

Influência da estrutura dos mesohabitats e das margens na alimentação natural de peixes em riachos Neotropicais do Sul do Brasil

Influence of Mesohabitat Structure and Riparian Characteristics on Natural Feeding of Fish in Neotropical Streams of Southern Brazil

Dyego Leonardo Ferraz Caetano¹, Edson Fontes de Oliveira², Cláudio Henrique Zawadzki³

RESUMO: Trabalhos com ecologia trófica de peixes são de grande importância para entender a organização e a dinâmica dos ecossistemas. O objetivo do presente trabalho foi investigar a influência dos parâmetros dos mesohabitats de remanso e corredeira e da constituição das margens de riachos do alto rio Paraná na alimentação de suas assembleias de peixes, partindo da hipótese de que a ecologia trófica das espécies de peixes é fortemente influenciada pelas características dos mesohabitats e das margens desses ambientes. Foram capturados 3.102 indivíduos, distribuídos em 32 espécies, 11 famílias e cinco ordens. Os itens que apresentaram diferença entre os trechos com distintas constituições das margens foram insetos terrestres, insetos aquáticos, plantas, invertebrados aquáticos e algas. Os itens alimentares de origem autóctone foram os mais representativos nos ambientes de remanso. Trechos assoreados apresentaram uma redução significativa na proporção de itens alóctones na dieta das espécies de peixes, enquanto trechos conservados exibiram menor contribuição de itens autóctones. Esses resultados corroboram a hipótese de que a alimentação dos peixes é fortemente moldada pelas características dos mesohabitats e das margens, refletindo a conectividade e a heterogeneidade ambiental previstas pela Teoria do Rio Contínuo.

Palavras-chave: Alto rio Paraná; Conservação de habitats; Ecologia trófica; Ictiofauna; Vegetação ripária.

ABSTRACT: Studies on the trophic ecology of fishes are of great importance for understanding the organization and dynamics of ecosystems. The objective of the present study was to investigate the influence of the parameters of the riffle and backwater mesohabitats and the constitution of the stream banks of the upper Paraná River on the feeding of their fish assemblages, based on the hypothesis that the trophic ecology of fish species is strongly influenced by the characteristics of the mesohabitats and the banks of these environments. A total of 3,102 individuals were captured, distributed in 32 species, 11 families, and five orders. The items that showed a difference between the stretches with distinct bank constitutions were terrestrial insects, aquatic insects, plants, aquatic invertebrates, and algae. Autochthonous food items were the most representative in backwater environments. Silted stretches showed a significant reduction in the proportion of allochthonous items in the diet of fish species, while conserved stretches exhibited a lower contribution of autochthonous items. These results corroborate the hypothesis that fish feeding is strongly molded by the characteristics of the mesohabitats and banks, reflecting the connectivity and environmental heterogeneity predicted by the River Continuum Concept.

Keywords: Habitat conservation; Ichthyofauna; Riparian vegetation; Trophic ecology; Upper Paraná River.

Autor correspondente: Dyego Leonardo Ferraz Caetano

E-mail: dyego_jcz@uenp.edu.br

Recebido em: 2025-02-15

Aceito em: 2025-12-03

¹ Doutor em Biologia Comparada pela Universidade Estadual de Maringá (UEM). Professor da Universidade Estadual do Norte do Paraná (UENP). Pesquisador do Grupo de Estudos e Pesquisa em Recursos Hídricos e Ecologia Aplicada (GEPRHEA), Jacarezinho (PR), Brasil.

² Doutor em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais pela Universidade Estadual de Maringá (UEM). Professor no Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental (PPGEA), Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR). Pesquisador do Laboratório de Ecologia Teórica e Aplicada (LETA), Campus Londrina, (PR), Brasil.

³ Doutor em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais pela Universidade Estadual de Maringá (UEM). Professor da Universidade Estadual de Maringá (UEM). Pesquisador do Núcleo de Pesquisas em Limnologia, Ictiologia e Aquicultura (NUPÉLIA), Maringá (PR), Brasil.

1 INTRODUÇÃO

Ambientes aquáticos dulcícolas tropicais suportam uma grande biodiversidade, principalmente de plantas e animais, sendo que muitas espécies ainda não são descritas pela ciência (Ramírez *et al.*, 2008). Os riachos são classificados como rios de pequena ordem, podendo ocorrer gradientes que variam desde corredeiras até pequenos remansos (Esteves; Aranha, 1999; Lowe-McConnell, 1999). As corredeiras apresentam maior velocidade no fluxo da água e substrato geralmente constituído por pedras e cascalhos, e os remansos possuem menor velocidade da água e substratos compostos por areia, sedimento, folhas e rochas, dependendo dos fatores externos ao corpo de água (Hose *et al.*, 2005; Senay *et al.*, 2015).

Esses habitats, além de serem fortemente influenciados por fatores naturais, são mais vulneráveis às ações antropogênicas, como remoção da mata ciliar (Oliveira; Bennemann, 2005; Dala-Corte *et al.*, 2016). O desmatamento pode afetar diretamente a ictiofauna gerando mudanças na alimentação e no comportamento das espécies (Tegerina-Garro *et al.*, 2005; Borba *et al.*, 2008). Desta forma, ocorre a perda da qualidade e da integridade desses ecossistemas, além da diminuição da sustentabilidade de suas comunidades (Allan; Flecker, 1993; Teshima *et al.*, 2016).

Segundo Caramashi *et al.* (1999), a manutenção das condições adequadas para a persistência da ictiofauna em determinado local não depende somente do ambiente aquático, mas também da presença de vegetação ciliar, que influencia diretamente os pequenos corpos de água. A vegetação ciliar promove a proteção estrutural do habitat, disponibilizando condições seguras e adequadas para que esses locais sejam utilizados como “berçários” e fontes de abrigo, além de fornecer fontes de alimentos provenientes da vegetação (Wootton, 1992; Langeani *et al.*, 2007). Desta forma, o desmatamento destas áreas ocasiona prejuízos à ictiofauna, principalmente pela diminuição da quantidade e diversidade de alimento disponível. A substituição da floresta por pastos provoca mudanças nos hábitos alimentares dos peixes, pela redução na oferta de frutos, sementes e outras formas de matéria orgânica (Claro *et al.*, 2004).

Os estudos sobre a dieta e disponibilidade alimentar em córregos vêm se tornando frequentes na literatura científica (Barreto; Aranha, 2006; Ceneviva-Bastos; Casatti, 2007, Casatti *et al.*, 2009; Wolf *et al.*, 2013). Tais trabalhos são de grande importância para o conhecimento da biologia das espécies, da organização e dinâmica do ecossistema, além da compreensão dos mecanismos de interação, como competição e predação. Assim, o crescente número de estudos sobre alimentação natural de peixes tem por objetivo, não somente fornecer informações sobre a autoecologia de uma espécie, mas também colaborar para o desenvolvimento de estratégias de preservação. Desta forma, possibilitando o manejo sustentável desses ambientes (Esteves; Aranha, 1999).

Portanto, o presente trabalho tem como objetivo investigar a influência das alterações nos fatores ambientais na alimentação de peixes em trechos de remanso e corredeira de riachos com distintas constituições das margens, partindo da hipótese de que os padrões de ecologia trófica entre as assembleias de peixes estão relacionados às características dos mesohabitats e das margens dos riachos.

2 MATERIAIS E MÉTODOS

2.1 ÁREA DE ESTUDO

As bacias do rio Paranapanema 1 e do rio das Cinzas, onde foi realizado o presente trabalho, pertencem ao sistema do alto rio Paraná, o qual possui aproximadamente 900 mil km², e engloba toda a drenagem do rio Paraná a montante do Reservatório de Itaipu (Langeani *et al.*, 2007).

Nas bacias do rio das Cinzas e do Paranapanema 1 o solo é ocupado, predominantemente, por áreas de uso misto, pastagens, campos naturais, reflorestamento e por indústrias, que são, principalmente, do setor agroindustrial, tais como usinas de açúcar, destilarias de álcool, frigoríficos e laticínios (Sema/Pr, 2013).

As amostragens foram realizadas em 28 trechos de 50 m cada, em 20 riachos das bacias do rio das Cinzas e do Paranapanema 1 (Figura 1). As coletas ocorreram nos meses de julho e agosto de 2016. Todos os trechos foram escolhidos com base na presença dos dois tipos de mesohabitats estudados (corredeira e remanso). As corredeiras apresentam menor profundidade e maior velocidade no fluxo da água, e os remansos são mais profundos, além de ter menor velocidade da água.

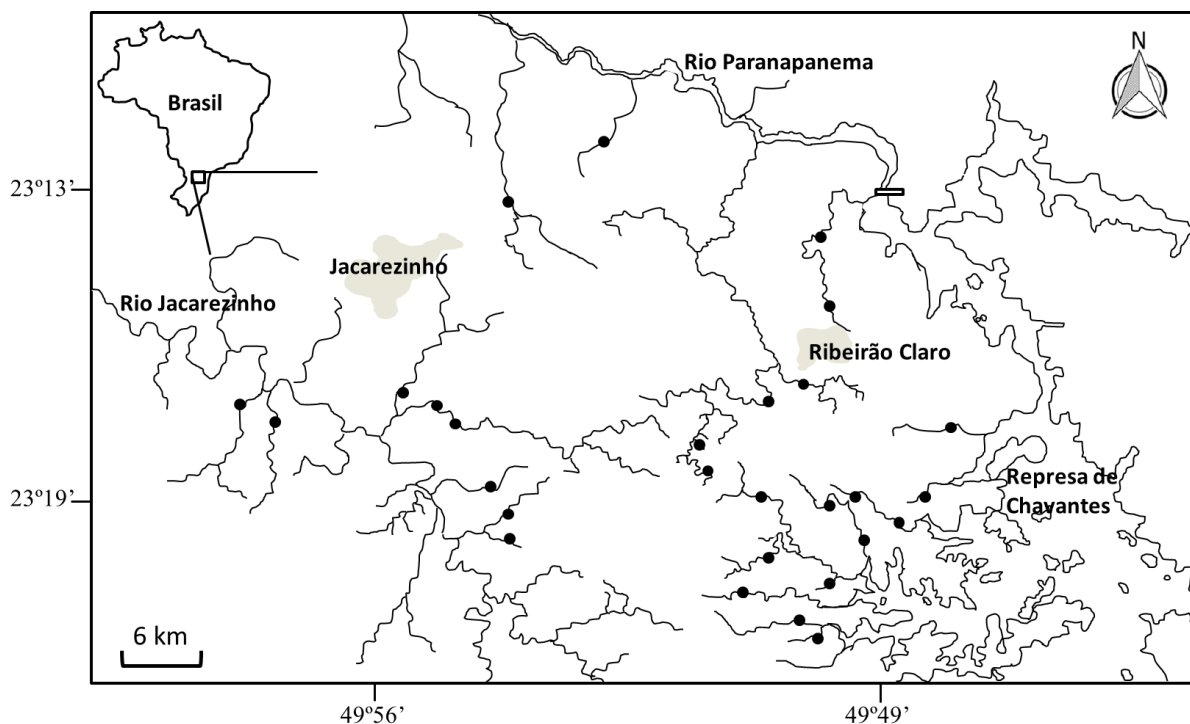


Figura 1. Unidades amostrais localizadas em riachos do sistema do alto rio Paraná

Dentre os 28 trechos, 14 possuem margens com vegetação ripária com arbustos e/ou árvores, 10 com predominância de pastagem e quatro são assoreados, sem nenhum tipo de vegetação nas margens. Com relação à bacia hidrográfica, ou ao rio principal de desembocadura dos riachos, sete trechos estão em riachos que desembocam no rio Jacarezinho, oito no rio Paranapanema e 13 são tributários da represa de Chavantes.

2.2 AMOSTRAGEM DAS VARIÁVEIS AMBIENTAIS

Os parâmetros físicos, químicos, estruturais e hidrológicos, relacionados às variáveis locais, foram aferidos, aleatoriamente, em quatro transectos localizados em cada trecho de 50 m (sendo sempre dois transectos no(s) mesohábitat(s) de corredeira, e dois no(s) de remanso). Adicionalmente, foram aferidas as extensões dos ambientes de corredeira e remanso e a fragmentação entre esses tipos de mesohábitats (número de vezes em que ocorreu a intercalação entre remanso e corredeira, ou vice-versa) em cada trecho amostrado.

As variáveis físicas e químicas da água mensuradas foram: Oxigênio Dissolvido (em % e mg; Hanna® HI-9146); Sólidos Totais (TDS); Temperatura; pH e Salinidade (Hanna® HI-991300); e Condutividade (Instrutherm® CD-860), medidos nas margens e no centro de quatro transectos transversais aleatórios, sendo dois localizados em remanso e dois em corredeira. Também foi medida em cada trecho a Pressão Atmosférica (ATM; Hanna® HI-991300).

Foram aferidos os seguintes parâmetros estruturais e hidrológicos, de acordo com Mendonça *et al.* (2005): largura média do canal (m), utilizando quatro medidas equidistantes ao longo do trecho, sendo dois em corredeira e dois em remanso; profundidades média e máxima (m), calculadas a partir de nove sondagens equidistantes na seção dos quatro transectos transversais; composição do substrato em cada trecho pela amostragem dos nove pontos equidistantes em cada um dos quatro transectos transversais, caracterizando a frequência de ocorrência de cada tipo de substrato, que foram classificados em: areia, argila, cascalho, concreto, folha, gramínea, pedregulho, rocha e tronco.

2.3 AMOSTRAGEM DOS PEIXES E DO CONTEÚDO ESTOMACAL

A captura dos peixes ocorreu com peneira redonda de 0,5 cm de malha x 0,78 m de diâmetro e peneira retangular com 0,5 cm de malha x 1,02 m de comprimento x 0,81 m largura, e pesca elétrica com corrente alternada de 127 volts e 6 ampères. Cada trecho amostrado com uma extensão de 50 m foi previamente bloqueado com redes de malha de 3 mm para evitar a fuga dos indivíduos. As amostragens ocorreram no sentido jusante-montante, e os peixes foram separados por tipo de mesohábitat (remanso ou corredeira) dentro de cada trecho.

Os peixes coletados foram eviscerados, e seus estômagos analisados com o auxílio de lupa estereoscópica e microscópio óptico, identificando seus itens alimentares. Espécies sem estômago evidente tiveram o terço anterior do seu trato intestinal examinados.

Para avaliar a importância relativa dos itens alimentares presentes nos estômagos, foi utilizado o método volumétrico (Hyslop, 1980), onde o volume de cada item é registrado, obtendo a porcentagem em relação ao valor total do conteúdo de cada estômago. O volume foi estimado com a utilização de cilindros graduados, através de deslocamento da coluna de água para itens com volume maior que 0,1 ml, e placa milimetrada, onde o volume em mm foi transformado em ml, para itens com volume menor que 0,1 ml (Hellawel; Abel, 1971).

Os itens alimentares foram separados em: insetos aquáticos (larvas de Diptera, Coleoptera, Ephemeroptera, Trichoptera e Plecoptera, ninfas de Odonata, e Hemiptera); insetos terrestres (adultos de Coleoptera, Diptera, Trichoptera, Orthoptera, Lepidoptera, Blattaria, Homoptera e Hymenoptera); outros invertebrados aquáticos; outros invertebrados terrestres; peixes; plantas; algas; e detritos/sedimentos (Wolff *et al.*, 2013).

2.4 ANÁLISE DOS DADOS

Foi utilizado o Índice de Importância Alimentar (Kawakami; Vazzoler, 1980), para verificar a presença e o volume de cada item específico, e o Índice de sobreposição alimentar entre as espécies, segundo Pianka (1973).

Atingidos os pressupostos, foram realizadas análises de Variância (ANOVA) com Kruskal-Wallis a posteriori, para verificar se ocorreram diferenças significativas na quantidade de itens alimentares alóctones e autóctones consumidos e na sobreposição do nicho alimentar entre os mesohabitats (corredeira e remanso) e entre os trechos com diferentes constituições das margens (trechos com vegetação arbórea e/ou arbustiva predominante, com pastagem/gramíneas e assoreados).

Por fim, foi realizada a análise de Spearman para verificar a correlação entre os valores dos itens alimentares e os dos parâmetros ambientais, considerando correlações significativas, com valores de $p \leq 0,05$ e $r \geq 0,6$. Para as análises e a plotagem dos gráficos, foram utilizados o pacote Vegan (Oksanen *et al.*, 2013) e o *software* Statistica 7.1 (Statsoft, 2005).

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Foram capturados 3.102 indivíduos, distribuídos em 32 espécies, 11 famílias e cinco ordens. O item mais consumido entre todas as espécies foi insetos aquáticos ($0,3 \pm 0,19$), seguido de plantas ($0,25 \pm 0,19$), e o menos consumido foi outros invertebrados terrestres ($0,003 \pm 0,01$). O mesohabitat remanso foi o que apresentou, como itens consumidos, maior porcentagem de insetos aquáticos e terrestres; outros invertebrados aquáticos e terrestres; peixes; e algas. Já o mesohabitat corredeira apresentou maior consumo de plantas e detrito/sedimento. Com relação à composição das margens, os trechos conservados (com presença de árvores e arbustos nas margens) possuíram maior consumo de insetos aquáticos e terrestres; outros invertebrados terrestres; plantas e detrito/sedimento, entre suas espécies de peixes. Os trechos com predominância de gramíneas em suas margens apresentaram maior consumo de outros invertebrados aquáticos e peixes e, por fim, nos trechos assoreados, o item mais consumido foi alga (Tabela 1).

A ANOVA entre os itens consumidos nos dois tipos de mesohabitats verificou diferença com relação aos itens autóctones, que apresentaram maiores médias de consumo nos remansos (Figura 2).

Tabela 1. Porcentagem relativa de itens alimentares consumidos por espécies de peixes entre diferentes tipos de mesohabitats (remanso e corredeira) e trechos com diferentes constituições das margens (conservados (compostos por árvores e arbustos), com predominância de gramíneas e assoreados)

Conservados (compostos por arvoredos e arcastos), com predominância de gramíneas e assoreados								
%	Alóctones (terrestres)			Autóctones (aquáticos)				Det./ Sed.
	Insetos	Outros inv.	Plantas	Insetos	Outros inv.	Peixes	Algas	
Mesohábitat								
Remanso	0,52	0,55	0,46	0,55	0,81	0,79	0,88	0,42
Corredeira	0,48	0,45	0,54	0,45	0,19	0,21	0,12	0,58
Margem								
Conservado	0,86	0,60	0,55	0,41	0,16	0,32	0,13	0,54
Gramínea	0,11	0,40	0,41	0,36	0,71	0,50	0,00	0,27
Assoreado	0,03	0,00	0,04	0,23	0,14	0,18	0,87	0,19

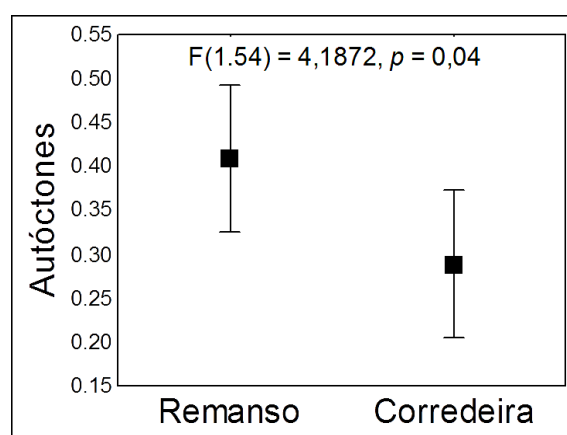


Figura 2. Análise de Variância (ANOVA) com os valores médios dos itens alimentares autóctones consumidos por espécies de peixes entre os mesohabitats de corredeira e remanso em riachos do alto rio Paraná. As barras verticais indicam intervalos de confiança de 0,95

Entre trechos com diferentes constituições marginais, a ANOVA encontrou diferença significativa, tanto nos itens alóctones, quanto nos autóctones consumidos. A análise de Kruskal-Wallis indicou diferença significativa na quantidade de itens alóctones consumidos pelas espécies de peixes entre trechos conservados e assoreados e entre trechos com gramíneas e assoreados (Fig. 4A). Com relação aos itens autóctones, os únicos trechos que foram distintos significativamente entre eles foram os conservados e os assoreados (Figura 3B).

Os itens que apresentaram diferença entre os trechos com diferentes constituições das margens foram: insetos terrestres; insetos aquáticos; plantas; invertebrados aquáticos e algas. A análise de Kruskal-Wallis indicou que os trechos conservados e com gramínea e os conservados e assoreados foram diferentes entre si, com relação ao consumo de insetos terrestres e aquáticos. Para o consumo de outros invertebrados aquáticos, os trechos conservados foram significativamente diferentes dos com gramínea nas margens. No consumo de plantas ocorreu diferença significativa entre os trechos com margens constituídas por gramíneas e assoreados e, por fim, para o item alga ocorreu diferença entre trechos assoreados e conservados, e assoreados e com gramínea (Figura 4).

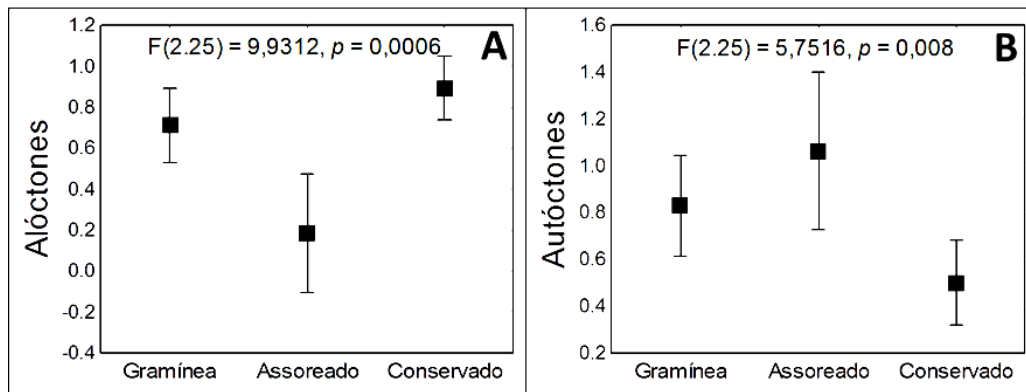


Figura 3. Análise de Variância (ANOVA) com os valores médios dos itens alimentares alóctones (A) e autóctones (B) consumidos por espécies de peixes em trechos com margens com predominância de gramíneas, trechos assoreados e trechos conservados (margens com árvores e arbustos) em riachos do alto rio Paraná. As barras verticais indicam intervalos de confiança de 0,95

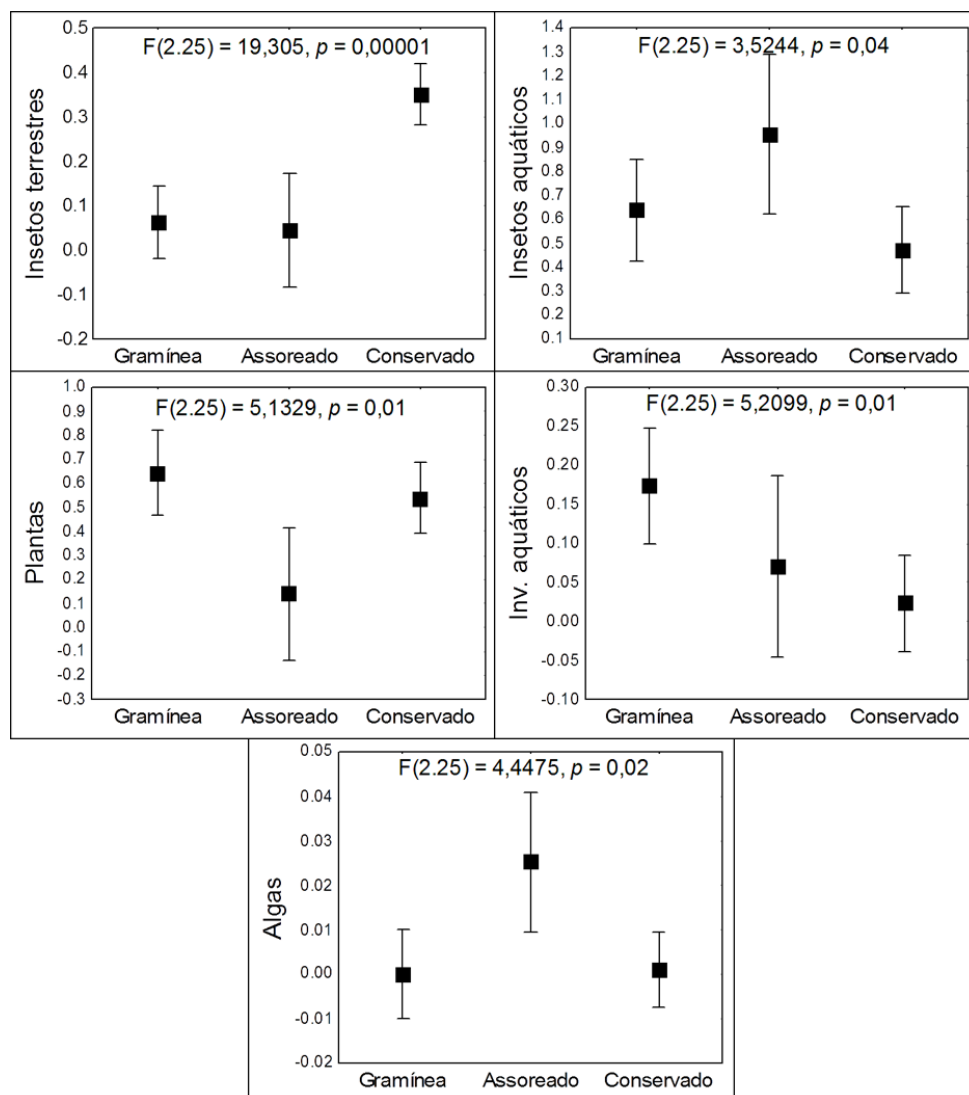


Figura 4. Análise de Variância (ANOVA) com os valores médios dos itens alimentares consumidos por espécies de peixes em trechos com margens com predominância de gramíneas, trechos assoreados e trechos conservados (margens com árvores e arbustos) em riachos do alto rio Paraná. As barras verticais indicam intervalos de confiança de 0,95

Não ocorreu distinção na sobreposição de nicho entre os mesohabitats e entre as margens. Por fim, na análise de Spearman foi possível verificar uma correlação positiva ($p = 0,01$ e $r = 0,61$) entre a quantidade de insetos aquáticos consumidos e o nível de oxigênio dissolvido (DO/mg). Ou seja, quanto maiores os valores de DO/mg presentes, maiores foram também as quantidades de insetos aquáticos encontradas nos estômagos dos peixes.

A hipótese de que a alimentação dos peixes nos riachos estudados modificaria de acordo com os habitats e as margens foi aceita. Isto ficou evidente nas diferenças significativas encontradas nos itens alimentares consumidos entre corredeira e remanso e entre trechos com margens constituídas de árvores e arbustos, com gramíneas e assoreados.

Os insetos aquáticos constituíram o item mais consumido entre todas as espécies de peixes. Muitos trabalhos os relatam como os principais componentes na alimentação de peixes de riachos Neotropicais (Flecker, 1992; Pinto; Uieda, 2007; Wolff *et al.*, 2013; Lopes *et al.*, 2016; Cardoso; Couceiro, 2017). Os insetos aquáticos são considerados um importante elemento nas teias alimentares em riachos, devido à sua contribuição para o fluxo de energia dos recursos basais para os predadores, que na maioria das vezes são os peixes (Granados-Martínez *et al.*, 2016).

O fato de os itens autóctones serem mais consumidos nos remansos reflete a ideia de que as estruturas dos mesohabitats podem influenciar os padrões de ecologia trófica de peixes de riacho. Nos remansos, como a velocidade da água é menor, ocorre maior deposição de nutrientes (Calderon; An, 2016), aumentando a produtividade e permitindo maior aporte de energia e recursos para sustentar cadeias tróficas mais longas e ecossistemas mais estáveis, e com uma quantidade maior de itens autóctones (Copp, 2003; Ricklefs, 2010; Wilson; Xenopoulos, 2011).

Com relação às características das margens, os trechos assoreados foram diferentes dos demais trechos por apresentar menor quantidade de itens alóctones e maior de autóctones na alimentação das espécies de peixes, enquanto que os trechos com vegetação arbórea e arbustiva possuíam maior quantidade de itens alóctones consumidos. De acordo com Zeni e Casatti (2014), o equilíbrio na ecologia trófica de peixes de riachos pode ser correlacionada positivamente com a vegetação ripária, a qual influencia diretamente os padrões de diversidade, através do fornecimento de componentes alimentares alóctones, como insetos terrestres, folhas e sementes. A vegetação ripária também pode promover a heterogeneidade dos habitats e, indiretamente, o controle do assoreamento por meio da retenção mecânica das margens.

Essa correlação positiva entre a disponibilidade de insetos terrestres e os trechos com vegetação ripária foi claramente verificada no presente trabalho. Sendo assim, a substituição da floresta por assoreamento ou pastagem pode produzir mudanças nos hábitos alimentares dos peixes, pela redução na oferta de frutos, sementes e outras formas de matéria orgânica (Claro *et al.*, 2004; Lobón-Cerviá *et al.*, 2016).

O aporte alóctone tem papel preponderante nas cadeias alimentares em riachos, sendo frequentemente documentado na literatura por trabalhos com riachos neotropicais (Esteves; Lobón-Cerviá, 2001; Deus; Petrere, 2003; Resende; Mazzoni, 2006;). Porém, nem sempre os itens alóctones apresentam maior importância na alimentação direta, pois a matéria orgânica fornecida pela vegetação ripária pode ser decomposta no canal, liberando gradualmente nutrientes que são assimiláveis pelos produtores primários, e

assim sendo indiretamente utilizada por peixes e outros organismos (Towsend *et al.*, 2006; Lampert; Sommer, 1997, Esteves, 1998).

Também há trabalhos que retratam o uso predominante de recursos autóctones pela ictiofauna nesses ambientes (Cassati, 2002; Rolla *et al.*, 2009). Nos ambientes assoreados, a quantidade de materiais autóctones aumenta devido à maior incidência luminosa provocada pela falta de vegetação no entorno. Assim, algas autotróficas e macrófitas aquáticas promovem a produção primária (Vanotte *et al.*, 1980; Ward; Stanford, 1983). A maior quantidade de algas nos trechos de riachos assoreados também foi evidenciada no presente trabalho. Por outro lado, o assoreamento pode exercer impactos negativos para a ecologia trófica de peixes de riacho, prejudicando sua alimentação normal devido, simplesmente à dificuldade de enxergar os itens alimentares (Ramalho *et al.*, 2014). Segundo Casatti (2004), a deposição de sedimentos finos em grande quantidade pode prejudicar também espécies de peixes que se alimentam diretamente do substrato bentônico. Na sobreposição de nicho, diferentemente de outros trabalhos (Pey-Yi; Jian-Ping, 2012), não ocorreu uma diferença significativa entre os mesohábitats de corredeira e remanso e entre os trechos com distintas constituições marginais.

Por fim, o presente trabalho demonstrou indícios de que o nível de oxigênio em trechos de riachos neotropicais pode estar correlacionado de forma positiva com o consumo de invertebrados aquáticos. A preferência de grupos de invertebrados aquáticos por altas quantidades de oxigênio dissolvido já é relatada na literatura (Chessman, 2017) e existe uma tendência clara de ambientes mais conservados apresentarem maiores taxas de oxigênio, e consequentemente, maior equilíbrio na estruturação de insetos aquáticos (Martins *et al.*, 2017). Espécies geralmente consideradas generalistas, como as dos gêneros *Astyanax* e *Bryconamericus*, abundantes no presente trabalho, podem ter sido oportunistas na maioria dos trechos estudados, se alimentando de invertebrados aquáticos quando estes estavam presentes em maior quantidade. Sendo assim, nossos dados confirmam a importância da conservação dos parâmetros físicos e químicos da água de riachos neotropicais para o equilíbrio no processo de alimentação natural de suas espécies de peixes.

4 CONCLUSÃO

O achado mais interessante e relevante deste estudo é a aceitação da hipótese de que a alimentação dos peixes em riachos neotropicais é significativamente modificada pela estrutura do mesohábitat e pela composição das margens. Isso foi evidenciado pelas diferenças significativas no consumo de itens alimentares entre o remanso e a corredeira e, principalmente, entre os trechos com margens conservadas (árvores/arbustos), com gramíneas e assoreados. O resultado destaca a correlação positiva entre a presença de vegetação ripária (trechos conservados) e o maior consumo de itens autóctones (terrestres) e, inversamente, o predomínio de algas (autóctones) nos trechos assoreados devido à maior incidência luminosa, confirmando a importância crítica da conservação das margens para a manutenção do equilíbrio na dieta e na ecologia trófica das espécies de peixes.

5 AGRADECIMENTOS

À Universidade Estadual do Norte do Paraná (UENP), pelo apoio logístico e de recursos humanos durante as amostragens em campo e trabalhos em laboratório.

REFERÊNCIAS

- ALLAN, J. D.; FLECKER, A. S. Biodiversity conservation in running waters. **BioScience**, Curitiba, v. 43, n. 1, p. 32-43, jan. 1993. DOI: <https://doi.org/10.2307/1312104>.
- BARRETO, A. P.; ARANHA, J. M. R. Alimentação de quatro espécies de Characiformes de um riacho da Floresta Atlântica, Guaraqueçaba, Paraná, Brasil. **Rev. Bras. Zool.**, v. 23, n. 3, p. 779-788, set. 2006. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0101-81752006000300023>.
- BORBA, C. S.; FUJI, R.; AGOSTINHO, A.; NOVAKOWSKIE, G. C. Dieta de *Astyanax assumpcionenses* (Chariformes, Characidae) em Riachos da bacia do rio Cuiabá, Estado do Mato Grosso. **Acta Sci. Biol. Sci.**, v. 30, n. 1, p. 39-45, mar. 2008. DOI: <https://doi.org/10.4025/actascibiols.v30i1.1442>.
- CALDERON, M. S.; AN, K. G. An influence of mesohabitat structures (pool, riffle, and run) and land-use pattern on the index of biological integrity in the Geum River watershed. **J. Ecol. Environ.**, v. 40, n.13, p. 1-13, nov. 2016. DOI: <https://doi.org/10.1186/s41610-016-0018-8>.
- CARAMASCHI, E. P.; MAZZONI, R.; C. R. S. F.; BIZERRIL ; PERES-NETO, P. R. Ecologia de Peixes de Riachos: Estado Atual e Perspectivas. **Oecol. Bras.**, v. 6, p. 139-155, fev. 1999.
- CARDOSO, A. C.; COUCEIRO, S. R. M. Insects in the diet of fish from Amazonian streams, in western Pará, Brazil. **Mar. Freshw. Res.**, v. 68, n. 11, p. 2052-2060, abr. 2017. DOI: <https://doi.org/10.1071/MF16173>.
- CASATTI, L. Alimentação dos peixes em um riacho do Parque Estadual Morro do Diabo, bacia do alto Paraná, Sudeste do Brasil. **Biota Neotrop.**, v. 2, n. 2, p. 1-14, nov. 2002. DOI: <https://doi.org/10.1590/S1676-06032002000200012>.
- CASATTI, L. Ichthyofauna of two streams (silted and reference) in the upper Paraná river basin, Southeastern Brazil. **Braz. J. Biol.**, v. 64, n. 4, p. 757-765, nov. 2004. DOI: <https://doi.org/10.1590/S1519-69842004000500004>.
- CASATTI, L.; FERREIRA, C. P.; CARVALHO, F. R. Grass-dominated stream sites exhibit low fish species diversity and dominance by guppies: an assessment of two tropical pasture river basins. **Hydrobiologia**, v. 632, n. 1, p. 273-283, out. 2009. DOI: <http://dx.doi.org/10.1007/s10750-009-9849-y>

CENEVIVA-BASTOS, M.; CASATTI, L. Oportunismo Alimentar de *Knodus moenkhausii* (Teleostei, Characidae): uma espécie abundante em riachos do noroeste do Estado de São Paulo, Brasil. **Iheringia, Ser. Zool.**, v. 97, n. 1, p. 7-15, mar. 2007. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0073-47212007000100002>.

CHESSMAN, B. C. Dissolved-oxygen, current and temperature preferences of stream invertebrates estimated from field distributions: application to assemblage responses to drought. **Hydrobiologia**, v. 843, p. 1-13, dez. 2017. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10750-017-3455-1>.

CLARO JR., L.; FERREIRA, E.; ZUANON, J. A.; ARAUJO-LIMA, C. O efeito da floresta alagada na alimentação de três espécies de peixes onívoros em lagos de várzea da Amazônia central, Brasil. **Acta Amaz.**, v. 34, n. 1, p. 133-137, nov. 2004. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0044-59672004000100018>.

COPP, G. H. Is fish condition correlated with water conductivity? **J. Fish Biol.**, v. 63, n. 1, p. 263-266, jul. 2003. DOI: <https://doi.org/10.1046/j.1095-8649.2003.00145.x>.

DALA-CORTE, R. B.; GIAM, X.; OLDEN, J. D.; BECKER, F. G.; GUIMARÃES, T. F.; MELO, A. S. Revealing the pathways by which agricultural land-use affects stream fish communities in South Brazilian grasslands. **Freshw. Biol.**, v. 61, n. 11, p. 1921-1934, out. 2016. DOI: <https://doi.org/10.1111/fwb.12825>.

DEUS, C. P.; PETRERE-JR., M. Seasonal diet shifts of Seven fish species in an Atlantic rainforest stream in Southeastern Brazil. **Braz. J. Biol.**, v. 63, n. 4, p. 579-588, nov. 2003. DOI: <https://doi.org/10.1590/S1519-69842003000400005>.

ESTEVEES, F. A. Fundamentos de limnologia. Rio de Janeiro, **Interciência**, 2 ed, 602 p, 1998.

ESTEVEES, K. E.; ARANHA, J. M. R. **Ecologia trófica de peixes de riachos**. In: Caramaschi, E. P.; MAZZONI, R.; PERES-NETO, P. R. (Eds.). Ecologia de peixes de Riachos. Rio de Janeiro: **Oecol. Bras.**, v. 6, p. 157-182. 1999.

ESTEVEES, K. E.; LOBÓN-CERVIÁ, J. Composition and trophic structure of a fish community of a clear water Atlantic rainforest stream in southeastern Brazil. **Environ. Biol. Fishes**, v. 62, p. 429-440, dez. 2001. DOI: <https://doi.org/10.1023/A:1012249313341>.

FLECKER, A. S. Fish Trophic Guilds and the Structure of a Tropical Stream: Weak Direct vs. Strong Indirect Effects. **Ecol. Soc. Am.**, v. 73, n. 3, p. 927-940, jun. 1992. DOI: <https://doi.org/10.2307/1940169>.

GRANADOS-MARTÍNEZ, C.; ZÚÑIGA-CÉSPEDES, B.; ACUÑA-VARGAS, J. Diets and trophic guilds of aquatic insects in Molino River, La Guajira, Colombia. **J. Limnol.**, v. 75, n.1, p. 144-150, 2016. DOI: <https://doi.org/10.4081/jlimnol.2016.1396>.

HELLAWELL, J. M.; ABEL, R. A rapid volumetric method for the analysis of the food of fishes. **J. Fish Biol.**, v. 3, p. 29-37, jan. 1971. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.1971.tb05903.x>.

HOSE, G. C.; JONES, P.; LIM, R. P. Hyporheic macroinvertebrates in riffle and pool areas of temporary streams in south eastern Australia. **Hydrobiologia**, v. 532, p. 81-90, jan. 2005. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10750-004-9016-4>.

HYSLOP, E. J. Stomach contents analysis - a review of methods and their applications. **J. Fish Biol.**, v. 17, p. 411-429, out. 1980. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.1980.tb02775.x>.

IPARDES. **Mesorregião Geográfica Norte Pioneiro Paranaense**. Curitiba: Instituto Paranaense de Desenvolvimento Econômico e Social, 141p, 2004.

KAWAKAMI, E.; VAZZOLER, G. Método gráfico e estimativa do índice alimentar aplicado no estudo da alimentação de peixes. **Boletim do Instituto Oceanográfico**, v. 29, n.2, p. 205-207, 1980. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0373-55241980000200043>.

LAMPERT, W.; SOMMER, U. **Limnoecology**: the ecology of lakes and streams. New York: Oxford University Press, 1997.

LANGEANI, F.; CASTRO, R. M. C.; OYAKAWA, O. T.; SHIBATTA, O. A.; PAVANELLI, C. S.; CASATTI, L. Diversidade da ictiofauna do Alto Rio Paraná: composição atual e perspectivas futuras. **Biota Neotropica**, v. 7, n. 3, p. 181-197, out. 2007. DOI: <https://doi.org/10.1590/S1676-06032007000300020>.

LOBÓN-CERVIÁ, J.; MAZZONI, R.; REZENDE, C. F. Effects of riparian forest removal on the trophic dynamics of a Neotropical stream fish assemblage. **J. Fish Biol.**, v. 89, n. 1, p. 50-64, mai. 2016. DOI: <https://doi.org/10.1111/jfb.12973>.

LOPES, E. N.; ABELHA, M. C. F.; BATISTA-SILVA, V. F.; KASHIWAQUI, E. A. L.; BAILLY, D. Fish trophic structure in a first order stream of the Iguatemi River basin, Upper Paraná River, Brazil. **Acta Sci. Biol. Sci.**, v. 38, n. 4, p. 429-437, 2016.

LOWE-MCCONNEL, R. H. **Estudos Ecológicos de Comunidades de Peixes Tropicais**. São Paulo: Editora Universidade de São Paulo, 534p, 1999.

MARTINS, R. T.; COUCEIRO, S. R. M.; MELO, A.; MOREIRA, M. P.; HAMADA, N. Effects of urbanization on stream benthic invertebrate communities in Central Amazon. **Ecol. Indic.**, v. 73, p. 480-491, fev. 2017. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.10.013>.

MENDONÇA, F. P.; MAGNUSSON, W. E.; ZUANON, J. Relationships between habitat characteristics and fish assemblages in small streams of Central Amazonia. **Copeia**, v.

2005, n. 4, p. 750-763, dez. 2005. DOI: [https://doi.org/10.1643/0045-8511\(2005\)005\[0751:RBHCAF\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1643/0045-8511(2005)005[0751:RBHCAF]2.0.CO;2).

OKSANEN, J.; BLANCHET, F. G.; KINDT, R.; LEGENDRE, P.; MINCHIN, P. R.; O'HARA, R. B.; SIMPSON, G. L.; SOLYMOS, P.; STEVENS, M. H. H.; WAGNER, H. **Vegan**: Community Ecology Package. R package version 2.0-8, 2013. Disponível em: <http://CRAN.R-project.org/package=vegan>. Acesso: 12 nov. 2024.

OLIVEIRA, D. C.; BENNEMANN, S. T. Ictiofauna, Recursos Alimentares e Relações com as Interferências Antrópicas em um Riacho Urbano no Sul do Brasil. **Biota Neotrop.**, v. 5, n. 1, p. 13, fev. 2005. DOI: <https://doi.org/10.1590/S1676-06032005000100011>.

PEY-YI, L.; JIAN-PING, S. Niche partitioning of fish assemblages in a mountain stream with frequent natural disturbances – an examination of microhabitat in riffle areas. **Ecol. Freshw. Fish.**, v. 21, n. 2, p. 255-265, nov. 2012. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1600-0633.2011.00544.x>.

PIANKA, E.R. The structure of lizard communities. **Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.**, v. 4, p. 53-74, 1973.

PINTO, T. L. F.; UIEDA, V. S. Aquatic insects selected as food for fishes of a tropical stream: Are there spatial and seasonal differences in their selectivity? **Acta Limnol. Bras.**, v. 19, n. 1, p. 67-78, 2007.

RAMALHO, W. P.; SUSÇUARANA, M. S.; LÓPEZ-ROJAS, J. J.; ROCHA, L. V.; KEPPELER, E. C.; VIEIRA, L. J. S. Impacto do assoreamento sobre a diversidade de peixes em igarapés de um complexo vegetacional de campinarana no noroeste do Acre, Brasil. **Neotrop. Biol. Conserv.**, v. 9, n. 2, p. 105-114, mai-ago. 2014. DOI: <https://doi.org/10.4013/nbc.2014.92.05>.

RAMIREZ, A.; PRINGLE, C. M.; WANTZEN, K. M. **Tropical Stream Conservation**. In: DUDGEON, D. Tropical Stream Ecology. London: Elsevier, p. 285-304, 2008.

REZENDE, C. F.; MAZZONI, R. Disponibilidade e uso de recursos alóctones por *Bryconamericus microcephalus* (Miranda Ribeiro) (Actinopterygii, Characidae), no córrego Andorinha, Ilha Grande, Rio de Janeiro, Brasil. **Rev. Bras. Zool.**, v. 23, n. 1, p. 218-222, mar. 2006. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0101-81752006000100014>.

RICKLEFS, R. E. Biodiversidade. In: RICKLEFS, R. E. **A economia da natureza**. 6a. ed. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan, p. 366-390, 2010.

ROLLA, A. P. R.; ESTEVES, K. E.; ÁVILA, A. O. Feeding ecology of a stream fish assemblage in an Atlantic Forest remnant (Serra do Japi, SP, Brazil). **Neotrop. ichthyol.**, v. 7, p. 65-76, mar. 2009. DOI: <https://doi.org/10.1590/S1679-62252009000100009>.

SEMA/PR. **Bacias Hidrográficas do Paraná**: série histórica. 2.ed. Curitiba: Secretaria de Estado do Meio Ambiente e Recursos Hídricos do estado do Paraná, 2013. Disponível em: http://www.meioambiente.pr.gov.br/arquivos/File/corh/Revista_Bacias_Hidrograficas_do_Parana.pdf. Acesso: 10 out. 2024.

SENAY, C.; BOISCLAIR, D.; PERES-NETO, P. R. Habitat-based polymorphism is common in stream fishes. **J. Anim. Ecol.**, v. 84, n. 1, p. 219-227, jul. 2015. DOI: <https://doi.org/10.1111/1365-2656.12269>.

STATSOFT, Inc. **Statistica** (data analysis software system). Version 7.1, 2005.

TEGERINA-GARRO, F. L.; MALDONADO, M.; IBÁÑEZ, C.; PONT, D.; ROSET, N.; OBERDOFF, T. Effects of natural and anthropogenic environmental changes on riverine fish assemblages: a framework for ecological assessment of rivers. **Braz Arch Biol Technol.**, v. 48, n. 1, p. 91-108, 2005. DOI: <https://doi.org/10.1590/S1516-89132005000100013>.

TESHIMA, F. A.; MELLO, B. J. G.; FERREIRA, F. C.; CETRA, M. High β -diversity maintains regional diversity in Brazilian tropical coastal stream fish assemblages. **Fish. Manage. Ecol.**, v. 23, n. 6, p. 531-539, out. 2016. DOI: <https://doi.org/10.1111/fme.12194>.

TOWNSEND, C. R.; BEGON, M.; HARPER, J. L. **Fundamentos em Ecologia**. 2. ed. Porto Alegre: Artmed Editora, 593p, 2006.

VANNOTE, R. L.; MINSHALL, G. W.; CUMMINS, K. W.; SEDELL, J. R.; CUSHING, C. E. The river continuum concept. **Can. J. Fish. Aquat. Sci.**, v. 37, p. 130-137, jan. 1980. DOI: <https://doi.org/10.1139/f80-017>.

WARD, J. V.; STANFORD, J. A. The serial discontinuity concept of lotic ecosystems. In: FONTAINE III, T.D.I.; BARTELL, S.M. (Eds). Dynamics of lotic ecosystems. Michigan: **Ann Arbor Science**, p. 29-42, 1983.

WILSON, H. F.; XENOPOULOS, M. A. Nutrient recycling by fish in streams along a gradient of agricultural land use. **Glob. Change Biol.**, v. 17, n. 1, p. 130-140, dez. 2011. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2010.02284.x>.

WOLFF, L. F.; CARNIATTO, N.; HAHN, N. S. Longitudinal use of feeding resources and distribution of fish trophic guilds in a coastal Atlantic stream, southern Brazil. **Neotrop. ichthyol.**, v. 11, n. 2, p. 375-386, jun. 2013. DOI: <https://doi.org/10.1590/S1679-62252013005000005>.

WOOTTON, R. J. **Ecology of Teleost Fishes**. London: Chapman ; Hall, 404p, 1992.

ZENI, J. O.; CASATTI, L. The influence of habitat homogenization on the trophic structure of fish fauna in tropical streams. **Hydrobiologia**, v. 726, p. 259-270, mar. 2014. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10750-013-1772-6>.