram, respectivamente, 14,16% e 2,58% de explicação da variabilidade dos dados, com autovalores iguais a 0,009 e 0,001 (Figura 12).

FIGURA 12 - Análise de Redundância aplicada às variáveis ambientais (uso e ocupação do solo e variáveis hidrodinâmicas, físicas e químicas da água), índices ecomorfológicos e recursos alimentares de *P. reticulata* nos pontos de amostragem



FONTE: Autoria Própria.

O primeiro eixo da RDA segregou os indivíduos do ponto 1, localizado mais próximos à cabeceira, com escores mais positivos (Figura 12). A ocorrência desses indivíduos se revelou fortemente associada a uma paisagem predominantemente urbana (como solo impermeável) e áreas de agricultura e

pecuária. Os peixes desse trecho revelaram maiores razões-aspecto da peitoral associadas a maiores valores de profundidade, largura, vazão e condutividade elétrica da água, bem como à exploração de detritos orgânicos e algas. Com escores mais negativos para o primeiro eixo da RDA segregaram-se os indivíduos do ponto 2, os quais se mostraram mais associados a áreas com maior cobertura vegetal (vegetação ripária), solo exposto e espelhos d'água. Esses indivíduos se mostraram com maiores razões-aspecto da nadadeira pélvica, as quais se demonstraram mais relacionadas à exploração de insetos aquáticos adultos e zooplâncton, bem como à temperatura da água, pH, oxigênio dissolvido e turbidez.

Por outro lado, o eixo 2 da RDA separou os machos com escores mais negativos (Figura 12), apresentando corpos com maiores razões aspecto da caudal, explorando mais algas, zooplâncton, insetos adultos e restos de peixes e demonstrando maior correlação com oxigênio dissolvido. Com escores mais positivos para o segundo eixo, se segregaram as fêmeas, com maiores razões aspecto da nadadeira peitoral, explorando detritos orgânicos e larvas aquáticas, associadas a maiores valores de condutividade elétrica e turbidez.

6 DISCUSSÃO

6.1 ECOMORFOLOGIA

A população de *P. reticulata* estudada em um trecho de riacho urbano se apresentou estruturada ecomorfológicamente ao longo do seu desenvolvimento ontogênico, com efeito do reconhecido dimorfismo sexual de *P. reticulata* (MAGURRAN, 2005; AWOYEMI *et al.*, 2014; DEACON *et al.*, 2019). Para as fêmeas destacou-se a forma das nadadeiras peitorais, pélvicas e caudais das classes de maior tamanho (maiores razões-aspecto), as quais, juntamente com as menores caudais e corpos mais deprimidos, possibilitam imprimir maior velocidade contínua de natação, típica de peixes que exploram a região mais pelágica do ambiente aquático (GATZ JR, 1979; BALON, CRAWFORD e LELEK, 1986; WAINWRIGHT, BELLWOOD e WESTNEAT, 2002). Essa performance natatória nessa zona da coluna de água permite que essas fêmeas também explorem presas menores por meio da protrusão da mandíbula e maxilares (ALEEV, 1969; GOSLINE, 1971; GATZ JR., 1979).

Por outro lado, os machos apresentaram olhos e nadadeiras peitorais, caudais, pélvicas, dorsais e anais relativamente maiores, o que implica em maior acuidade visual (GATZ JR., 1979) e potencial de manobrabilidade (WATSON e BALON, 1984; WILGA e LAUDER, 1999). Esse grupo também apresentou cabeças e bocas maiores, o que associado a olhos e nadadeiras maiores, além de uma distribuição mais próxima à superfície, permite explorar áreas com maior heterogeneidade espacial, como na zona litorânea, onde tende ocorrer maior diversidade e disponibilidade de alimento (GATZ JR., 1979; BALON, CRAWFORD e LELEK, 1986; WINEMILLER, 1991; WILLIS, WINEMILLER e LOPEZ-FERNANDEZ, 2005).

Dessa forma, a diversificação ecomorfológica revelou um potencial de melhor performance das fêmeas maiores na zona pelágica e mais profunda do Ribeirão, ao contrário dos machos, que demonstram melhor aptidão para exploração da zona litorânea e mais próximo da superfície, notadamente com maior qualidade ambiental em termos de recursos alimentares (STRAYER e

FINDLAY, 2010). Essa diversificação ecomorfológica espacial pode estar relacionada com o comportamento de fuga das fêmeas em relação aos machos em função do assédio sexual e excesso de cortejamento, conforme descrito por DARDEN e CROFT (2008).

Contudo, cabe salientar que as fêmeas e machos de menores tamanho revelaram relativa similaridade ecomorfológica entre si, indicando que ocupam nichos espaciais semelhantes. Contudo, Reznick (1982) observou que os machos cessam seu desenvolvimento após sua maturidade sexual, já as fêmeas continuam a crescer independentemente de seu estado reprodutivo, o que pode explicar a mudança de microhabitat pelas fêmeas maiores a partir de determinada idade. Nesse sentido, as fêmeas e machos menores apresentaram olhos relativamente maiores, o que está relacionado à maior acuidade visual e aumento da eficiência na detecção de alimento, indicando preferência por um posicionamento mais superficial na coluna d'água. Por outro lado, as fêmeas maiores tenderam a apresentar olhos relativamente menores, o que é esperado para espécimes que habitam áreas mais profundas (GATZ JR., 1979; OLIVEIRA *et al.*, 2010). Portanto, a variação ecomorfológica entre fêmeas e macho tendeu a ser maior em relação aos indivíduos de maior tamanho, independente do ponto de amostragem.

Nesse contexto, as variações ecomorfológicas detectadas entre os sexos explicitaram as distintas performances dos espécimes adultos em relação aos habitats e microhabitats encontrados nos pontos estudados. O ponto 1 se localiza mais próximo à nascente do Ribeirão, apresentando baixa profundidade e menor largura de canal, substrato com predominância de pedras e corredeiras, além de poucos locais de remanso. Nesse ponto, a espécie *P. reticulata* foi a que apresentou maior dominância nesse período (MARCUCCI, 2019), revelando reduzida pressão de predação em razão da ausência de predadores, além de elevado potencial reprodutivo típico de uma espécie generalista r-estrategista (PIANKA, 1970).

O ponto 2, por sua vez, está localizado após um trecho canalizado sob uma rodovia, seguido por uma queda de água. Nesse ponto há maior diversidade de microhabitats com profundidades e larguras mais variáveis, onde foi registrada a presença de predadores como a traíra *Hoplias*

malabaricus, os quais tendem potencialmente a alterar o comportamento da espécie (ZANDONA *et al.*, 2011). Nesses ambientes, *P. reticulata* pode ocupar regiões centrais e próximas à superfície da coluna d'água, com isso permitindo melhor observação de predadores que preferem as zonas marginais e mais estruturadas, evitando emboscadas e aumentando a chance de escape para refúgios mais seguros (TORRES-DOWDALL *et al.*, 2012). Esse comportamento pode ser observado em fêmeas, de tamanhos maiores, as quais apresentam estrutura ecomorfológica adaptada para realizar esse movimento, como nadadeiras peitorais com maiores razões-aspecto, menores nadadeiras caudais e corpos mais deprimidos. Esse comportamento das fêmeas tem reflexo sobre seu *fitness*, o que está diretamente associado ao seu elevado potencial reprodutivo nesse ponto (MARCUCCI, 2019).

Em síntese, as fêmeas maiores apresentaram nadadeiras peitorais longas e estreitas e maiores pélvicas, associadas a peixes que nadam continuamente e atingem alta velocidade, revelando maior aptidão para explorar regiões pelágicas (GATZ JR., 1979; WAINWRIGHT, BELLWOOD e WESTNEAT, 2002). Por outro lado, as fêmeas menores apresentaram áreas relativas da peitoral maiores indicando melhor performance de natação lenta, com maior eficiência na manobrabilidade, habitando regiões de menor correnteza e maior heterogeneidade ambiental (BREDA, OLIVEIRA e GOULART, 2005). Já os machos menores revelaram indivíduos com maiores áreas dos olhos, estando diretamente relacionado à localização e busca de alimento, bem como indicando o posicionamento pelágico desses indivíduos ao longo da coluna d'água. Os machos maiores, por sua vez, apresentaram indivíduos associados a natação lenta, com ampliação da sua capacidade de manobrabilidade, esperado em peixes que habitam regiões marginais de menor correnteza (GATZ JR., 1979).

6.2 ECOLOGIA TRÓFICA

No que se refere à ecologia trófica de *P. reticulata*, constatou-se variação significativa entre os pontos de amostragem ao longo do gradiente longitudinal.

A dieta da espécie nos pontos variou em função do sexo e a das classes de comprimento. As fêmeas de médio e grande portes apresentaram maior diversidade de recursos alimentares no ponto 2, com destaque para a dominância e diversidade de recursos alimentares autóctones, principalmente em relação aos insetos, o mesmo constatado em um estudo realizado pela Zandona *et al.* (2011). Cabe ressaltar que esse ponto se caracteriza pela maior diversidade de habitats e microhabitats, bem como pelo maior percentual de cobertura vegetal quando comparado ao ponto mais próximo à nascente.

Por outro lado, o ponto 1 se revelou mais impactado, com menor diversidade de habitats e microhabitats e reduzida qualidade ambiental, o que pode explicar a menor riqueza de recursos alimentares explorados pelas fêmeas de médio e grande porte. Essa característica do ponto também pode explicar a maior seletividade, equitabilidade e similaridade alimentar apresentadas pelos indivíduos menores de ambos os sexos. Portanto, a maior diversificação ecomorfológica das fêmeas e machos do ponto 2 pode estar relacionada com a ampliação da abundância de recursos alimentares autóctones explorados comparado com o ponto 1, o que foi corroborado pela maior amplitude de nicho que a espécie apresentou nesse ponto. Essas características podem constituir-se uma força direcional que conduza mudanças de estratégia de exploração dos recursos ambientais à medida que as fêmeas e machos se desenvolvem ontogenicamente.

6.3 RELAÇÃO ENTRE A ECOMORFOLOGIA E A ECOLOGIA TRÓFICA

A relação entre as variáveis ecomorfológicas e dieta ao longo do desenvolvimento ontogênico da espécie demonstrou que os machos menores se alimentaram de recursos associados à margem, revelando associação com o alto potencial de aceleração para fugas (BALON, CRAWFORD e LELEK, 1986) e maior acuidade visual relativa (PANKHURST, 1989), ocupando regiões litorâneas e mais superficiais na coluna d'água (GATZ JR., 1979). Além disso, esses indivíduos também apresentaram maior capacidade de estabilização do movimento (GOSLINE, 1971) e manobrabilidade, em razão das nadadeiras

maiores, podendo também ocupar regiões bentônicas (BREDA, OLIVEIRA e GOULART, 2005) e habitats de alta correnteza (MAHON, 1984; WATSON e BALON, 1984; BALON, CRAWFORD e LELEK, 1986), explorando diferentes estratos da coluna d'água. Essa característica de serem nadadores rápidos e contínuos com alta capacidade de equilíbrio (GATZ JR., 1979; BELLWOOD *et al.*, 2002; WAINWRIGHT, BELLWOOD e WESTNEAT, 2002) pode ter permitido maior exploração de recursos alóctones próximos à superfície da água, o que demanda serem eficientes na captura do alimento, uma vez que os recursos autóctones tenderam a estar menos disponíveis, principalmente no ponto 1.

Os machos maiores têm se alimentado principalmente de larvas e insetos aquáticos, cujas capturas podem ser facilitadas em indivíduos com cabeças e bocas maiores (GATZ JR., 1979; BALON, CRAWFORD e LELEK, 1986; WINEMILLER, 1991). Soma-se a essas características a maior acuidade visual desse grupo, com nadadeiras que permitem melhor performance relativa em movimentos que exigem elevada aceleração em espaços curtos (BALON, CRAWFORD e LELEK, 1986) e manobrabilidade, observados em peixes que habitam regiões de alta correnteza (MAHON, 1984; WATSON e BALON, 1984; BALON, CRAWFORD e LELEK, 1986).

As fêmeas menores se alimentaram predominantemente de insetos e peixes. Elas também apresentaram maior acuidade visual relativa (PANKHURST, 1989), além revelarem boa adaptação para ambientes com fluxos de água rápidos, com pedúnculos caudais longos, associados a arranques em curtos deslocamentos contra correnteza (HORA, 1922; MAHON, 1984; WATSON e BALON, 1984). Elas também apresentam adaptabilidade para manobrabilidade e estabilização do movimento (MAHON, 1984; WATSON e BALON, 1984; BALON, CRAWFORD e LELEK, 1986; BREDA, OLIVEIRA e GOULART, 2005), explorando recursos alimentares de pequeno porte e disponíveis no ambiente. Dessa forma, elas também podem realizar movimentos funcionais progressivos e retrógrados mais rápidos (BREDA, OLIVEIRA e GOULART, 2005), necessários, por exemplo, para forragear larvas de insetos.

As fêmeas de tamanhos médios demonstraram tendência de mudança para uma dieta detritívora, com cabeça e boca propícias para exploração de

presas pequenas, tais como larvas (ALEEV, 1969; GOSLINE, 1971; GATZ JR., 1979), utilizando principalmente recursos bentônicos da zona litorânea. As fêmeas maiores, por sua vez, revelaram maior versatilidade na exploração dos recursos alimentares, consumindo desde detritos orgânicos até insetos aquáticos, com a cabeça e o aparato bucal adaptado a recursos alimentares maiores (GATZ JR., 1979; WATSON e BALON, 1984; BALON, CRAWFORD e LELEK, 1986; WINEMILLER, 1991; WILLIS, WINEMILLER e LOPEZ-FERNANDEZ, 2005), habitando locais mais profundos na coluna de água e regiões pelágicas (GATZ JR., 1979; MAHON, 1984; WATSON e BALON, 1984; BALON, CRAWFORD e LELEK, 1986; BREDÁ, OLIVEIRA e GOULART, 2005).

É possível constatar que as fêmeas de tamanhos médios e maiores tendem a explorar nichos diferentes dos machos, consumindo recursos com maior qualidade energética, provavelmente em razão dos cuidados reprodutivos que demandam maior diversificação de forrageamento. Portanto, enquanto essas fêmeas tendem a explorar as zonas bentônicas, os machos exploram as zonas pelágica e litorânea da coluna de água (MAGURRAN, 2005; AWOYEMI *et al.*, 2014; DEACON *et al.*, 2019).

6.4 EFEITO DAS VARIÁVEIS AMBIENTAIS SOBRE A ECOMORFOLOGIA E A ECOLOGIA TRÓFICA

As variáveis limnológicas, físicas e da paisagem segregaram os pontos de amostragem e os sexos a partir dos seus respectivos padrões ecomorfológicos e tróficos ao longo do desenvolvimento ontogênico da *P. reticulata*. O ponto 1 se revelou relativamente mais impactado, com indicativos de drenagem intensa a partir do escoamento superficial pluvial, em consequência do seu entorno urbano mais impermeabilizado, com reduzidas taxas de infiltração da água (CUNICO, 2010). Cabe ressaltar que ao longo do ano esse processo é intensificado nos períodos de chuvas (verão), promovendo elevadas descargas de volume d'água (WALSH, FLETCHER e LADSON, 2005a), reduzindo a disponibilidade de presas de melhor qualidade ambiental, em meio ao aumento

do deslocamento de sedimentos inorgânicos e orgânicos para o leito do Ribeirão.

Dessa forma, nessas condições, espera-se que esses indivíduos apresentem um ecomorfotipo típico de peixes nadadores ativos, habitando regiões pelágicas (BELLWOOD *et al.*, 2002; WAINWRIGHT, BELLWOOD e WESTNEAT, 2002). Nesse contexto, a redução de disponibilidade de recursos alimentares na coluna de água nesses ambientes mais impactados tendem a elevar a importância dos macroinvertebrados bentônicos na dinâmica trófica das espécies de peixes. Eles intensificam os efeitos *button up* nos ecossistemas aquáticos, participando da conversão da produção primária e detritos orgânicos em biomassa disponível para utilização de outros organismos (NORTHCOTE, 1988).

Por outro lado, o ponto 2 revelou-se menos impactado, com maior área de cobertura vegetal na sub-bacia e menor percentual de impermeabilização do solo. Essa característica tende a prover maior diversidade de microhabitats no Ribeirão, com maior presença de matéria orgânica, a qual interfere no funcionamento metabólico do sistema e na qualidade da água. Dessa forma, também é esperado um incremento da diversidade e abundância de recursos alimentares autóctones disponíveis, principalmente a presença de invertebrados aquáticos, o que se reflete em peixes com comportamento natatórios mais ativos e contínuos (KEAST e WEBB, 1966; GATZ JR., 1979; MAHON, 1984; BALON, CRAWFORD e LELEK, 1986) e com elevada capacidade de equilíbrio na coluna de água (GATZ JR., 1979).

A apresentação de ecomorfotipos (*sensu* OLIVEIRA *et al.*, 2010) de *P. reticulata* que possibilitam aceleração e deslocamentos mais rápidos em regiões mais estruturadas (KEAST e WEBB, 1966; GATZ JR., 1979; MAHON, 1984; BALON, CRAWFORD e LELEK, 1986), permitiu aumento da performance na exploração dos recursos disponíveis por parte dos machos menores e maiores, bem como pelas fêmeas menores do ponto 1 e fêmeas médias do ponto 2. Soma-se a isso a maior disponibilidade de oxigênio dissolvido nesses trechos, o que permite a exploração mais bem sucedida de microhabitats, inclusive menos conservados, conferindo uma dieta mais

diversificada que garanta o reconhecido sucesso reprodutivo da espécie nesse Ribeirão (MARCUCCI, 2019).

Em contrapartida, as fêmeas médias e maiores do ponto 1, bem como as fêmeas menores e machos menores do ponto 2 apresentaram um ecomorfotipo típico de peixes que nadam continuamente e preferem regiões pelágicas (BELLWOOD *et al.*, 2002; WAINWRIGHT, BELLWOOD e WESTNEAT, 2002), com maiores valores de turbidez e condutividade elétrica. Nesse caso, esses indivíduos tendem a se alimentar de detritos orgânicos, ou seja, utilizam os recursos alimentares disponíveis no ambiente em um cenário de redução da disponibilidade de recursos.

Portanto, constatou-se que *P. reticulata* responde às variações limnológicas e aos distintos impactos do uso desordenado de ocupação do solo decorrentes da urbanização (WALSH, ROY e FEMINELLA, 2005b; GANASSIN *et al.*, 2019) a partir do seu hábito alimentar generalista. A espécie buscou explorar de modo eficiente a variação de diversidade e disponibilidade de recursos alimentares autóctones ao longo do seu desenvolvimento ontogênico, validando nossa hipótese de trabalho.

7 CONSIDERAÇÕES FINAIS

A hipótese central do presente estudo de que há variações ontogênicas na ecomorfologia e alimentação das populações de *P. reticulata* em um Ribeirão urbano foi aceita. Complementarmente, à medida que foram detectadas alterações ontogênicas em resposta a distintos impactos ambientais decorrentes da urbanização, também foi possível observar que há aumento das plasticidades ecomorfológica e trófica ao longo do desenvolvimento ontogênico das populações.

As fêmeas juvenis apresentaram olhos e nadadeiras relativamente maiores e bocas mais protráteis, enquanto as adultas revelaram bocas e olhos relativamente menores, com nadadeiras mais longas e afiladas, proporcionando corpos mais adaptados para atingir maiores velocidades, o que lhe confere vantagem para fuga de predadores e para se alimentar com maior eficiência de recursos de maior qualidade nutricional.

Os machos juvenis se revelaram com cabeças, bocas, olhos e nadadeiras relativamente maiores fornecendo maior potencial de acuidade visual e manobrabilidade. Essas características demonstram que ocupam nichos próximos à superfície e tipicamente com maior heterogeneidade espacial próximos à margem, na busca por recursos alimentares de melhor qualidade.

Contudo, esse estudo demonstrou a eficiência da ecomorfologia como ciência preditora ao permitir melhor compreensão das respostas dos organismos às variações ambientais, a partir da observação da interação entre variáveis morfológicas e tróficas com aquelas físicas, químicas e espaciais do ambiente estudado.

REFERÊNCIAS

- ALEEY, Y.G. **Function and gross morphology in fish**. Jerusalem: H. Mills, 268 p., 1969.
- ALEXANDER, R. McN. **Functional design in fishes**. London, Hutchinson University Library, 160 p., 1967.
- ALVAREDA, E., LUCAS, C., PARADISO, M., PIPERNO, A., GAMAZO, P., ERA SUN, V., RUSSO, P., SARACHO, A., BANEGA, R., SAPRIZA, G., MELLO, F.T. Water quality evaluation of two urban streams in northwest Uruguay: are national regulations for urban stream quality sufficient? **Environmental Monitoring and Assessment** 192: 1-22, 2020.
- ALVES, G.H.Z., TÓFOLI, R.M., GANASSIN, M.J.M., HAHN, N.S. Diet of *Poecilia reticulata* Peters, 1959 in streams from Paraná River basin: influence of the urbanization. **Acta Scientiarum: Biological Sciences**, 38(3): 313-318, 2016.
- ANDERSON M.J. A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. **Austral Ecology**, 26: 32-46, 2001.
- ANDERSON, O. Optimal foraging by largemouth bass in structured environments. **Ecology**, 65: 851-861, 1984.
- ARANTES, C.C., WINEMILLER, K.O., ASHER, A. Floodplain land cover affects biomass distribution of fish functional diversity in the Amazon River. **Scientific Reports**, 9: 16684, 2019.
- ARAÚJO, J.C.S.V. Ecomorfologia trófica de peixes bioindicadores de riachos submetidos a diferentes graus de antropização. **Dissertação de Mestrado** (Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental). Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Londrina, Paraná, Brasil. 72p. 2020.
- ARAÚJO-FLORES, J.M., GARATE-QUISPE, J., MOLINOS, J.G. Seasonality and aquatic metacommunity assemblage in three abandoned gold mining ponds in the southwestern Amazon, Madre de Dios (Peru). **Ecological Indicators**, 125: 107455, 2021.
- AWOYEMI, O., UWAFILI, P., IZEGAEGBE, J., FADEYI, O. Analysis of the foraging behavior of guppy (*Poecilia reticulata*) in relation to its use as a biological method for the environmental control of mosquito larvae. **International Journal of Research and Reviews in Applied Sciences**, 21: 41-48, 2014.
- BAILLIE, L. Genetic population structure of the Trinidadian guppy (*Poecilia reticulata*) across Trinidad and Tobago. **Master Thesis**, Dalhousie University, Halifax, Canada, 2012.
- BALDASSO, M.C., WOLFF, L.L., NEVES, P.M., DELARIVA, R.L., Ecomorphological variations and food supply drive trophic relationships in the

fish fauna of a pristine neotropical stream. **Environmental Biology of Fishes**, (5): 1-18, 2019.

BALON, E.K., CRAWFORD, S.S., LELEK, A. Fish communities of the Upper Danube River (Germany, Austria) prior to the new Rhein-Main-Donau connection. **Environmental Biology of Fishes**, 15: 243-271, 1986.

BARBOSA, A.S., PIRES, M.M., SCHULZ, U.H. Influence of Land-Use Classes on the Functional Structure of Fish Communities in Southern Brazilian Headwater Streams. **Environmental Management**, 65: 618-629, 2020.

BARBOSA, C.C.F., NOVO, E.M.L.M., MARTINS, V.S. **Introdução ao sensoriamento remoto de ecossistemas aquáticos**. São José dos Campos: INPE, 178p., 2019.

BELLWOOD, D.R., WAINWRIGHT, P.C., FULTON, C.J., HOEY, A. Assembly rules and functional groups at global biogeographical scales. **Functional Ecology**, 16: 557-562, 2002.

BIERBACH, D., WENCHEL, R., GEHRIG, S., WERSING, S., O'CONNOR, O.L., KRAUSE, J. Male Sexual Preference for Female Swimming Activity in the Guppy (*Poecilia reticulata*). **Biology**, 10: 1-14, 2021.

BOCK, W.J., VON WAHLERT, G. Adaptation and the form-function complex. **Evolution**, 19(3): 269-299, 1965.

BOJSEN, B.H., BARRIGA, R. Effects of deforestation on fish community structure in Ecuadorian Amazon streams. **Freshwater Biology**, 47(11): 2246-2260, 2002.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente (MMA). Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). **Resolução CONAMA Nº 357, DE 17 DE MARÇO DE 2005**.

BREDA, L., OLIVEIRA, E.F., GOULART, E. Ecomorfologia de locomoção de peixes com enfoque para espécies neotropicais. **Acta Scientiarum: Biological Sciences**, 27(4): 371-381, 2005.

CÂMARA, G., DAVIS, C., MONTEIRO, A.M.V. **Introdução à Ciência da Geoinformação**. São José dos Campos: INPE, 345 p., 2001.

CANO, A.C.S.S., HIROKI, K.A.N., PELLI, A., SOUZA, F. Variação ecomorfológica em populações de *Astyanax aff. paranae* Eigenmann, 1914, de diferentes sub-bacias no Alto Rio Paraná. **Biota Amazônia**, 10(2): 6-10, 2020.

CARDOSO, D.C., DEHART, P.; FREITAS, C.E., SIQUEIRA-SOUZA, F.K. Diet and ecomorphology of predator fish species of the Amazonian floodplain lakes. **Biota Neotropica**, 19(3): e20180678, 2019.

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

CHASSOT, E., BONHOMMEAU, S., REYGONDEAU, G., NIETO, K., POLOVINA, J.J., HURET, M., DULVY, N.K., DEMARCQ, H. Satellite remote sensing for an ecosystem approach to fisheries management. **Journal of Marine Science**, 68: 651-666, 2011.

CHEEK, B.D., GRABOWSKI, T.B., BEAN, P.T., GROESCHEL, J.R., MAGNELIA, S.J., Evaluating habitat associations of a fish assemblage at multiple spatial scales in a minimally disturbed stream using low-cost remote sensing. **Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems**, 26: 20-34, 2016.

CONGEDO, L. Semi-Automatic Classification Plugin: a Python tool for the download and processing of remote sensing images in QGIS. **Journal of Open Source Software**, 6(64): 3172, 2021.

CORREA, S.B., WINEMILLER, K.O. Niche partitioning among frugivorous fishes in response to fluctuating resources in the Amazonian floodplain forest. **Ecology**, 95(1), 210–224. 2014.

COSTA, C. **Insetos Imaturos. Metamorfose e Identificação**. Ribeirão Preto: Holos Editora, 249p., 2006.

CRÓSTA, A.P. **Processamento digital de imagens de sensoriamento remoto**. 4. ed. Campinas: Biblioteca Central - Unicamp, 170p., 1992.

CUNICO, A.M. Efeitos da urbanização sobre a estrutura das assembleias de peixes em córregos urbanos Neotropicais. **Tese de Doutorado** (Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais). Universidade Estadual de Maringá, Maringá, Paraná, Brasil. 76p. 2010.

CUNICO, A.M., AGOSTINHO, A.A., LATINI, J.D. Influência da urbanização sobre as assembleias de peixes em três córregos de Maringá, Paraná. **Revista Brasileira de Zoologia**, 23(4): 1101-1110, 2006.

CUNICO, A.M., GUBIANI, E.A. Effects of land use on sediment composition in low-order tropical streams. **Urban Ecosystems**, 20: 1-9, 2016.

DARDEN, S.K., CROFT, D.P. Male harassment drives females to alter habitat use and leads to segregation of the sexes. **Biology Letters**, 4: 499-451, 2008.

DEACON, A.E., GHOSH, S.K., BHAT, A., MAGURRAN, A.E. Predatory behaviour of female guppies (*Poecilia reticulata*) in a mosquito control context: the importance of social and habitat factors. **Aquatic Invasions**, 14: 1-12, 2019.

DOUGLAS, M.E., MATTHEWS, W.J. Does morphology predict ecology? Hypothesis testing within a freshwater stream fish assemblage. **Oikos**, 65: 213-224, 1992.

ELMOOR-LOUREIRO, L.M.A. **Manual de identificação de cladóceros límnicos do Brasil**. Brasília: Editora Universal/ UCB, 155p, 1997.

ESTEVES, F.A. **Fundamentos de Limnologia**. Rio de Janeiro: Ed. Interciencia, 3ª ed., 826 p., 2011.

ESTEVES, K.E., ARANHA, J.M.R., ALBRECHT, M.P. Ecologia trófica de peixes de riacho: uma releitura 20 anos depois. **Oecologia Australis**, 25(2): 266–282, 2021.

FERREIRA, C.P., CASATTI, L. Influência da estrutura do hábitat sobre a ictiofauna de um riacho em uma microbacia de pastagem, São Paulo, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, 23(3): 642-651, 2006.

FOGAÇA, F.N.O. Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (EPT) como indicadores dos impactos ambientais da urbanização em riachos neotropicais. **Tese de Doutorado** (Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais da Universidade Estadual de Maringá), Maringá, Paraná, Brasil, 70 p., 2012.

FOOTE, M. The evolution of morphological diversity. **Annual Review of Ecology and Systematics**, 28: 129-152, 1997.

FRAGOSO-MOURA, E.N., LUIZ, T.F., COETI, R.Z., PERET, A.C. Ecologia trófica do *Hemigrammus marginatus* Ellis, 1911 (Characiformes, Characidae) em um riacho tropical conservado. **Brazilian Journal of Biology**, 77: 372-382, 2017.

FU, B., LI, Y., WANG, Y., CAMPBELL, A., ZHANG, B., YIN, S., ZHU H., XING, Z., JIN, J. Evaluation of riparian condition of Songhua River by integration of remote sensing and field measurements. **Scientific Reports**, 7: 25-65, 2017.

GALVES, W., JEREP, F.C., SHIBATTA, O.A. Estudo da condição ambiental pelo levantamento da fauna de três riachos na região do Parque Estadual Mata dos Godoy (PEMG), Londrina, PR, Brasil. **Pan-American Journal Aquatic Sciences**, 2(1): 55-65, 2007.

GAMBAROTTO, B.L. Redes de interação trófica de peixes em riachos expostos a diferentes pressões ambientais. **Dissertação de Mestrado** (Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental). Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Londrina, Paraná, Brasil, 67 p., 2017.

GANASSIN, M.J., FROTA, A., MENDES M.C., BAUMGARTNER, M., HAHN, N. Urbanisation affects the diet and feeding selectivity of the invasive guppy *Poecilia reticulata*. **Ecology of Freshwater Fish**, 29: 1-15, 2019.

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**, 21: 91-124, 1979.

GIL, A., YU, Q., ABADI, M., CALADO, H. Using aster multispectral imagery for mapping woody invasive species in pico da vara natural reserve (Azores Islands, Portugal). **Revista Árvore**, 38(3): 391-401, 2014.

GOMIERO, L.M., BRAGA, F.M.S. Reproduction of a fish assemblage in the state of São Paulo, southeastern Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, 67: 283-292, 2007.

GOSLINE, W.A. **Functional morphology and classification of teleostean fishes**. Honolulu: University Press of Hawaii, 208 p., 1971.

GOTELLI, N., ELISSON, A. **Princípios de Estatística em Ecologia**. Artmed, 528 p., 2011.

GRISE, M.M., BIONDI, D. Análise da estrutura da paisagem do Parque Nacional do Superagüi - PR e sua zona de amortecimento. **Ciência Florestal**, 22(1): 23-33, 2012.

HAMIDI, S.A., HOSSEINY, H., EKHTARI, N. Using MODIS remote sensing data for mapping the spatio-temporal variability of water quality and river turbid plume. **Journal Coast Conservation**, 21, 939–950. 2017.

HARDING, H.R., GORDON, T.A., EASTCOTT, E., SIMPSON, S.D., RADFORD, A.N. Causes and consequences of intraspecific variation in animal responses to anthropogenic noise. **Behavioral Ecology**, 30(6): 1501-1511, 2019.

HEIMPEL, G.E., COCK, M.J. Shifting paradigms in the history of classical biological control. **Biologic Control**, 63: 27–37, 2018.

HETTE-TRONQUART, N., OBERDORFF, T., TALES, E., ZAHM, A., JÉRÔME B., Biological impacts of local vs. regional land use on a small tributary of the Seine River (France): insights from a food web approach based on stable isotopes. **Environmental Science and Pollution Research**, 25: 23583-23594, 2018.

HOPPE, T.R.G., ARAÚJO, L.E.B. Contaminação do meio ambiente pelo descarte inadequado de medicamentos vencidos ou não utilizados. **Revista Monografias Ambientais**, 6(6): 1248-1262, 2012.

HORA, S.L. Structural modifications in the fish of mountain torrents. **Records of the Indian Museum**, 24: 31-61, 1922.

HUTCHESON, K. A test for comparing diversities based on the Shannon formula. **Journal Theoretical Biology**, 29: 151-154, 1970.

HYSLOP, E.J. Stomach contents analysis - a review of methods and their application. **Journal of Fish Biology**, 17(4): 411-429, 1980.

ISHIKAWA, D.N, NOALE, R.Z., OHE, T.H.K., SOUZA, E.B.R., SCARMÍNIO, I.S., BARRETO, W.J., BARRETO, S.R.G. Avaliação do risco ambiental em sedimentos dos lagos do riacho Cambé, em Londrina, pela distribuição de metais. **Química Nova**, 32(7): 1744-1749, 2009.

JACKSON, D.A. Stopping rules in principal components analysis: a comparison of heuristical and statistical approaches. **Ecology**, 74(8): 2204-2214, 1993.

KEAST, A., WEBB, D. Mouth and body form relative to feeding ecology in the fish fauna of a small lake, Lake Opinicon, Ontario. **Journal of the Fisheries Research Board of Canada**, 23: 1845-1874, 1966.

KOSTE, W. **Rotatoria: Die Rädertiere Mitteleuropas. Ein Bestimmungswerk begründet Von Max Voigt. Überordnung Monogononta.** Volume I-II. Gebrüder Borntraeeger, Berlin, 1978.

LAMPARELLI, R.A.C., NERY, L., ROCHA, J.V. Utilização da técnica por componentes principais (ACP) e fator de iluminação, no mapeamento da cultura do café em relevo montanhoso. **Engenharia Agrícola**, 31(3): 584-597, 2011.

LANDIS, J., KOCH, G. The measurement of observer agreement for categorical data, Washington, USA. **Biometrics**, 33(1): 159-174, 1977.

LEGENDRE, P., FORTIN, M.J. Spatial pattern and ecological analysis. **Vegetation**, 80: 107-138, 1989.

LEITÃO, R.P. ZUANON, J., MOUILLOT, D., LEAL, C.G., HUGHES, R.M., KAUFMANN, P.R., VILLÉGER, S., POMPEU, P.S., KASPER, D., DE PAULA, F.R., FERRAZ, S.F.B.; GARDNER, T.A. Disentangling the pathways of land use impacts on the functional structure of fish assemblages in Amazon streams. **Ecography**, 41: 219-232, 2018.

LOPES, M.C.S. Influência do uso e ocupação do solo sobre as estruturas ecomorfológica e trófica de *Imparfinis schubarti* (Gomes, 1956) em um ribeirão periurbano e um rural. **Trabalho de Conclusão de Curso** (Bacharelado em Engenharia Ambiental). Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR). Londrina, Paraná, Brasil, 78p., 2021.

LORION, C.M.; KENNEDY, B.P. Riparian forest buffers mitigate the effects of deforestation on fish assemblages in tropical headwater streams. **Ecological Applications**, 19(2): 468-479, 2009.

MAGELLAN, K., MAGURRAN A.E. The effect of social environment during ontogeny on life history expression in the guppy *Poecilia reticulata*. **Journal of Fish Biology**, 74: 2329–2337, 2009.

MAGURRAN, A.E. **Evolutionary Ecology: The Trinidadian Guppy.** Oxford University Press, Oxford, UK, 2005.

MAGURRAN, A.E. **Medindo a Diversidade Biológica**. Curitiba, Ed. UFPR. 261 p., 2013.

MAGURRAN, A.E., SEGHERS, B.H., CARVALHO, G.R., SHAW, P.W. Behavioural consequences of an artificial introduction of guppies (*Poecilia reticulata*) in N. Trinidad: evidence for the evolution of anti-predator behaviour in the wild. *Proceedings of the Royal Society of London Series B. Biological Sciences*, 248: 117-122, 1992.

MAHON, R. Divergent structure in fish taxocenes of north temperate streams. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 41: 330-350, 1984.

MANLY, B.F.J. **Multivariate statistical methods: a primer**. 2nd ed., London, Chapman & Hall, 1994.

MANNA, L.R., REZENDE, C.F., Variação intraespecífica em peixes de riacho com ênfase na ecologia trófica. *Oecologia Australis*, 25(2): 301-322, 2021.

MANTEL, N. The detection of disease clustering and a generalized regression approach. *Cancer Research*, 27:209-220, 1967.

MARCUCCI, C.R. Estrutura das assembleias de peixes de trechos de riachos submetidos a diferentes graus de urbanização na região de Londrina-PR. **Trabalho de Conclusão de Curso** (Bacharelado em Engenharia Ambiental). Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Londrina, Paraná, Brasil. 48 p. 2017.

MARCUCCI, C.R. Taxonomic and functional diversity of stream fish assemblages along the urbanization-agriculture gradient. **Dissertação de Mestrado** (Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental) – Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Londrina, Paraná, Brasil, 72 p., 2019.

MARQUES, P., CUNICO, A.M. Ecologia de peixes em riachos urbanos. *Oecologia Australis*, 25(2): 588-604, 2021.

MATTHEWS, W.J. **Patterns in Freshwater Fish Ecology**. New York: Chapman & Hall, 1998.

MCCAFFERTY, W.P., PROVONSHA, A.V. **Aquatic Entomology: the Fisherman's and Ecologist's Illustrated Guide to Insects and their Relatives (Crosscurrents)**. Library of Congress Cataloging in Publication Data, 1981.

MCCARTHY, D.P., DONALD, P.F., SCHARLEMANN, J.P., BUCHANAN, G.M., BALMFORD, A., GREEN, J.M., BENNUN, L.A., BURGESS, N.D., FISHPOOL, L.D., GARNETT, S.T., LEONARD, D.L., MALONEY, R.F., MORLING, P., SCHAEFER, H.M., SYMES, A., WIEDENFELD, D.A., BUTCHART, S.H. Financial costs of meeting global biodiversity conservation targets: current spending and unmet needs. *Science*, 338(6109): 946-949, 2012.

MCCUNE B., MEFFORD M.J. **PC-ORD. Multivariate analysis of ecological data.** version 6.0 for Windows, 2011.

MISE, F.T., SOUZA, F.M PAGOTTO, J.P.A., GOULART, E. Variações ecomorfológicas intraespecíficas em *Poecilia reticulata* (Actinopterygii, Cyprinodontiformes): comparando populações de ambientes distintos. **Iheringia Sér. Zool.**, 105(2): 217-222, 2015.

MOHAMMED, R.S., KING, S.D., BENTZEN, P., MARCOGLIESE, D., VAN OOSTERHOUT, C., LIGHTEN, J. Parasite diversity and ecology in a model species, the guppy (*Poecilia reticulata*) in Trinidad. **Royal Society Open Science**, 7: 1-8, 2020.

MONTEIRO, A.B. Biogeografia evolutiva: a seleção sexual e o índice de predação como fatores evolutivos do Lebistes (*Poecilia reticulata*) em comunidades íctias. **Dissertação de Mestrado.** Universidade Estadual Paulista, Instituto de Geociências e Ciências Exatas. Adriano Bortolin Monteiro. Rio Claro, 98p., 2013.

MOREIRA, M.A. **Fundamentos do sensoriamento remoto e metodologias de aplicações.** São Jose dos Campos: INPE, 2001.

MOTTA, P.J., NORTON, S.F., LUCZKOVICH, J.J. Perspectives on the ecomorphology of bony fishes. **Environmental Biology of Fishes**, 44(1-3): 11-20, 1995.

MUELLER, B.M., SCHULZ, H., DANCZAK, R.E. Simultaneous attenuation of trace organics and change in organic matter composition in the hyporheic zone of urban streams. **Scientific Reports**, 11: 4179, 2021.

MUGNAI, R., NESSIMIAN, J.L., BAPTISTA, D.F. **Manual de identificação de Macroinvertebrados Aquáticos do Rio de Janeiro.** Technical Books, 176, 2010.

NEVES, P.M., DELARIVA, R.L., WOLFF, L.L. Diet and ecomorphological relationships of an endemic, species-poor fish assemblage in a stream in the Iguaçu National Park. **Neotropical Ichthyology**, 13(1): 245-254, 2015.

NORTHCOTE, TG. Fish in the structure and function of freshwater ecosystems: a "top-down" view. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, 45(2): 361-379, 1988.

NOVO, E.M.L.M. **Sensoriamento Remoto: Princípios e Aplicações.** 3ª Edição. São Paulo: Blucher, 2008.

NUNES, E.J.S., SILVA, E.P., SOUZA, E., ROCHA FILHO, J., SILVA, D.S.N. Geotecnologias no diagnóstico de conflitos de uso do solo de uma microbacia do município de Alta Floresta – MT. **Ciência Florestal**, 25(3): 1-1, 2015.

OKSANEN, F.J., BLANCET, F.G., FRIENDLY, M., KINDT, R., LEGENDRE, P., McGLINN, D., MINCHIN, P.R., O'HARA, R.B., SIMPSON, G.L., SOLYMOS, P., HENRY, M., STEVENS, H., SZOECs, E., MAINTAINER, H.W.

Vegan: Community Ecology Package. R package Version. 2.5-7, 2020 (<https://CRAN.R-project.org/package=vegan>).

OKSANEN, F.J., **Vegan: Community Ecology Package.** R package Version 2.4-3., 2017 (<https://CRAN.R-project.org/package=vegan>).

OLIVEIRA, D.C., BENNEMANN, S.T. Ictiofauna, recursos alimentares e relações com as interferências antrópicas em um riacho urbano no sul do Brasil. **Biota Neotropical**, 5: 1-13, 2005.

OLIVEIRA, E.F., GOULART, E. Distribuição espacial de peixes em ambientes lênticos: interação de fatores. **Acta Scientiarum: Biological Sciences**. 22(2): 445–453, 2000.

OLIVEIRA, E.F., GOULART, E., BRENDA, L., MINTE-VERA, C.V., PAIVA, L.R.S., VISMARA, M.R. Ecomorphological patterns of the fish assemblages in a tropical floodplain: effects of trophic, spatial and phylogenetic structures. **Neotropical Ichthyology**, 8(3): 569-586, 2010.

ORICOLLI, M.C.G., BENNEMANN, S.T. Dieta de *Bryconamericus iheringii* (Ostariophysi: Characidae) em riachos da bacia do rio Tibagi, Estado do Paraná. **Acta Scientiarum. Biological Sciences**, 28(1): 59-63, 2006.

ORLINSKIY, P., MUNZE, R., BEKETOV, M., GUNOLD, R., PASCHKE, A., KNILLMANN, S., LIESS, M. Forested headwaters mitigate pesticide effects on macroinvertebrate communities in streams: mechanisms and quantification. **Science of the Total Environment**, 525: 115-123, 2015.

PAGOTTO, J.P.A., E. GOULART, E.F. OLIVEIRA, YAMAMURA, C.B. Trophic ecomorphology of Siluriformes (Pisces, Osteichthyes) from a tropical stream. **Brazilian Journal of Biology**, 71(2): 469-479, 2011.

PANKHURST, N.W. The relationship of ocular morphology to feeding modes and activity periods in shallow marine teleosts from New Zealand. **Environmental Biology of Fishes**, 26: 201-211, 1989.

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, 209 -236, 1999.

PÉREZ, R.P. **Guia para o Estúdio de los Macroinvertebrados Acuáticos do Departamento de Antioquia**. Universidad de Antioquia Facultad de Ciencias Exactas y Naturales Centro de Investigaciones, CIEN. FEN Colombia, 1988.

PESSOA, L.A., BAUMGARTNER, M.T., JUNIOR, M.P.S., PAGOTTO, J.P.A., PESSOA, L.G.A., GOULART, E. Effect of land-use types on the ecomorphological structure of fish assemblage in distinct mesohabitats of neotropical streams. **Biota Neotropical**, 21(3): e20201034, 2021.

PIANKA, E.R. On r- and k- selection. **American Naturalist**, 102:592- 597, 1970.

PRIYADARSHANA, T., ASAEDA, T., MANATUNGE, J. Foraging behavior of planktivorous fish in artificial vegetation: the effects on swimming and feeding. **Hydrobiologia**, 442: 231-239, 2001.

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**, 54(1): 1-16, 2003.

RANTAA, E., VIDAL-ABARCAB, M.R. Urban stream assessment system (UsAs): An integrative tool to assess biodiversity, ecosystem functions and services. **Ecological Indicators**, 121: 1-11, 2021.

REIS, R.E.; ALBERT, J.S.; DARIO, F.D., MINCARONE, M.M., PETRY, P., ROCHA, L.A. Fish biodiversity and conservation in South America. **Journal of Fish Biology**, 89: 12-47, 2016.

REZNICK, D.A., BRYGA, H., Endler, J.A. Experimentally induced life-history evolution in a natural population. **Nature**, 346: 357–359, 1990.

REZNICK, D.N. Life-history evolution in guppies. 2. Repeatability of field observations and the effects of season on life histories. **Evolution**, 43(6): 1285-1297, 1989.

REZNICK, D.N. The impact of predation on life-history evolution in Trinidadian guppies – genetic-basis of observed life-history patterns. **Evolution**, 36: 1285-1297, 1982.

REZNICK, D.N., ENDLER, J.A. The impact of predation on life-history evolution in Trinidadian guppies (*Poecilia reticulata*). **Evolution**, 36: 160-77, 1982.

REZNICK, D.N., SHAW, F.H., RODD, F.H., SHAW, R.G. Evaluation of the rate of evolution in natural populations of guppies (*Poecilia reticulata*). **Science**, 275: 1934-1937, 1997.

RICKLEFS, R.E. Species richness and morphological diversity of passerine birds. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, 109: 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.

RODRIGUES, T.W.P., GUIMARÃES, U.S., ROTTA, L.H.S., WATANABE, F.S.Y., ALCÂNTARA, E., IMAI, N.N. Delineamento amostral em reservatórios utilizando imagens Landsat 8/oli: um estudo de caso no reservatório de Nova Avanhandava (Estado de São Paulo, Brasil). **Boletim de Ciências Geodésicas**, 22(2): 303-323, 2016.

RODRIGUEZ, C.M. Phylogenetic analysis of the tribe Poeciliini (Cyprinodontiformes: Poeciliidae). **Copeia**, 1997(4): 663-679, 1997.

- SANCHEZ, G. **Data Analysis Methods - plsdepot: Partial Least Squares (PLS)**. Version 0.1.17 (<https://cran.r-project.org/web/packages/plsdepot/index.html>), 2019.
- SANDSTRÖM, A., PHILIPSON, P., ASP, A., AXENROT, T. Assessing the potential of remote sensing-derived water quality data to explain variations in fish assemblages and to support fish status assessments in large lakes. **Hydrobiologia** 780: 71-84, 2016.
- SANTOS, F.M., LOLLO, J.A., MAUAD, F.F. Drainage characterization of the Córrego Caçula River Basin – Ilha Solteira/SP. Anais: **Encontro Nacional das Águas Urbanas**, 10(1): 1-4, 2014.
- SELLMAN, S., SÄTERBERG, T., EBENMAN, B. Pattern of functional extinctions in ecological networks with a variety of interaction types. **Theoretical Ecology**, 9: 83-94, 2016.
- SERVIÇO GEOLÓGICO DOS ESTADOS UNIDOS. **Landsat Missions**, 2016. Disponível em: <<http://landsat.usgs.gov/>>.
- SIEMENSMA F. **Microworld – world of amoeboid organism**, 2014. Disponível em www.arcella.nl.
- SMITH, W.S., PEREIRA, C.G.F., ESPÍNDOLA, E.L.G., ROCHA, O. Trophic structure of the fish community throughout the reservoirs and tributaries of the Middle and Lower Tietê River (São Paulo, Brazil). **Acta Limnologica Brasiliensia**, 30(308): 1-14, 2018.
- SOBRINHO, T.A., OLIVEIRA, P.T.S., RODRIGUES, D.B.B., AYRES, F.M. Delimitação automática de bacias hidrográficas utilizando dados SRTM. **Engenharia Agrícola**, 30(1): 46-57, 2010.
- SOUZA, F., OLIVEIRA, E.F., PAGOTTO, J.P.A., SILVA, C.E. Estrutura ictiofaunística na zona litorânea de um lago urbano na bacia do rio Ivaí. **Revista em Agronegócios e Meio Ambiente**, 8(1): 95-110, 2015.
- STRAYER, D.L., FINDLAY, S.E.G. Ecology of freshwater shore zones. **Aquatic Sciences**, 72: 127-163, 2010.
- TANAKA, M.O., FERNANDES, J.F., SUGA, C.M., HANAI, F.Y., SOUZA, A.L. T. Abrupt change of a stream ecosystem function along a sugarcane-forest transition: Integrating riparian and in-stream characteristics. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, 207: 171-177, 2015.
- TEDESCO, P.A., IBAÑEZ, C., MOYA, N., BIGORNE, R., CAMACHO, J., GOITIA E., HUGUENY, B., MALDONADO, M., RIVERO, M., TOMANOVÁ, S., ZUBIETA, J.P., OBERDORF, T. Local-scale species–energy relationships in fish assemblages of some forested R streams of the Bolivian Amazon. **Comptes Rendus Biologies**, 330: 255-264, 2007.

TONIOLO, B.P., SILVA, D.C.C., LOURENÇO, R.W. Estudo comparativo de rede de drenagem na SABESP Oeste com auxílio de provedores SIG. **Revista Geografia em Atos** (Online), 5: 1-20, 2021.

TONOLLA, D., WOLTER, C., RUHTZ, T., TOCKNER, K. Linking fish assemblages and spatiotemporal thermal heterogeneity in a river-floodplain landscape using high-resolution airborne thermal infrared remote sensing and in-situ measurements. **Remote Sensing of Environment**, 125: 134-146, 2012.

TORRES-DOWDALL, J. HANDELSMAN, C.A., REZNICK, D.R., GHALAMBOR, C.K. Local adaptation and the evolution of phenotypic plasticity in Trinidadian guppies (*Poecilia reticulata*). **Evolution**, 66 (11): 3432-3443, 2012.

TUNDISI, J.G., TUNDISI, T.M. **Limnologia**. Editora Oficina de Texto. São Paulo, Brasil. 2008.

UNITED NATIONS. World urbanization prospects: the 2014 Revision, Highlights (ST/ESA/SER.A/352). Population Division, Department of Economic and Social Affairs, United Nations, New York, 2014 (Available from: <https://esa.un.org/unpd/wup/publications/files/wup2014-highlights.pdf>).

VILLÉGER, S., GRENOUILLET, G., SUC, V., BROSSE, S. Intra- and interspecific differences in nutrient recycling by European freshwater fish. **Freshwater Biology**, 57(11): 2330-2341, 2012.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 3.ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais, 2005.

WAINWRIGHT, P.C.; BELLWOOD, D.R.; WESTNEAT, M.W. Ecomorphology of locomotion in labrid fishes. **Environmental Biology of Fishes**, 65: 47-62, 2002.

WALSH, C.J., FLETCHER, T.D., LADSON, A.R. Stream restoration in urban catchments through redesigning stormwater systems: looking to the catchment to save the stream. **Journal of the North American Benthological Society**, 24: 690-705, 2005a.

WALSH, C.J., ROY, A.H., FEMINELLA, J.W. The urban stream syndrome: current knowledge and the search for a cure. **Journal of the North American Benthological Society**, 24: 706-723. 2005b.

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

WERNER, E.E., GILLIAM, J.F. The ontogenetic niche and species interactions in size-structured populations. **Annual Review of Ecology and Systematics**, 15: 393-425, 1984.

WILGA, C.D., LAUDER, G.V. Locomotion in sturgeon: function of the pectoral fins. *Journal of Experimental Biology*, 202: 2413- 2432, 1999.

WILLIS, S.C., WINEMILLER, K.O., LOPEZ-FERNANDEZ, H. Habitat structural complexity and morphological diversity of fish assemblages in a Neotropical floodplain river. *Oecologia*, 142: 284-295, 2005.

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

ZANDONA, E., AUE, S.K., KILHAM, S.S., HOWARD, J.L., LO'PEZSEPULCRE, A., O'CONNOR, M.P., BASSAR, R.D., OSORIO, A. REZNICK, D.N. Diet quality and prey selectivity correlate with life histories and predation regime in Trinidadian guppies. *Functional Ecology*, 25: 964-973, 2011.

ZAR, J.H. **Biostatistical Analysis**. 4th ed. Prentice Hall, New Jersey, 663 p., 1999.

ZAVALA-CAMIN, L.A. **Introdução aos Estudos sobre Alimentação Natural em Peixes**. EDUEM, Maringá, 1996.

ZHAO, C.S., YANG Y., YANG, S.T., XIANG, H. Impact of spatial variations in water quality and hydrological factors on the food-web structure in urban aquatic environments. *Water Research*, 153: 121-133, 2019.