

UNIVERSIDADE ESTADUAL DO OESTE DO PARANÁ
CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS E DA SAÚDE
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO STRICTO SENSU EM CONSERVAÇÃO E
MANEJO DE RECURSOS NATURAIS – NÍVEL MESTRADO

CRISLEI LARENTIS

**FAUNA DE PEIXES EM RIACHOS: AVALIAÇÃO DAS INTERVENÇÕES
ANTRÓPICAS SOBRE OS ATRIBUTOS E ESTRUTURA FUNCIONAL DAS
ASSEMBLEIAS**

Cascavel - PR

2013

CRISLEI LARENTIS

**FAUNA DE PEIXES EM RIACHOS: AVALIAÇÃO DAS INTERVENÇÕES
ANTRÓPICAS SOBRE OS ATRIBUTOS E ESTRUTURA FUNCIONAL DAS
ASSEMBLEIAS**

Projeto de Dissertação apresentado ao Programa de Pós-graduação Stricto Sensu em Conservação e Manejo de Recursos Naturais – Nível Mestrado, do Centro de Ciências Biológicas e da Saúde, da Universidade Estadual do Oeste do Paraná, como requisito parcial da disciplina Seminários. Orientador(a): Prof^a Dr^a Rosilene Luciana Delariva.

Área de Concentração: Conservação e Manejo de Recursos Naturais

Assinatura do Orientador(a):

Assinatura do Mestrando(a):

Cascavel – PR

2013

1. Identificação

Título do Projeto: Fauna de peixes em riachos: avaliação das intervenções antrópicas sobre os atributos e estrutura funcional das assembleias.

Responsável: Crislei Larentis

Linha de Pesquisa: Biologia comparada e indicadores de qualidade no ambiente aquático.

Formação Acadêmica: Graduação em Ciências Biológicas – Licenciatura.

Orientador(a): Dr^a. Rosilene Luciana Delariva.

2. Introdução

A água doce representa menos de 0,8% de toda a água que cobre a superfície do planeta, entretanto, abriga cerca de 6% de todas as espécies já descritas (Magalhães et al., 2011). Na elevada biodiversidade existente em água doce, o número de espécies de peixes ultrapassa 13.000 (Agostinho et al., 2005), o que representa 40% da diversidade de peixes do mundo (Magalhães et al., 2011). A maior parte desta riqueza de espécies está em regiões tropicais e subtropicais (Lévêque et al., 2008) aproximando-se de 6.000, sendo que novas espécies são descritas todo ano (Agostinho et al., 2008; Lévêque et al., 2008).

A América do Sul é uma região privilegiada por conter duas grandes bacias hidrográficas, a Amazônica e a do Paraná, que fazem do Brasil o país com a maior riqueza em termos de espécies de peixes e de biodiversidade geral de água doce do mundo (Magalhães et al., 2011). No Estado do Paraná, a bacia hidrográfica do rio Paraná ocupa cerca de 183.800 Km², constituída pelos rios Ivaí, Piquiri e Iguaçu (Langeani et al., 2007; Baumgartner et al., 2012). Essas sub-bacias são formadas, em sua maioria, por pequenos cursos d'água que apresentam diferentes características biogeográficas, resultando em uma fauna de peixes de pequeno porte, com alto grau de endemismo e espécies raras (Barletta et al., 2010), formando uma biota única (Barili et al., 2011).

A composição de espécies tem forte variação entre regiões biogeográficas, ecoregiões e entre bacias de drenagem, que apresentam diferentes condições e pressões ambientais, comportando comunidades adaptadas às condições bióticas e abióticas desses corpos d'água (Heino, 2012). Dias et al. (2012) enfatiza o papel da história evolutiva e da fragmentação dos habitats como importantes no processo de especiação e na determinação da biodiversidade de água doce. Nesse contexto, Huseman et al. (2012) avaliaram as variações genéticas de cinco espécies de peixes de riachos do sudeste dos Estados Unidos em resposta aos processos biogeográficos e fatores antropogênicos, demonstrando que há diferenças significativas na estrutura genética dessas populações devido às influências desses processos.

A fauna de peixes de água doce é uma das mais ameaçadas do mundo, principalmente, devido às alterações antropogênicas (Barili et al., 2011), responsáveis por rápidas e fortes perturbações nos ecossistemas continentais, incluindo a perda e/ou fragmentação de habitat (Dudgeon et al., 2006; Cunico et al., 2012), alterações hidrológicas como a construção de barramentos em rios (Agostinho et al., 2008), mudanças climáticas, super exploração, poluição, a propagação de espécies invasoras (Vitousek et al., 1997; Bifi et al., 2006; Olden et al., 2010), e o desmatamento da vegetação ripária (Teresa & Casatti, 2010).

Dentre tantos fatores que ameaçam a diversidade de peixes, Barletta et al. (2010) cita alguns que representam as principais ameaças à fauna de peixes da grande bacia do rio Paraná: poluição industrial, esgoto urbano, uso da água para lazer e diversão, mineração, regulação do fluxo da água por barramentos e os desmatamentos, sendo esta última, principalmente nas cabeceiras de riachos. Esses fatores são consequências do uso e ocupação da terra por populações humanas e refletem diretamente na composição, distribuição, estrutura funcional, abundância ou, até mesmo, resultam na perda de espécies de peixes (Nassin, 2009; Cunico et al., 2012).

A retirada da vegetação ripária nas áreas mais elevadas da bacia, principalmente nas cabeceiras de riachos, influencia de maneira direta e indireta na composição e estrutura funcional da assembleia de peixes (Teresa & Casatti, 2010). Os riachos que são expostos à perda da floresta ripária, erosão das

margens e assoreamento do leito sofrem grande perda de habitats complexos, em que passam a predominar fluxo lento e trechos homogêneos que ocasionam a substituição das espécies especialistas por espécies generalistas oportunistas (Cruz et al., 2013).

Recentemente, tem havido notável crescimento no número de estudos que incorporam aspectos da diversidade funcional das comunidades (Hoeinghaus et al., 2007; Poff et al., 2010). Esta abordagem leva em conta, tanto as características funcionais das espécies como as funções ecológicas que estas desempenham nos ecossistemas, fornecendo informações adicionais quando comparadas com as abordagens somente taxonômicas (Eros et al., 2009). Dessa forma, o estudo dos impactos antrópicos sobre a estrutura funcional das comunidades é fundamental, pois pode prever não apenas os padrões da comunidade, mas também os processos que operam nesses ecossistemas (Mayfield et al., 2010).

Os estudos que examinam a organização das comunidades de peixes com base na sua composição funcional têm mostrado que o uso dos diferentes habitats é influenciado pelas características e traços funcionais das espécies (Welcomme et al., 2005; Montana & Winemiller, 2010). Assim, os impactos antrópicos que afetam a estrutura física dos ambientes, são potenciais estressores que influenciam os aspectos funcionais das comunidades de peixes. Nesse caminho, pode ocorrer adição, substituição e/ou a perda de espécies em ambientes sob intensa intervenção antrópica, sugerindo que certas espécies podem ser favorecidas ou restritas em decorrência de seus traços funcionais (Teresa & casatti, 2012).

Essas mudanças na composição e estrutura funcional de comunidades de peixes de riachos têm sido relatadas em vários estudos. Cabe aqui destacar os relatos de alta abundância de *Poecilia reticulata* em riachos no Estado de São Paulo, Brasil, (Magalhães et al., 2011) e em ambientes urbanos da região de Maringá, Estado do Paraná (Cunico et al., 2012). Além disso, muitas outras espécies de peixes não-nativas vêm se tornando frequentes em riachos ao redor do mundo (Cunico et al., 2006; Vitule et al., 2006; Gubiani et al., 2010; Kiernan & Moyle, 2012).

As mudanças no hábitat e a invasão de espécies não-nativas tem sido frequentemente mencionadas como as maiores causas da perda de biodiversidade global (Moyle & Mount, 2007). O estabelecimento de espécies de peixes não-nativas ocorre mais facilmente em ecossistemas já alterados (Johnson et al., 2008), destacando-se o fato de que as espécies invasoras se adaptam facilmente aos hábitats com menor complexidade ambiental (Kiernan & Moyle, 2012). Nesse sentido, essas invasões podem resultar em interações irreversíveis (Ribeiro & Leunda, 2012), levando à homogeneização biótica (Taylor, 2010) e perda de diversidade funcional das assembleias.

As intervenções antrópicas tem sido relatadas como a principal causa de homogeneização biótica, é um fenômeno que está associado diretamente à diminuição nas diferenças taxonômicas, genéticas e/ou funcionais entre biotas antes distintas (Vitule et al., 2012). Cabe destacar aqui o exemplo histórico relatado na literatura que ocorreu no continente africano com a introdução da Perca do Nilo *Lates niloticus* L. 1758, no lago Vitória. Essa intervenção no ecossistema ocasionou a perda de mais de 200 espécies endêmicas de ciclídeos (Vitule, 2007). Nesse contexto, este fenômeno vem merecendo cada vez mais atenção atualmente (Moyle et al., 2003; Moyle & Mount, 2007; Cunico, 2010).

Estudos relatam a importância da preservação dos ambientes de riachos e ressaltam que ambientes com maior diversidade de hábitats apresentam maior diversidade taxonômica e funcional (Ferreira & Casatti, 2006), sendo que as pesquisas que avaliam os fatores de intervenção nos ambientes de água doce são fundamentais para o manejo e conservação desses ambientes (Hermoso et al., 2010). Neste contexto, este trabalho busca testar a hipótese de que a diversidade taxonômica e funcional das assembleias de peixes diminui linearmente com o aumento do nível de intervenção antrópica sobre os riachos, sendo a urbanização e agricultura os fatores avaliados como estressores sobre esses riachos.

3. Objetivos

3.1 Objetivo geral:

Avaliar os atributos ecológicos e a estrutura funcional das assembleias de peixes de riachos e suas relações com as intervenções antrópicas locais e regionais.

3.2 Objetivos específicos:

Verificar quais fatores de intervenção antrópica estão relacionados com a estrutura funcional das assembleias de peixes dos riachos.

Testar se a diversidade funcional diminui linearmente com o aumento da intensidade de intervenção antrópica

Avaliar se a presença e a abundância de espécies e grupos funcionais tolerantes aumentam com a intensidade de intervenção antrópica.

4. Materiais e Métodos

4.1 Área de Estudo

As amostragens estão sendo realizadas em trechos de cabeceira de dez riachos de primeira e segunda ordem, pertencentes a três diferentes bacias hidrográficas: Bacia do Rio Piquiri, Bacia do Alto Paraná ou Paraná III e Bacia do Rio Iguaçu, sendo que em cada bacia buscou-se ter amostragem em riachos com diferentes níveis de alterações antrópicas (preservado, áreas rurais e áreas urbanas). A seguir estão os grupos de riachos, suas características e a bacia a qual pertencem:

Bacia do Rio Piquiri:

- Córrego Jequitibá: vegetação ciliar reduzida, com ocupação urbana ao longo de seu curso. Substrato parcialmente arenoso com sinais de erosão nas margens.
- Riacho Saquarema: apresenta vegetação ciliar arbórea-arbustiva, com toda a sua bacia de captação inserida em uma área de conservação (Rebio das perobas), possui substrato arenoso.
- Riacho inserido em áreas rurais, com ocupação agrícola no entorno, ainda a ser definido para realização das coletas.

Bacia do Paraná III:

- Córrego Pinheirinho: vegetação nas margens é reduzida ou ausente, com predominância de atividades agrícolas na área da nascente. Apresenta erosão nas margens e substrato parcialmente arenoso.
- Córrego São Francisco: mata ciliar reduzida ou ausente, com predominância de gramíneas. Ocupação urbana em seu entorno, sinais de erosão nas margens e substrato arenoso.
- Riacho Preservado: inserido dentro de uma área de preservação, Reserva Florestal Cabeça do Cachorro. Local de coleta a ser definido para concessão de autorização junto ao Instituto Ambiental do Paraná (IAP) e posteriormente, iniciar as coletas.

Bacia do Rio Iguaçu:

- Córrego Arroio Dourado: possui mata ciliar em ambas as margens, substrato predominantemente rochoso, porém é influenciado por áreas de pastagens do entorno.
- Córrego Poço Preto: possui mata ciliar bem formada, sendo considerado prístino por estar totalmente dentro da área de conservação do PNI. Possui substrato parcialmente rochoso.
- Rio Gonçalves Dias: Possui mata ciliar à margem direita pertencente à área de conservação do Parque Nacional do Iguaçu (PNI) e à margem esquerda drena áreas rurais, com residência próxima e áreas de pastagem. Substrato parcialmente rochoso.
- Riacho inserido em áreas urbanas, ainda a ser definido para início das coletas.

4.2 Amostragem

4.2.1 Amostragens da fauna de peixes: as coletas iniciaram em 2010 e serão concluídas em 2014, realizadas somente nos trechos de cabeceira dos riachos, totalizando 10 pontos de amostragem. Os peixes estão sendo amostrados com o auxílio de equipamento de pesca elétrica, constituído de dois puçás energizados (cátodo e ânodo), alimentados por meio de gerador portátil de corrente alternada (HONDA, 2,5 kW, 220 V, variando de 400 a 600 V na saída, 3-4 A). Em cada trecho são realizadas três capturas sucessivas no sentido de jusante para montante, com unidade de esforço constante (CPUE) de aproximadamente 30 minutos por passada. Após a captura, os peixes são anestesiados, fixados em formol 10% e identificados de acordo com as chaves de identificação específicas (Britski et al., 1999; Reis et al., 2003; Graça & Pavanelli, 2007 e Baumgartner et al., 2012), medidos (cm) e pesados (g).

4.2.2 Amostras físico-químicas: Simultaneamente as amostragens da fauna de peixes são realizadas amostras das características físico-químicas da água, tais como temperatura da água (°C; termômetro de bulbo de mercúrio), pH (pHmetro Digimed® DM-2P), condutividade ($\mu\text{S.cm}^{-1}$; condutivímetro Digimed® DM-3P), e oxigênio dissolvido (mg.l^{-1} ; oxímetro YSI 550A), aferidos *in loco*.

4.2.3 Variáveis ambientais locais: são mensuradas largura (m) e profundidade do canal (m), fluxo (m^3/s), granulometria, complexidade estrutural do habitat e cobertura do leito.

4.2.4 Variáveis ambientais regionais: latitude (graus), longitude (graus), área de drenagem da micro-bacia (m^2), porcentagem de superfície impermeável da micro-bacia (%) e porcentagem de urbanização (%) serão determinadas através de imagens de satélite de alta resolução (Quickbird – Pancromática, 2005) utilizando o programa computacional Spring, disponível em www.dpi.inpe.br/spring. A quantificação da área de drenagem será estabelecida através de sobreposição das imagens junto a cartas altimétricas e a porcentagem de urbanização calculada pela sobreposição dos limites das bacias e os limites do meio urbano (usos do solo e ocupação antrópica). Áreas de superfícies impermeáveis serão mensuradas com utilização da ferramenta de edição vetorial do programa Spring 4.3.2.

Os riachos escolhidos serão categorizados de acordo com as características ambientais locais e regionais (fisiográficas e uso e ocupação da terra), buscando padronizar essas variáveis categóricas para posterior avaliação do grau de intervenção antrópica nesses locais.

4.3 Seleção das Métricas

Para a composição das métricas da fauna de peixes, descritores ecológicos como riqueza de espécies (S, número de espécies observado em cada riacho) e diversidade, serão combinados através do Índice de Diversidade de Shannon, dado pela equação:

$$H' = -(n_i / N) \times \log_2 (n_i / N)$$

Onde n_i = número de indivíduos da espécie i ; e N = número total de indivíduos capturados. A equitabilidade é dada pela razão entre o índice de diversidade de Shanon-Wiener e máximo esperado ($E = H'/H'_{\max}$).

As métricas que serão selecionadas para descrever as assembleias de peixes buscarão refletir as alterações gerais nos atributos dessas assembleias, avaliando os impactos antrópicos. Para cada métrica, será estabelecida a resposta esperada devido à intervenção antrópica, de acordo com literatura específica. Para identificar quais variáveis que melhor descrevem os fatores de intervenção no ambiente, as métricas selecionadas serão submetidas a uma análise discriminante (Kane et al., 2009), que testará as diferenças entre os grupos de riachos de acordo com os fatores ambientais.

Para avaliar o nível de associação entre a estrutura das assembleias e os fatores ambientais locais e regionais será utilizada uma Análise de Correlação Canônica (CCA), que possibilita verificar quais variáveis ambientais locais e regionais explicarão parte significativa da estrutura das assembleias. A associação entre as matrizes (estrutura das assembleias e ambientais) e a significância de cada eixo será testada utilizando o Teste de Monte Carlo.

Para avaliar as diferenças na estrutura da assembleia de peixes entre os pontos de amostragem, as espécies registradas serão classificadas de acordo

com sua origem e estrutura funcional (função trófica e tolerância), o que permitirá avaliar as diferentes assembleias entre os riachos amostrados minimizando o efeito das características únicas das diferentes bacias hidrográficas. Para testar se há uma relação linear entre a diminuição da diversidade funcional das assembleias e o aumento do grau de intervenção antrópica, será utilizado um modelo nulo (teste de Pareto). Outras análises serão utilizadas para possível complementação desse teste, como Permanova, MRPP, análise de correlação e análise de agrupamento, como análise de Cluster.

Para a determinação de espécies indicadoras e grupos funcionais tolerantes serão utilizados os procedimentos preconizados por Dufrêne e Legendre (1997), tendo como dados de entrada a abundância e frequência de ocorrência das espécies em cada grupo, calculando valores indicadores para cada espécie (IndVal) (McCune e Grace, 2002).

Estas análises serão calculadas através do *software* Past versão 2.02, Pc-Ord 5.31 e *software* Statistica 7.0.

5. Resultados esperados

Esperamos constatar que as diferentes intervenções antrópicas causam alterações significantes sobre os atributos e estrutura funcional das assembleias de peixes, principalmente em relação a ocorrência de espécies tolerantes e perda de diversidade funcional da fauna de peixes nos locais alterados pela urbanização e agricultura, modificando as características singulares das assembleias de peixes.

6. Cronograma de Execução

	2010 - 2013	1º sem/2013	2º sem/2013	1º sem/2014	2º Sem/2014	1º Sem/2015
Coleta de Dados	x	x	x	x		
Elaboração do Projeto		x				
Levantamento Bibliográfico	x	x	x	x	X	x

Análise dos Dados		x	x	x	X	
Elaboração da Dissertação			x	x	X	
Defesa da Dissertação						x

7. ias

Referênc

AGOSTINHO, A.A.; PELICICE, F.M.; GOMES, L.C. Dams and the fish fauna of the Neotropical region: impacts and management related to diversity and fisheries. *Brazilian Journal Biology*, 68(4): 1119-1132, 2008.

AGOSTINHO, A.A.; THOMAZ, S.M.; GOMES, L.C. Conservation of the biodiversity of Brazil's inland waters. *Conservation Biology*, 19(3): 646-652, 2005.

BARILI, E.; AGOSTINHO, A.A.; GOMES, L.C.; LATINI, J.D. The coexistence of fish species in streams: relationships between assemblage attributes and trophic and environmental variables. *Environment Biological Fish*, 92: 41–52, 2011.

BARLETTA, M.; JAUREGUIZAR, A.J.; BAIGUN, C.; FONTOURA, N.F.; AGOSTINHO, A.A.; ALMEIDA-VAL, V.M.F.; VAL, A.L.; TORRES, R.A.; JIMENES-SEGURA, L.F.; GIARRIZZO, T.; FABRÉ, N.N.; BATISTA, V.S.; LASSO, C.; TAPHORN, D.C.; COSTA, M.F.; CHAVES, P.T.; VIEIRA, L.P; CORRÊA, M.F.M. Fish and aquatic habitat conservation in South America: a continental overview with emphasis on neotropical systems. *Journal of Fish Biology*, 76: 2118–2176, 2010.

BIFI, A.G.; BAUMGARTNER, D.; BAUMGARTNER, G.; FRANA, V.A.; DEBONA, T. Composição específica e abundância da ictiofauna do rio dos Padres, bacia do rio Iguaçu, Brasil. *Acta Science Biological Science*, 28(3): 203-211, 2006.

BRITSKI, H.A.; SILIMON, K.Z.S.; LOPES, B.S. **Peixes do Pantanal. Manual de**

change. *Journal of the North American Benthological Society*, 29: 1441–1458, 2010.

CRUZ, B.B.; TESHIMA, F.A.; CETRA, M. Trophic organization and fish assemblage structure as disturbance indicators in headwater streams of lower Sorocaba River basin, São Paulo, Brazil. *Neotropical Ichthyology*, 11(1): 171-178, 2013.

CUNICO, A.M. Efeitos da urbanização sobre a estrutura das assembleias de peixes em córregos urbanos Neotropicais. Dissertação (Doutorado em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais) - Universidade Estadual de Maringá - UEM. Maringá, Paraná, 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.; FERREIRA, E.A.; AGOSTINHO, A.A.; BEAUMORD, A.C.; FERNANDES, R. The effects of local and regional environmental factors on the structure of fish assemblages in the Pirapó Basin, Southern Brazil. *Landscape and Urban Planning*, 105: 336–344, 2012.

DIAS, M.S.; CORNU, J.F.; OBERDORFF, T.; LASSO, C.A.; TEDESCO, P.A. Natural fragmentation in river networks as a driver of speciation for freshwater fishes. *Ecography*, 35: 001-007, 2012.

DUDGEON, D.; ARTHINGTON, A.H.; GESSNER, M.O.; KAWABATA, Z.; KNOWLER, D.J.; LÉVÊQUE, C.; NAIMAN, R.J.; PRIEUR-RICHARD, A.; SOTO, D.; STIASSNY, M.L.J.; SULLIVAN, C.A. Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. *Biological Reviews*, 81: 163–182, 2006.

DUFRENE, M.; LEGENDRE, P. Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological Monographs*, 67: 345–366, 1997.

EROS, T., HEINO, J., SCHMERA, D. & RASK, M. Characterising functional trait diversity and trait–environment relationships in fish assemblages of boreal lakes. *Freshwater Biology*, 54: 1788–1803, 2009.

FERREIRA, C.P.; CASATTI, L. Integridade biótica de um córrego na bacia do Alto Rio Paraná avaliada por meio da comunidade de peixes. *Biota Neotropica*, 6(3): 1–25, 2006.

GRAÇA, W.J.; PAVANELLI, C.S. **Peixes da planície de inundação do alto rio Paraná e áreas adjacentes**. EDUEM, Maringá, 2007.

GUBIANI, E.A.; V.S. DAGA; V.A. FRANA & W.J. DA GRAÇA. Fish, Toledo urban streams, São Francisco Verdadeiro River drainage, upper Paraná River basin, state of Paraná, Brazil. *Check List*, 6(1): 45–48, 2010.

HEINO, J. The importance of metacommunity ecology for environmental assessment research in the freshwater realm. *Biological Reviews*, 88: 166–178, 2013.

HERMOSO, V.; CLAVERO, M.; BLANCO-GARRIDO, F.; PRENDA, J. Assessing the ecological status in species-poor systems: A fish-based index for Mediterranean Rivers (Guadiana River, SW Spain). *Ecological Indicators*, 10: 1152–1161, 2010.

HOEINGHAUS, D.J., WINEMILLER, K.O. & BIRNBAUM, J.S. Local and regional determinants of stream fish assemblage structure: inferences based on taxonomic vs. functional groups. *Journal of Biogeography*, 34: 324–338, 2007.

HUSEMANN, M.; RAY, J.W.; KING, R.S.; HOOSER, E.A.; DANLEY, P.D. Comparative biogeography reveals differences in population genetic structure of

five species of stream fishes. *Biological Journal of the Linnean Society*, 107: 867–885, 2012.

INGÊNITO, L.F.S.; DUBOC, L.F.; ABILHOA, V. Contribuição ao conhecimento da ictiofauna da bacia do alto rio Iguaçu, Paraná, Brasil. *Arquivos de Ciência Veterinária e Zoologia da UNIPAR*, 7: 23-26. 2004.

JOHNSON, P.T.J.; OLDEN, J.D.; VANDER ZANDEN, M.J. Daminvaders: Impoundments facilitate biological invasions into freshwaters. *Frontiers in Ecology Environment*, 6(7): 357–363, 2008.

KANE, D.D.; GORDON, S.I.; MUNAWAR, M.; CHARLTON, M.N.; CULVER, D.A. The Planktonic Index of Biotic Integrity (P-IBI): An approach for assessing lake ecosystem health. *Ecological Indicators*, 9: 1234-1247, 2009.

KANTEL, D.L.Z.; CIPRIANO, R.R.; ABILHOA, V.; ARTONI, R.F.; CESTARI, M.M. Cytotaxonomic and Evolutionary Considerations about Karyotypic Data of Fishes from the Iguaçu River Basin in South of Brazil. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 50(5): 793-802, 2007.

KIERNAN, J.D.; MOYLE, P.B. Flows, droughts, and aliens: factors affecting the fish assemblage in a Sierra Nevada, California, stream. *Ecological Applications*, 22(4): 1146–1161, 2012.

LANGEANI, F.; CORRÊA E CASTRO, R.M.; 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*, 7(3), 2007.

LÉVÊQUE, C.; OBERDORFF, T.; PAUGY, D.; STIASSNY, M.L.J.; TEDESCO, P.A. Global diversity of fish (Pisces) in freshwater. *Hydrobiologia*, 595(1): 545-567, 2008.

MAGALHÃES, A.L.B. de; CASATTI, L.; VITULE, J.R.S. Alterações no Código Florestal Brasileiro favorecerão espécies não-nativas de peixes de água doce. *Natureza&Conservação*, 9(1): 121-124, 2011.

MAYFIELD, M.M.; BONSER, S.P.; MORGAN, J.W.; AUBIN, I.; MCNAMARA, S.; VESK, P.A. What does species richness tell us about functional trait diversity? Predictions and evidence for responses of species and functional trait diversity to land-use change. *Global Ecology and Biogeography*, 19: 423–431, 2010.

MCCUNE, B.; GRACE, J.B. **Analysis of ecological communities**. MJM Software Design, Gleneden Beach, 2002.

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

MOYLE, P.B.; CRAIN, P.K.; WHITENER, K.; MOUNT, J.F. Alien fishes in natural streams: fish distribution, assemblage structure, and conservation in the Cosumnes River, California, U.S.A. *Environmental Biology of Fishes*, 68:143–162, 2003.

MOYLE, P.B.; MOUNT, J.F. Homogenous rivers, homogenous faunas. *PNAS*, 104(14): 5711–5712, 2007.

NASSIN, F.C. Efeito de diferentes intensidades de perturbação na estrutura da comunidade de peixes de riachos. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Recursos Naturais) - Universidade Federal de São Carlos, São Paulo, 2009.

OLDEN, J.D.; KENNARD, M.J.; LEPRIEUR, F.; TEDESCO, P.A.; WINEMILLER, K.O.; GARCÍA-BERTHOUE, E. Conservation biogeography of freshwater fishes: recent progress and future challenges. *Diversity and Distributions*, 16: 496–513, 2010.

POFF, N.L.; PYNE, M.I.; BLEDSOE, B.P.; CUHACIYAN, C.C.; CARLISLE, D.M. Developing linkages between species traits and multiscaled environmental

variation to explore vulnerability of stream benthic communities to climate change. *Journal of the North American Benthological Society*, 29: 1441–1458, 2010.

REIS, R.E.; KULLANDER, S.O.; FERRARIS JR., C.J. **Check list of the Freshwater Fishes of South and Central America**. Edipucrs, Porto Alegre, 2003.

RIBEIRO, F.; LEUNDA, P.M. Non-native fish impacts on Mediterranean freshwater ecosystems: current knowledge and research needs. *Fisheries Management and Ecology*, 19: 142–156, 2012.

TAYLOR, E.B. Changes in taxonomy and species distributions and their influence on estimates of faunal homogenization and differentiation in freshwater fishes. *Diversity and Distributions*, 16: 676–689, 2010.

TERESA, F.B.; CASATTI, L. Importância da vegetação ripária em região intensamente desmatada no sudeste do Brasil: um estudo com peixes de riacho. *Pan-American Journal of Aquatic Sciences* 5(3): 444–453, 2010.

TERESA, F.B.; CASATTI, L. Influence of forest cover and mesohabitat types on functional and taxonomic diversity of fish communities in Neotropical lowland streams. *Ecology of Freshwater Fish*, 21: 433–442, 2012.

VITOUSEK, P.M.; D'ANTONIO, C.M.; LOOPE, L.L.; REJMANEK, M.; WESTBROOKS, R. Introduced species: a significant component of human-caused global change. *New Zealand Journal of Ecology*, 21(1):1–16, 1997.

VITULE, J.R.S.; UMBRIA, S.C.; ARANHA, J.M.R. Introduction of the African catfish *Clarias gariepinus* (Burchell, 1822) into Southern Brazil. *Biological Invasions*, 8: 677–681, 2006.

VITULE, J.R.S. Distribuição, abundância e estrutura populacional de peixes introduzidos no Rio Guaraguaçu, Paranaguá, Paraná, Brasil. Dissertação

(Doutorado em Ciências Biológicas – Zoologia) - Universidade Federal do Paraná. Curitiba, Paraná, 2007.

VITULE, J.R.S.; SKÓRA, F.; ABILHOA, V. Homogenization of freshwater fish faunas after the elimination of a natural barrier by a dam in Neotropics. *Diversity and Distributions*, 18: 111–120, 2012.

WELCOMME, R.L.; WINEMILLER, K.O.; COWX, I.G. Fish environmental guilds as a tool for assessment of ecological condition of rivers. *River Research and Applications*, 21: 1–20, 2005.