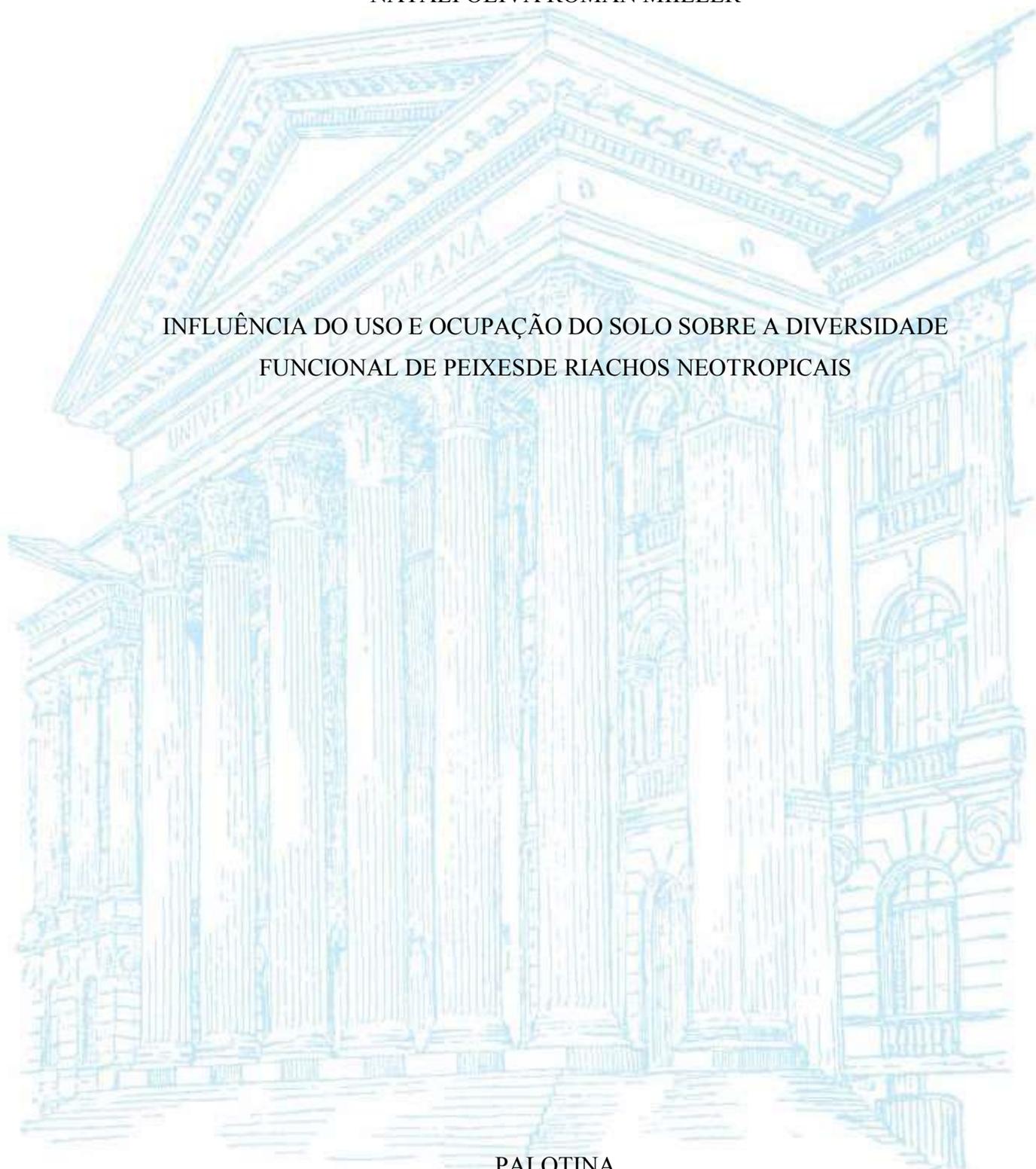


UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ

NATALI OLIVA ROMAN MILLER

INFLUÊNCIA DO USO E OCUPAÇÃO DO SOLO SOBRE A DIVERSIDADE
FUNCIONAL DE PEIXES DE RIACHOS NEOTROPICAIS



PALOTINA

2018

NATALI OLIVA ROMAN MILLER

INFLUÊNCIA DO USO E OCUPAÇÃO DO SOLO SOBRE A DIVERSIDADE
FUNCIONAL DE PEIXES DE RIACHOS NEOTROPICAIS

Dissertação apresentada ao curso de Pós- Graduação em
Aquicultura e Desenvolvimento Sustentável, Setor
Palotina, da Universidade Federal do Paraná, como
requisito parcial para obtenção do título de Mestre em
Aquicultura e Desenvolvimento Sustentável.

Orientador: Prof. Dr. Almir Manoel Cunico

Coorientador: Prof. Dr. Éder André Gubiani

PALOTINA

2018

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)

M636 Miiller, Natali Oliva Roman
Influência do uso e ocupação do solo sobre a diversidade funcional de peixes de riachos neotropicais / Natali Oliva Roman Miiller – Palotina, 2018.
49f.

Orientador: Almir Manoel
Cunico Coorientador: Éder
André Gubiani

Dissertação (mestrado) – Universidade Federal do Paraná, Setor Palotina, Programa de Pós-graduação em Aquicultura e Desenvolvimento Sustentável.



UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO AQUICULTURA E
DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL

TERMO DE APROVAÇÃO

Os membros da Banca Examinadora designada pelo Colegiado do Programa de Pós-Graduação em AQUICULTURA E DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL da Universidade Federal do Paraná foram convocados para realizar a arguição da dissertação de Mestrado de NATALI OLIVA ROMAN MILLER intitulada: *Influência do uso e ocupação do solo sobre a diversidade funcional de peixes de riachos Neotropicais*, após terem inquirido a aluna e realizado a avaliação do trabalho, são de parecer pela sua APROVAÇÃO no rito de defesa.

A outorga do título de mestre está sujeita à homologação pelo colegiado, ao atendimento de todas as indicações e correções solicitadas pela banca e ao pleno atendimento das demandas regimentais do Programa de Pós-Graduação.

Palotina, 31 de Outubro de 2018.

ALMIR MANOEL CUNICO

Presidente da Banca Examinadora (UFPR)

PITÁGORAS AUGUSTO PIANA
Avaliador Externo (UNIOESTE)

ALEXANDRE LEANDRO PEREIRA
Avaliador Externo (UFPR)

Dedico este trabalho a todos que cruzaram o meu caminho e me transformaram de alguma forma. “Eu sou porque nós somos.”

AGRADECIMENTOS

Ao meu orientador, professor Dr. Almir Cunico, que me acompanha desde a graduação e que sempre me abriu muitas portas e contribuiu de forma significativa na minha formação. Obrigada pelos puxões de orelha e por ensinar que nada que vale realmente a pena vem sem esforço e dedicação. Ao meu coorientador, professor Dr. Éder Gubiani pela paciência e pelas indispensáveis contribuições dadas a este trabalho.

Aos professores Dr. Pitágoras Piana, Dr. Éder Gubiani, Dra. Renata Ruaro, Dr. Ângelo Antonio Agostinho pela generosidade em disponibilizar os dados ictiológicos utilizados nesse trabalho e as equipes de apoio dos laboratórios LEPI-UFPR/ GERPEL-UNIOESTE/ NUPELIA-UEM.

Aos órgãos financiadores dos projetos co-participantes CNPq; CAPES e Fundação Araucária. A Fundação Araucária/CAPES pelo financiamento da minha bolsa durante o mestrado.

Aos membros da banca, professores Dr. Alexandre Pereira e Dr. Pitágoras Piana por aceitarem prontamente o convite para avaliação deste trabalho e pelas valiosas sugestões.

Aos professores do Programa de Pós-Graduação em Aquicultura e Desenvolvimento Sustentável pela disposição em transmitir os seus conhecimentos e por nos guiarem nessa jornada acadêmica.

Aos técnicos e funcionários da UFPR que nos ajudam na execução dos nossos projetos e aulas.

Ao professor Me. Pedro Gusmão Borges Neto pelo direcionamento nos processamentos das imagens de satélite utilizadas nesse trabalho.

Ao meu pai Claudemir Miiller e minha mãe Joana Miiller que não mediram esforços para que eu pudesse terminar a minha formação. Vocês são com certeza os maiores incentivadores dessa conquista.

À minha irmã Natanne Miiller por ser minha parceira da vida toda.

Ao meu melhor amigo e amor Henrique por ser minha maior fonte de carinho e apoio. À minha filha Teodora que deixa os meus dias mais coloridos e cheios de magia.

Aos meus amigos do LEPI que sempre ajudaram no trabalho pesado e garantiram boas risadas nas coletas.

A todos os amigos de Palotina que eu tive o privilégio de dividir esse tempo/espço, as felicidades, as cervejas e as angústias. Vocês fizeram esse trajeto mais bonito e eu com certeza aprendi muito com vocês.

RESUMO

O objetivo desse trabalho foi determinar a influência de diferentes arranjos de uso e ocupação do solo sobre os atributos de diversidade funcional de peixes de riachos Neotropicais, testando a hipótese de que assembleias de peixes de riachos pertencentes às bacias hidrográficas com maior porcentagem de ocupação antrópica irão apresentar menores valores de diversidade funcional. O estudo foi realizado em 24 riachos de 1ª e 2ª ordens, pertencentes aos rios Pirapó, Piquiri, Paraná III e Iguaçu, que foram agrupados em Preservado, Agropecuário, Urbano e Misto, de acordo com o tipo de ocupação do solo predominante. Riachos com ocupação predominantemente urbana apresentaram maiores divergências funcionais e menores equitabilidades, com dominâncias de traços funcionais adaptados à ambientes alterados (como tolerância a hipóxia, presença de cuidado parental, fecundação interna e dieta invertívora/detrítívora). Este grupo foi o que mais se diferenciou do grupo dos riachos preservados, quanto aos índices de diversidade funcional ($p=0,02$) e traços funcionais ($p<0,02$). Estes resultados demonstram que a urbanização exerceu maior influência sobre a diversidade funcional das assembleias de peixes quando comparado aos demais arranjos de uso e ocupação do solo.

Palavras-chave: Urbanização. Dominância. Divergência funcional.

ABSTRACT

The objective of this work was to determine the influence of different land use and occupation arrangements on the functional diversity attributes of Neotropical stream fish, testing the hypothesis that assemblages of fish from streams belonging to the watersheds with the highest percentage of anthropic occupation will have lower values of functional diversity. The study was carried out in 24 first and second orders streams, belonging to the Pirapó, Piquiri, Paraná III and Iguaçu rivers, which were grouped in Preserved, Agricultural, Urban and Multiple Use according to the type of predominant land use. The group of streams with predominantly urban occupation presented higher values of functional divergences and lower values of equitabilities, with dominance of functional traits adapted to the altered environments (such as tolerance to hypoxia, presence of parental care, internal fertilization and invertivore/detritivore diet). This group was the one that most differed from the group of preserved streams, regarding functional diversity indexes ($p = 0.02$) and functional traits ($p < 0.02$). These results show that urbanization exerted a greater influence on the functional diversity of fish assemblages when compared to other land use and occupation arrangements.

Keywords: Urbanization. Dominance. Functional divergence.

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	10
2	METODOLOGIA	12
2.1	ÁREA DE ESTUDO	12
2.2	CARACTERIZAÇÃO DO USO E OCUPAÇÃO DO SOLO	14
2.3	AMOSTRAGEM DA ICTIOFAUNA	16
2.4	CARACTERIZAÇÃO FUNCIONAL DA ICTIOFAUNA	17
2.5	ANÁLISE DOS DADOS	19
3	RESULTADOS	20
3.1	CARACTERIZAÇÃO DO USO E OCUPAÇÃO DO SOLO	20
3.2	MÉTRICAS DE DIVERSIDADE FUNCIONAL	21
3.3	CARACTERIZAÇÃO FUNCIONAL DA ICTIOFAUNA	23
4	DISCUSSÃO	24
5	CONCLUSÃO	26
	REFERÊNCIAS	27
	ANEXOS	34

1 INTRODUÇÃO

O rápido e intenso desenvolvimento agropecuário e urbano na região Neotropical proporciona evidentes alterações nas paisagens com conspícuos impactos sobre a biodiversidade aquática (CUNICO et al., 2012; CAPPS; BENTSEN; RAMIREZ, 2016; ARANTES et al., 2017). Diferentes usos e ocupações do solo alteram a estrutura e qualidade dos habitats, proporcionando efeitos negativos sinérgicos sobre o funcionamento dos ecossistemas (FLYNN et al., 2009; BOIVIN et al., 2016). Tais processos modificadores que ocorrem em escala de bacias hidrográficas têm grande efeito sobre características do habitat aquático e consequentemente sobre a biota associada (ALLAN, 2004; WALSH et al., 2005, VILLENEUVE et al., 2015).

Comumente, as condições ambientais de rios e riachos submetidos à fatores de estresse são avaliadas pelo número de espécies e seus padrões de distribuição e abundância (BONN; GASTON, 2005; SAGOUIS; JABOT; ARGILLIER, 2016; RUARO et al., 2018), entretanto a caracterização funcional das assembleias pode fornecer informações adicionais aos indicadores taxonômicos (PAVOINE; BONSALL, 2011; LEDUC; SILVA; ROSENFELD, 2015; TERESA; CASATTI, 2017), uma vez que levam em conta tanto as características funcionais das espécies, como as funções ecológicas delas nos ecossistemas (DÍAZ; CABIDO, 2001). Nesse sentido, a utilização de características funcionais facilita o desenvolvimento de generalizações amplamente aplicáveis em relação a padrões na estrutura da comunidade (POFF, 1997), visto que habitats com pressões ambientais similares devem ter espécies com características funcionais convergentes, mesmo quando comparadas entre regiões biogeográficas distintas (POFF; ALLAN, 1995; STATZNER et al., 2001; CUNICO; ALLAN; AGOSTINHO, 2011).

A região Neotropical atualmente abriga mais de 75% da diversidade funcional de peixes de água doce e apresenta alta taxa de singularidade, em grande parte explicada pelas diversificações morfológicas e comportamentais, características de algumas ordens (TOUSSAINT et al., 2016). A diversidade funcional pode ser correlacionada com a diversidade taxonômica, devido a maior probabilidade de incluir um espectro mais amplo de características biológicas quando mais espécies estão presentes (CORNWELL; SCHWILK; ACKERLY, 2006; PETCHEY; GASTON, 2006; CADOTTE; CARSCADDEN; MIROTCHNICK, 2011). Em locais com elevada disponibilidade de recursos, são esperados maiores valores de diversidade taxonômica e funcional, uma vez que poucas restrições ambientais possibilitam a coexistência de uma maior gama de nichos dentro da comunidade, permitindo especializações

dentro da amplitude de nicho das espécies e reduzindo a sobreposição no uso recursos por meio da diferenciação (MASON et al. 2005). Por outro lado, a filtragem de nicho pressupõe uma maior semelhança funcional entre espécies coexistentes, no caso de as condições ambientais atuarem como um filtro, permitindo a persistência de apenas um espectro estreito de características (MOUILLOT; DUMAY; TOMASINI, 2007; MOUCHET et al., 2010). Esses processos de montagem podem ainda interagir e apresentar um padrão complexo ou mesmo neutro (HELMUS et al. 2007; CADOTTE; CARSCADDEN; MIROTCHNICK, 2011).

Ambientes aquáticos impactados geralmente apresentam habitats com baixa heterogeneidade e condições ambientais específicas (CUNICO; GUBIANI, 2017; WILKINSON et al., 2018), que agem como filtros, permitindo a ocorrência de um espectro restrito de características e por consequência reduzindo a diversidade funcional (CUNICO; ALLAN; AGOSTINHO, 2011; ARANTES et al., 2017) e potencialmente elevando a redundância devido a espécies com características funcionais equivalentes (CASATTI et al., 2015). Extinções de grupos funcionais podem acarretar a perda de funções importantes para os sistemas biológicos e estão atualmente relacionadas a intensificação dos usos e ocupação do solo por atividades antrópicas (DÍAZ et al., 2007; FLYNN et al., 2009). No entanto, embora haja o aumento de evidências da contribuição da diversidade funcional para os processos ecossistêmicos (DÍAZ et al., 2007; LEDUC; SILVA; ROSENFELD, 2015), existe muito ainda a ser compreendido a respeito de como a diversidade funcional responde a um complexo sistema de alterações ambientais causados por diferentes classes de uso e ocupação do solo (MITCHELL et al, 2015).

Atualmente muitos são os métodos para se mensurar e quantificar a diversidade funcional (CORNWELL; SCHWILK; ACKERLY, 2006, BOTTA-DUKÁT, 2005, LALIBERTÉ; LEGENDRE, 2010), e dentre eles destacam-se os índices de riqueza funcional, equitabilidade funcional e divergência funcional (VILLÉGER; MASON; MOUILLOT, 2008). Os três indicadores são complementares e se usados em conjunto, descrevem a distribuição das espécies e suas abundâncias dentro do espaço funcional (MOUCHET et al., 2010; SOBRAL; CIANCIARUSO, 2012). Desse modo, o objetivo desse trabalho foi determinar a influência de diferentes arranjos de uso e ocupação do solo sobre os atributos de diversidade funcional de peixes de riachos Neotropicais, testando a hipótese de que assembleias de peixes de riachospertencentes às bacias hidrográficas com maior porcentagem de ocupação antrópica irãoapresentar menores valores de diversidade funcional.

2 METODOLOGIA

2.1 ÁREA DE ESTUDO

O estudo foi realizado em 24 riachos de 1ª e 2ª ordens (*sensu* STRAHLER, 1957), pertencentes as bacias hidrográficas dos rios Pirapó, Piquiri, Paraná III e Iguaçu (Tabela 1; Figura 1). A bacia hidrográfica do rio Pirapó está localizada na região Norte do estado do Paraná, inserida na região fisiográfica denominada Terceiro Planalto Paranaense. Com uma área de drenagem de aproximadamente 5.000 km², o rio Pirapó percorre uma extensão de 168 km até sua foz no rio Paranapanema (SEMA–PARANÁ, 2013). A paisagem predominante da bacia caracteriza-se por um mosaico de atividade agrícola e desenvolvimento urbano, especialmente na região metropolitana de Maringá, a qual se destaca como um importante centro agroindustrial, sendo a terceira cidade mais populosa do estado do Paraná com 406.693 habitantes (IBGE, 2017).

A bacia hidrográfica do rio Piquiri está localizada na região Oeste do estado do Paraná, nascendo no Terceiro Planalto na região Centro-Sul do estado. Com uma área de drenagem de 24.171,70 km², o rio Piquiri percorre uma extensão de 485 km até sua foz no rio Paraná (SEMA–PARANÁ, 2013). A bacia é bem dividida entre as classes de uso misto, agricultura intensiva, pastagens artificiais, concentrações urbanas e industriais, e pequenas áreas de cobertura florestal, abrangendo uma população de 609.473 habitantes, com destaque para a região de Cascavel, que possui 319.608 habitantes (IBGE, 2017).

A bacia hidrográfica do Paraná III possui uma área total de 7.979,40 km² e uma população de 642.684 habitantes (SEMA–PARANÁ, 2013). A Bacia do Paraná III é ocupada em grande parte por agricultura intensiva, ocorrendo uma faixa de uso misto que segue do Sul até a região central da bacia. Há ainda pequenas áreas de cobertura florestal e concentrações urbanas e industriais, com destaque para as regiões de Foz do Iguaçu, que possui 264.044 habitantes (IBGE, 2017) e Cascavel. Na bacia também está inserida a Hidrelétrica de Itaipu, que inundou grandes extensões de várzeas do rio Paraná para a formação do seu reservatório, alterando drasticamente o meio físico, biológico e social da região.

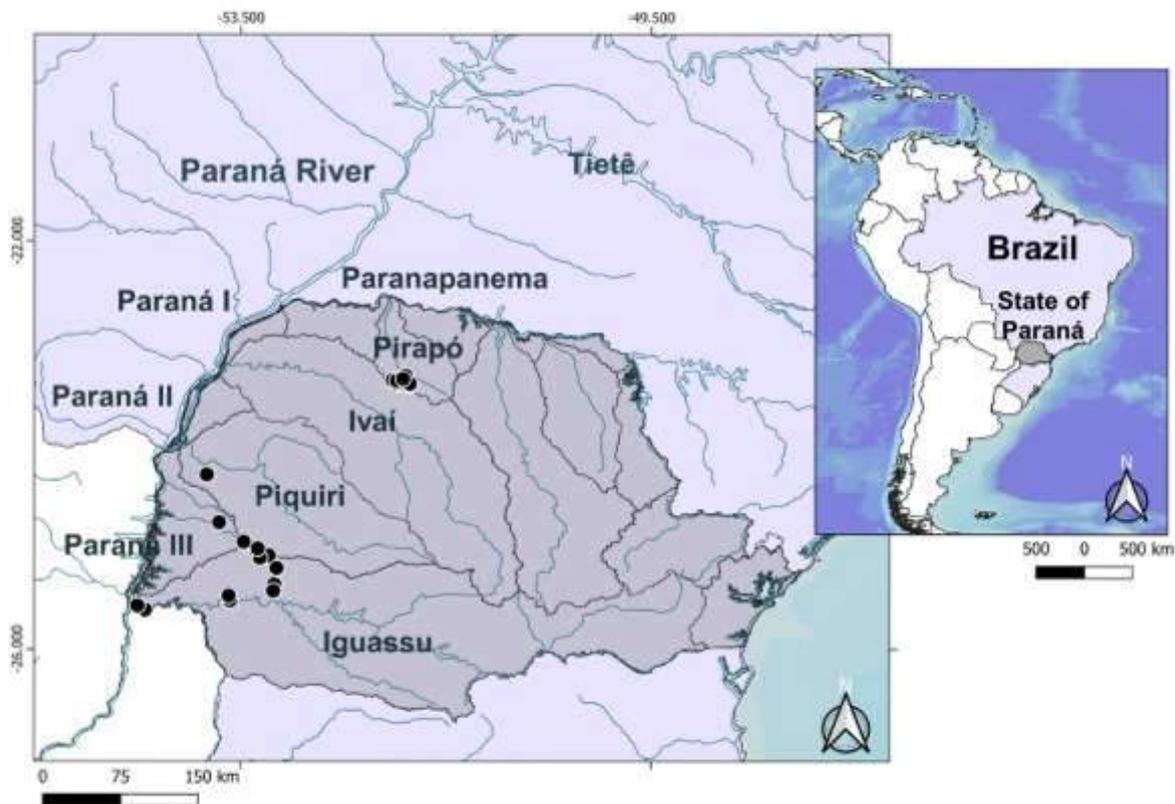
A bacia hidrográfica do rio Iguaçu tem sua nascente na região Leste do município de Curitiba, divisa com o município de Pinhais e cruza os três planaltos paranaenses, seguindo um percurso de 1.320 km, até desaguar no rio Paraná. Considerando a área do Brasil e Argentina, a bacia do rio Iguaçu cobre uma superfície aproximada de 70.800 km² e possui uma população de 4.405.882 habitantes (SEMA–PARANÁ, 2013). No Alto Iguaçu, a região de Curitiba e áreas adjacentes são ocupadas predominantemente por uso urbano com intensa atividade industrial.

No interior do estado predomina a agropecuária, com destaque para as culturas de soja e trigo, além das pastagens (SEMA–PARANÁ, 2013). A região do baixo Iguaçu se destaca pela presença do Parque Nacional do Iguaçu, que abriga o maior remanescente de floresta Atlântica Estacional Semidecidual da região sul do Brasil, onde está localizado o riacho Poço Preto.

TABELA 1 – CÓDIGO, LOCALIZAÇÃO, ORDEM, BACIA HIDROGRÁFICA E PERÍODO DE AMOSTRAGEM DOS 24 RIACHOS. FONTE: A autora (2018)

Código	Riacho	Ordem	Bacia	Longitude	Latitude	Amostragem	Período	
1 PIR	Água Pirapó	1	Pirapó	-23.373	-51.897	Bimestral	jul/07	jul/08
2 QUE	Água Queçaba	2	Pirapó	-23.318	-51.892	Bimestral	jul/07	jul/08
3 ROS	Água Roseira	1	Pirapó	-23.349	-51.915	Bimestral	jul/07	jul/08
4 GUA	Guaiapó	1	Pirapó	-23.412	-51.854	Bimestral	jul/07	jul/08
5 MAN	Mandacaru	2	Pirapó	-23.385	-51.947	Bimestral	jul/07	jul/08
6 MIO	Miosótis	2	Pirapó	-23.365	-51.927	Bimestral	jul/07	jul/08
7 NAZ	Nazaré	2	Pirapó	-23.401	-51.968	Bimestral	jul/07	jul/08
8 REM	Remo	2	Pirapó	-23.361	-52.017	Bimestral	jul/07	jul/08
9 ROM	Romeira	1	Pirapó	-23.368	-51.979	Bimestral	jul/07	jul/08
10 ZAÚ	Zaúna	1	Pirapó	-23.397	-51.851	Bimestral	jul/07	jul/08
11 PRE1	Preservado 1	1	Iguaçu	-25.080	-53.225	Trimestral	set/14	jun/15
12 PRE2	Preservado 2	1	Iguaçu	-25.040	-53.343	Trimestral	set/14	jun/15
13 PRE3	Preservado 3	1	Iguaçu	-25.102	-53.311	Trimestral	set/14	jun/15
14 RUR1	Rural 1	1	Iguaçu	-25.521	-53.601	Trimestral	set/14	jun/15
15 RUR2	Rural 2	1	Iguaçu	-25.364	-53.172	Trimestral	set/14	jun/15
16 RUR3	Rural 3	2	Iguaçu	-25.012	-53.332	Trimestral	set/14	jun/15
17 URB1	Urbano 1	1	Iguaçu	-25.475	-53.615	Trimestral	set/14	jun/15
18 URB2	Urbano 2	1	Iguaçu	-25.204	-53.149	Trimestral	set/14	jun/15
19 URB3	Urbano 3	1	Iguaçu	-25.204	-53.149	Trimestral	set/14	jun/15
20 JEQ	Jequitibá	1	Piquiri	-24.287	-53.829	Trimestral	jun/10	mar/11
21 SAOF	São Francisco	1	Paraná III	-24.946	-53.469	Trimestral	jun/10	mar/11
22 PIN	Pinheirinho	1	Paraná III	-24.756	-53.709	Trimestral	jun/10	mar/11
23 POC	Poço Preto	2	Iguaçu	-25.613	-54.431	Trimestral	jun/10	mai/11
24 DOU	Dourado	2	Iguaçu	-25.572	-54.505	Trimestral	jun/10	mai/11

FIGURA 1 – LOCALIZAÇÃO DOS RIACHOS AMOSTRADOS EM SUAS RESPECTIVAS BACIAS HIDROGRÁFICAS NO ESTADO DO PARANÁ, REGIÃO SUL DO BRASIL. .



FONTE: A autora (2018)

2.2 CARACTERIZAÇÃO DO USO E OCUPAÇÃO DO SOLO

2.2.1 Delimitação das bacias hidrográficas

Para a delimitação das bacias hidrográficas foi utilizado um Modelo Digital de Elevação (MDE) derivado das imagens da Missão Topográfica Radar *Shuttle* (acrônimo em inglês SRTM). As imagens de altitude foram obtidas pelo projeto Topodata (www.dsr.inpe.br/topodata), no qual as imagens SRTM originais foram submetidas a preenchimento de falhas, refinamento, derivação e pós-processamento e resultaram na alteração da resolução espacial dos *pixels* para unidades que equivalem a 30 m². Após o *download* das imagens disponíveis no site do projeto Topodata, as mesmas foram processadas utilizando o programa QGIS versão 3.0.1 (www.qgis.org), sendo projetadas, passando do sistema de coordenadas geográficas para o sistema de coordenadas planas (UTM) de acordo com o fuso da região em que a bacia está localizada. Esse procedimento é necessário para corrigir distorções inerentes a curvatura da terra, e também para determinação de área e perímetro das bacias. No programa MapWindow GIS versão 4.8 as imagens foram recortadas utilizando camadas

vetoriais dos municípios onde as bacias se encontravam, com o intuito de tornar os processamentos posteriores mais rápidos. Para a obtenção do divisor topográfico das bacias hidrográficas, neste mesmo programa utilizando a extensão TauDEM – *Terrain Analysis Using Digital Elevation Model* (hydrology.esu.edu/taudem) as imagens foram processadas de acordo com Nicolete et al. (2015).

2.2.2 Classificação do uso e ocupação do solo

Cenas compostas por bandas obtidas através do satélite Sentinel-2 EPSG:4326, com cobertura de nuvens de 0%, do mês de setembro de 2017, baixadas no site *Sentinel Hub* por Sinergise (<https://apps.sentinel-hub.com/eo-browser/>) foram utilizadas para a classificação do uso e ocupação do solo. No programa QGIS foi realizada correção atmosférica das bandas do satélite. As bandas foram clipadas com a área da bacia correspondente a cada riacho, obtendo-se assim a imagem de satélite recortada com a forma da bacia. As bandas (2,3,4,5,6,7,8,8^a,11,12) do satélite *Sentinel* recortadas com os polígonos das bacias hidrográficas foram agrupadas em um arquivo *raster* que compõe o *band set* para a classificação das imagens. As bandas RGB 8,4,3 (7,3,2 no QGIS) foram selecionadas para criar um contraste e facilitar a classificação. Para confirmar se as cores corresponderam as classes, as áreas foram supervisionadas através do software Google Earth© 7.1.8 e Earth Point© 2017. Utilizando o *Semi-Automatic Classification Plugin* (SCP), que é um complemento do QGIS e que classifica as bandas de satélite pixel a pixel de forma semiautomática, foram selecionadas amostras das imagens correspondentes as diferentes classes de ocupação e uso do solo (Tabela 2).

TABELA 2 – CLASSES DE USO E OCUPAÇÃO DO SOLO UTILIZADAS PARA AS CLASSIFICAÇÕES DAS IMAGENS DE SATÉLITE DAS MICROBACIAS.

Ocupação	Descrição
Vegetação	vegetação densa; copas de árvores agrupadas; áreas em regeneração
Aquicultura	tanques escavados; lagos de parques urbanos
Plantação	plantações; solo com marcas de máquinas agrícolas
Pastagem	pastagens e campos
Perene	cultivo de eucalipto
Solo exposto	loteamentos em áreas urbanas
Infraestrutura	telhados, estradas, outras superfícies impermeáveis

FONTE: A autora (2018)

Como produto final foram obtidos mapas das 24 bacias hidrográficas classificadas. Para o cálculo de área ou contagem de pixels das imagens classificadas foi utilizado o algoritmo *r.report* disponível no complemento do GRASS GIS 7.4

(<https://grass.osgeo.org/grass72/manuals/r.report.html>) que gera um relatório com os valores de área em hectare de cada classe de uso e ocupação do solo.

2.3 AMOSTRAGEM DA ICTIOFAUNA

Os peixes foram capturados com periodicidade bimestral nos riachos da bacia do Rio Pirapó e trimestral para os demais riachos (Tabela 1), utilizando equipamento de pesca elétrica, composto por dois puçás eletrificados (ânodo e cátodo), conectados a um retificador de energia (400-1000V) e alimentado por gerador portátil de corrente alternada (2,5 kW, 400 V, 2A). A extensão dos segmentos amostrados foi determinada em aproximadamente 20 vezes a largura média do leito fluvial (40m à 60m), possibilitando assim maior probabilidade de abrangência de no mínimo uma sequência de habitats constituídos por corredeira, poça e remanso em cada local amostrado (LYONS, 1992), sendo realizadas três passadas sucessivas do trecho inferior para o superior, na direção oposta ao fluxo do rio.

Após a captura dos peixes, os espécimes foram eutanasiados com benzocaína (250 mg/l), como em AVMA (2001), fixados em sacos plásticos com solução 10% de formaldeído e colocados em recipientes de polietileno. No laboratório, foram identificados em nível de espécie, seguindo Britski et al. (1999), Reis et al. (2003) e Graça e Pavanelli (2007). Alguns exemplares foram depositados na coleção de peixes do Nupélia (Núcleo de Pesquisas em Limnologia, Ictiologia e Aquicultura), na Universidade Estadual de Maringá, Brasil (<http://smlink.cria.org.br>).

2.4 CARACTERIZAÇÃO FUNCIONAL DA ICTIOFAUNA

2.4.1 Traços funcionais

A caracterização funcional das espécies foi realizada através de buscas na literatura (Tabela 3) contemplando cinco categorias: guilda trófica, guilda reprodutiva, comportamento, habitat e tolerância a hipóxia. Nos casos em que não havia informação específica disponível foi utilizado espécies congêneres como referência. O comprimento padrão e peso foram obtidos através do valor médio dos indivíduos coletados para cada espécie em cada um dos riachos.

TABELA 3 - DESCRIÇÃO DOS TRAÇOS FUNCIONAIS UTILIZADOS PARA CLASSIFICAÇÃO DAS ESPÉCIES DE PEIXES COLETADAS NOS 24 RIACHOS AMOSTRADOS.

Categoria Funcional	Traço Funcional	Descrição
Guilda trófica	Carnívoro	Espécies que se alimentam predominantemente de peixes inteiros, fragmentos e invertebrados.
	Detritívoro/Herbívoro	Espécies que se alimentam de detritos e algas.
	Onívoro	Espécies que se alimentam podem se alimentar de material vegetal, algas, detritos e invertebrados.
	Invertívoro	Espécies que se alimentam predominantemente de invertebrados aquáticos e terrestres.
	Invertívoro/Detritívoro	Espécies que se alimentam de invertebrados aquáticos e terrestres e detritos
	Invertívoro/Herbívoro	Espécies que se alimentam de invertebrados aquáticos e terrestres e material vegetal.
Guilda reprodutiva	Cuidado Parental	Espécies carregadoras ou guardadoras que protegem seus ovos e jovens, sendo comum a construção de ninhos ou o transporte dos ovos aderido ao corpo.
	Sem Cuidado Parental	Espécies que não protegem seus ovos e jovens.
	Fecundação Interna	Espécies que possuem adaptações morfológicas e comportamentais que permitem a transferência de gametas, geralmente com modificações dos primeiros raios das nadadeiras anal ou peitoral.
	Fecundação Externa	Espécies em que a produção de gametas é liberada diretamente no ambiente externo.
	Desova Total	Espécies que apresentam ovócitos com maturação sincrônica e são eliminados em lote único.
	Desova Parcelada	Espécies que apresentam ovócitos que maturam em lotes, sendo eliminados a intervalos, durante a estação de desova, ou mesmo podem não exibir sazonalidade na desova.
Comportamento	Sedentário	Espécies que não apresentam comportamentos migratório.
	Pequeno Migrador	Espécies que realizam pequenos deslocamentos para busca de alimento ou locais de desova.
	Grande Migrador	Espécies que necessitam realizar grandes deslocamentos geralmente em direção as cabeceiras dos rios para estabelecer a desova.
Hábitat	Boca Superior	Posição da boca levemente superior em relação à ponta do focinho, ocupam a região nectônica.
	Boca Terminal	Posição da boca terminal em relação a ponta do focinho, ocupam a região nectônica e epibentônica.
	Boca Subterminal	Posição da boca levemente inferior em relação à ponta do focinho, ocupam a região bentônica e epibentônica.
	Boca Inferior	Posição da boca voltada para a região ventral, ocupam a região bentônica.
Tolerância a hipóxia	Tolerante	Tolerantes a depleção de oxigênio.
	Sensível	Sensíveis a depleção de oxigênio.

¹NIMET et al., 2015; MAZZONI et al., 2010; ²VAZZOLER, 1996; ³AGOSTINHO; JULIO JR., 1999; ⁴MAZZONI et al., 2010; ⁵TERESA; CASATTI, 2012. FONTE: A autora (2018)

2.4.2 Métricas de diversidade funcional

Para representar a diversidade funcional foram utilizados os índices de riqueza

funcional, equitabilidade funcional, divergência funcional (VILLÉGER; MASON; MOUILLOT, 2008), dispersão funcional (LALIBERTÉ; LEGENDRE, 2010) e Rao' Q (RAO, 1982; BOTTA-DUKAT, 2005), como segue na Tabela 4.

TABELA 4 - DESCRIÇÃO DOS ÍNDICES DE DIVERSIDADE FUNCIONAL UTILIZADOS NESTE ESTUDO.

Índice	Código	Descrição	Referência
Riqueza Funcional	F Ric	Volume do espaço funcional (T) ocupado pela comunidade	(Villéger; Mason; Mouillot, 2008)
Equitabilidade Funcional	F Eve	Quantifica a regularidade com que o espaço funcional é preenchido pelas espécies, ponderado pela sua abundância.	(Villéger; Mason; Mouillot, 2008)
Divergência Funcional	F Div	Quantifica a divergência na distribuição e abundância no volume funcional ocupado	(Villéger; Mason; Mouillot, 2008)
Dispersão Funcional	F Dis	Distância média de cada táxon até o centróide de todos os táxons da comunidade	(Laliberté; Legendre, 2010)
Entropia Quadrática de Rao	Rao Q	Usa como atributo os comprimentos dos ramos dos diferentes grupos funcionais, ponderados pela abundância relativa e calculados a partir de uma matriz de distância.	(Rao, 1982; Botta-Dukat, 2005)

FONTE: A autora (2018)

2.5 ANÁLISE DOS DADOS

2.5.1 Categorização e agrupamento dos riachos

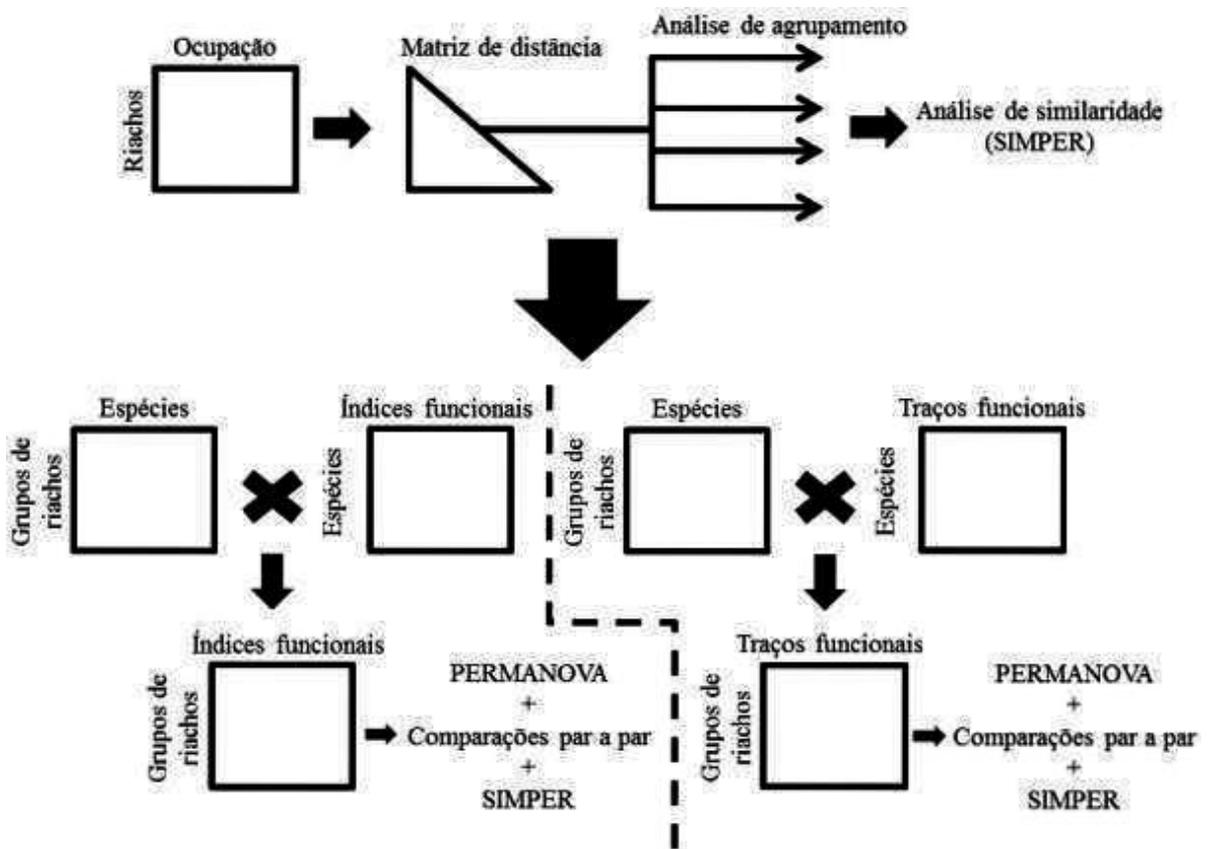
A fim de avaliar os efeitos do uso e ocupação do solo das 24 microbacias sobre os aspectos funcionais da ictiofauna, foi criado uma matriz com a proporção das classes de uso e ocupação do solo (Anexo 1) dos riachos. A partir dessa categorização, uma matriz de distância (Figura 2), usando a função *vegdist* (método euclidiano) do *software* R, foi gerada. Posteriormente, sobre essa matriz, os riachos foram agrupados por meio de uma análise de agrupamento hierárquico, pacote *vegan*, função *hclust* do *software* R (Figura 2). Posteriormente, uma análise de similaridade (função *SIMPER*, pacote *vegan*), usando a medida de dissimilaridade de Bray-Curtis (CLARKE, 1993), foi realizada para identificar qual ocupação contribuiu mais para a dissimilaridade entre os grupos.

2.5.2 Índices funcionais

Os índices funcionais, riqueza funcional, equitabilidade funcional, divergência funcional, dispersão funcional e Rao' Q foram calculados por meio da função *dbFD* do pacote *FD* no R, para cada riacho. A fim de identificar possíveis diferenças significativas entre os grupos de riachos nos índices funcionais, uma análise de variância permutacional (PERMANOVA, função *Adonis* do pacote *vegan*) foi utilizada com a distância de Bray-Curtis obtida com 999 permutações (ANDERSON, 2001). Comparações par a par *a posteriori* foram

realizadas para identificar quais grupos de riachos diferiram entre si. Uma análise de similaridade foi usada para demonstrar quais índices funcionais mais contribuíram para a diferenciação dos grupos (Figura 2). Adicionalmente, o mesmo procedimento foi realizado para os traços funcionais. Para isso, uma multiplicação entre a matriz de espécies por grupo de riachos e traços funcionais por espécies foi realizada, gerando uma matriz de traços funcionais por grupos de riachos (Figura 2). Sobre essa matriz, o mesmo procedimento descrito acima foi realizado (Figura 2).

FIGURA 2 - FLUXOGRAMA DO PROTOCOLO ANALÍTICO.



FONTE: A autora (2018)

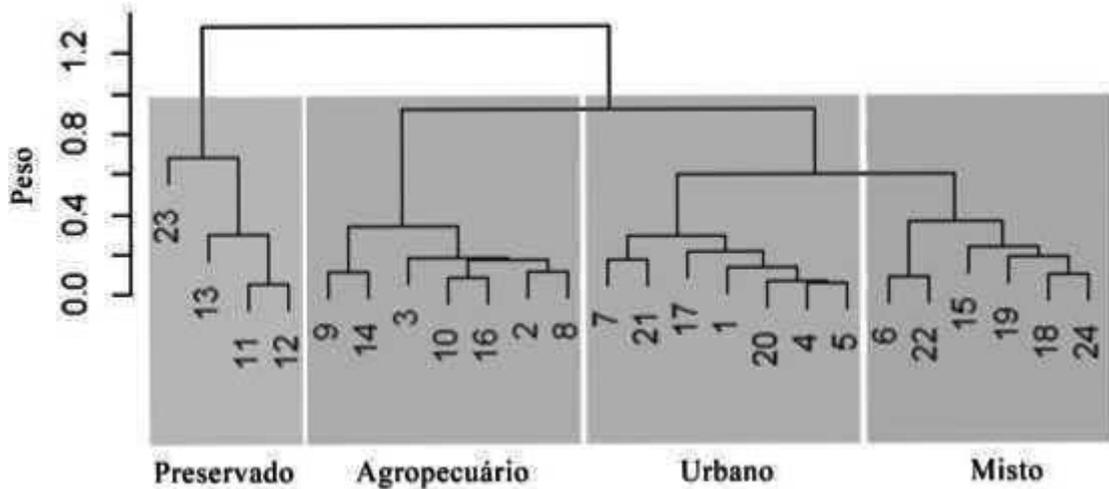
3 RESULTADOS

3.1 CARACTERIZAÇÃO DO USO E OCUPAÇÃO DO SOLO

A partir da análise de agrupamento hierárquica, os riachos foram agrupados em quatro grupos (Figura 3). A análise de similaridade percentual identificou que as classes vegetação, plantação e infraestrutura foram as que mais contribuíram para a dissimilaridade entre os grupos

(Tabela 5, Anexo 1), permitindo a classificação destes em: Preservados, riachos com os maiores valores de Vegetação; Agropecuário, riachos com os maiores valores de Plantação; Urbano, riachos com os maiores valores de Infraestrutura e Misto, riachos com predomínio de Plantação e Infraestrutura.

FIGURA 3 – DENDOGRAMA FINAL DA ANÁLISE DE AGRUPAMENTO UTILIZANDO A MATRIZ DE USO E OCUPAÇÃO DO SOLO DOS 24 RIACHOS AMOSTRADOS.



FONTE: A autora (2018)

TABELA 5 – RESULTADOS DA ANÁLISE DE SIMPER PARA A DISSIMILARIDADE *PAR A PAR* DAS CLASSES DE OCUPAÇÃO DO SOLO ENTRE OS GRUPOS PRESERVADO (PRES), AGROPECUÁRIO (AGRO), MISTO (MIS) E URBANO (URB) PREVIAMENTE DETERMINADOS PELA ANÁLISE DE AGRUPAMENTO. (*)= INDICA AS CLASSES DE OCUPAÇÃO COM MAIOR CONTRIBUIÇÃO (%) PARA A DISSIMILARIDADE ENTRE OS GRUPOS.

Grupos	Vegetação	Plantação	Infraestrutura	Pastagem	Perene	Solo Exposto Urbano	Aquicultura
PRES X	50*	39*	5	3	2	<1	<1
AGRO X	47*	17	26	<1	<1	<1	<1
MIS X	36*	15	43*	3	<1	1	<1
URB X	16	40*	29	7	3	4	<1
AGRO X	5	44*	44*	3	2	2	<1
URB X	9	31*	44*	6	<1	4	<1

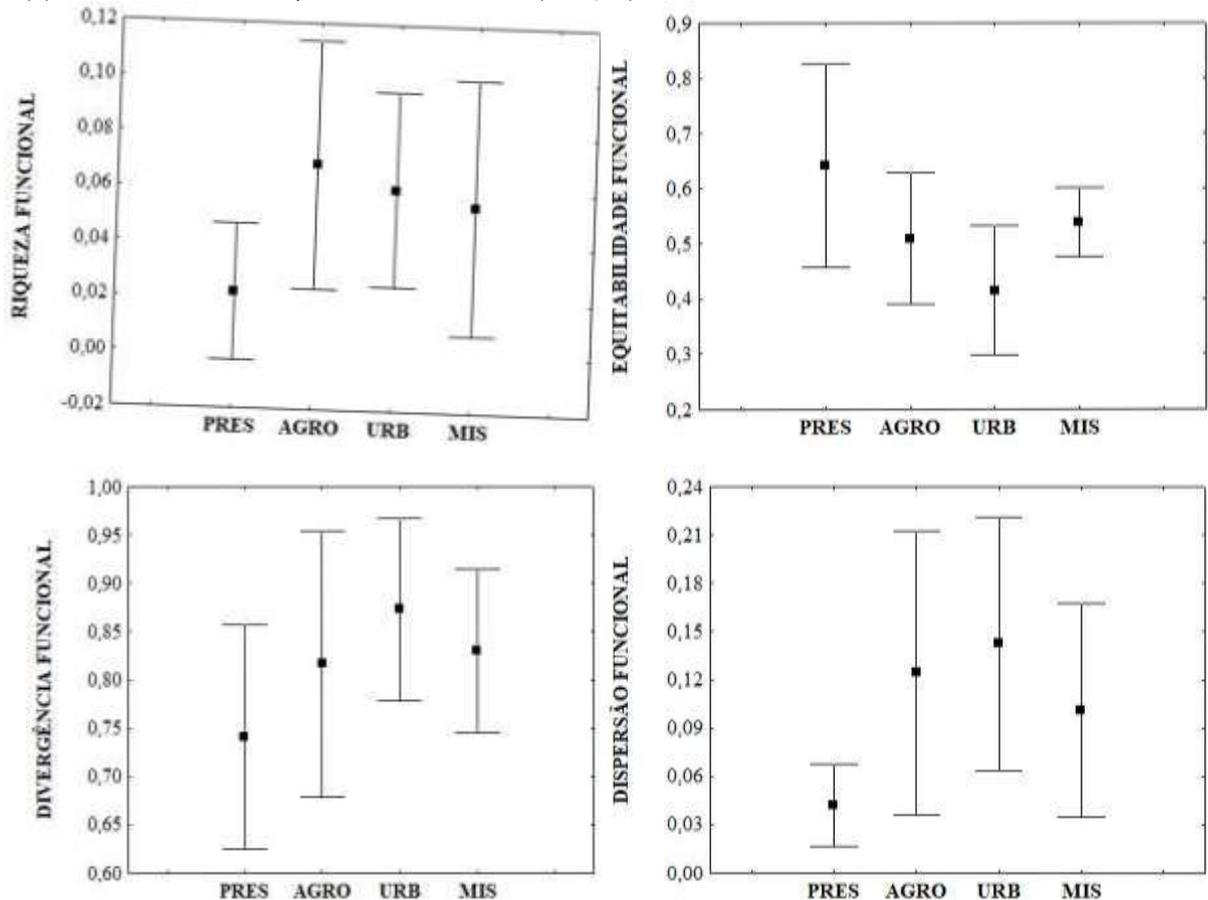
FONTE: A autora (2018)

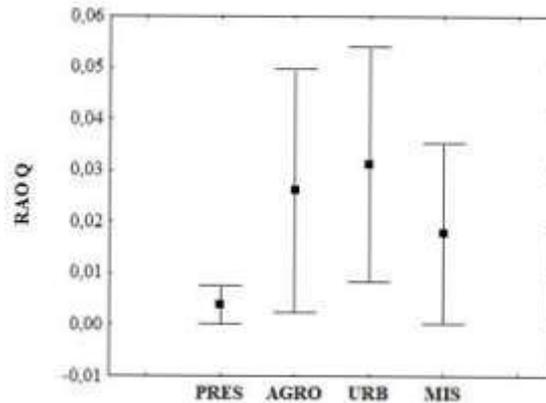
3.2 MÉTRICAS DE DIVERSIDADE FUNCIONAL

Diferenças significativas ($p\text{-perm} < 0.05$) foram observadas para os índices funcionais entre os grupos de riachos. Comparações par a par *a posteriori* demonstraram que o grupo de

riachos “Preservados” diferiu do grupo de riachos “Urbanos” ($p=0,02$). A Análise de Similaridade demonstrou que a equitabilidade funcional e a divergência funcional foram os índices que mais contribuíram para a diferenciação dos dois grupos (Tabela 7). O grupo de riachos “Preservados” apresentou os maiores valores médios de equitabilidade funcional e menores valores de divergência funcional, enquanto o grupo de riachos “Urbanos” apresentou os maiores valores médios de divergência funcional e menores valores de equitabilidade funcional (Figura 4).

FIGURA 4 – MÉDIA (■) E DESVIO PADRÃO (⊥) DA RIQUEZA FUNCIONAL, EQUITABILIDADE FUNCIONAL, DIVERGÊNCIA FUNCIONAL, DISPERSÃO FUNCIONAL E DIVERSIDADE DE RAO’Q, PARA OS GRUPOS PRESERVADO (PRES), AGROPECUÁRIO (AGRO), URBANO (URB) e MISTO (MIS) e. (*)= INDICA DIFERENÇA SIGNIFICATIVA ($P= 0,02$) ENTRE OS GRUPOS.





FONTE: A autora (2018)

TABELA 6 – VALORES MÉDIOS DOS ÍNDICES DE DIVERSIDADE FUNCIONAL (DF= DIVERSIDADE FUNCIONAL; FEVE= EQUITABILIDADE FUNCIONAL; FDiv= DIVERGÊNCIA FUNCIONAL; FDis= DISPERSÃO FUNCIONAL; FRic= RIQUEZA FUNCIONAL; RAOQ= ENTROPIA QUADRÁTICA DE RAO) E RESULTADO DA ANÁLISE DE SIMPER PARA A DISSIMILARIDADE DOS ÍNDICES ENTRE OS GRUPOS PRESERVADOS E URBANOS. EM DESTAQUE ESTÃO AS CLASSES DE OCUPAÇÃO COM MAIOR CONTRIBUIÇÃO (%) PARA A DISSIMILARIDADE ENTRE OS GRUPOS.

Índices DF	Valor médio dos índices		Contribuição (%)	Contribuição Acumulada (%)
	Preservado	Urbano		
FEve	0,642	0,416	41*	41
FDiv	0,741	0,873	28*	69
FDis	0,042	0,143	18	87
FRic	0,022	0,060	8	95
RaoQ	0,004	0,031	5	100

FONTE: A autora (2018)

3.3 CARACTERIZAÇÃO FUNCIONAL DA ICTIOFAUNA

Diferenças significativas ($p\text{-perm} < 0,03$) foram observadas para a estrutura funcional entre os grupos de riachos. Comparações par a par *a posteriori* entre os traços funcionais, demonstraram que o grupo de riachos “Preservados” diferiu do grupo de riachos “Urbanos” ($p < 0,02$). A análise de similaridade demonstrou que os traços funcionais desova parcelada, tolerante, não migrador, cuidado parental, fecundação interna, invertívoro/detrítívoro e boca superior, foram os que mais contribuíram para a dissimilaridade entre os dois grupos (Tabela 8), sendo que estes traços foram dominantes no grupo de riachos “Urbanos” e pouco abundantes no grupo de riachos “Preservados” (Anexo 4).

TABELA 8 – ABUNDÂNCIA RELATIVA DOS TRAÇOS FUNCIONAIS E RESULTADOS DA ANÁLISE DE SIMPER PARA A DISSIMILARIDADE DOS TRAÇOS FUNCIONAIS ENTRE OS GRUPOS PRESERVADO E URBANO. (*)= INDICA AS CLASSES DE OCUPAÇÃO COM MAIOR CONTRIBUIÇÃO (%) PARA A DISSIMILARIDADE ENTRE OS GRUPOS.

Traço funcional	Abundância relativa (%)		Contribuição (%)	Contribuição Acumulada (%)
	Preservado	Urbano		
Desova Parcelada	48	93	13,38*	13,38
Tolerante	23	93	12,56*	25,94
Sedentário	27	91	12,44*	38,38
Cuidado Parental	25	90	12,43*	50,81
Invertívoro/Detritívoro	15	82	12,29*	63,10
Fecundação Interna	13	82	12,29*	75,39
Boca Superior	0	63	11,59*	86,98
Boca Terminal	63	30	2,45	89,43
Fecundação Externa	87	18	1,90	91,33
Sem Cuidado Parental	75	10	1,59	92,92
Desova Total	52	7	1,57	94,49
Sensível	77	7	1,44	95,93
Pequeno Migrador	73	5	1,41	97,34
Invertívoro/Herbívoro	43	5	1,33	98,67
Detritívoro/Herbívoro	3	6	0,29	98,96
Boca Inferior	3	7	0,29	99,25
Carnívoro	5	5	0,19	99,44
Grande Migrador	0	4	0,18	99,62
Boca Subterminal	33	0	0,17	99,79
Invertívoro	25	2	0,17	99,96
Peso	-	-	0,02	99,98
Onívoro	9	0	0,01	99,99
Tamanho	-	-	0,01	100

FONTE: A autora (2018)

4 DISCUSSÃO

Nosso estudo demonstra que a urbanização exerce maior influência sobre a estrutura funcional das assembleias de peixes quando comparados aos potenciais efeitos sinérgicos de diferentes usos e ocupação do solo. Neste cenário, o desenvolvimento urbano destaca-se, pois, influencia fortemente as comunidades biológicas, criando habitats homogêneos e por consequência elevando a frequência de características adaptadas ao meio urbano (MCKINNEY, 2006; BOOTH et al., 2016). Logo, as variações observadas na equitabilidade e divergência funcional entre os ambientes “Preservado” e “Urbano”, indicam que, alterações ambientais decorrentes da urbanização favorecem um determinado conjunto de características, as quais promovem uma distribuição menos uniforme das abundâncias no espaço funcional das assembleias.

A estrutura funcional observada nos riachos urbanos deste estudo é fortemente afetada pela dominância de poucas espécies não nativas (ex. *Poecilia reticulata*), e de um conjunto específico de traços relacionados a estas espécies dominantes, promovendo a substituição de grupos funcionais mais sensíveis por aqueles mais resistentes a alterações do habitat. Ambientes aquáticos urbanos são caracterizados por distúrbios peculiares, intensos e semelhantes em todo o mundo (“Síndrome dos rios urbanos” – MEYER; PAUL; TAULBEE, 2005; WALSH et al., 2005) que acabam por favorecer traços funcionais específicos, privilegiando espécies com maior plasticidade trófica, melhor *fitness* reprodutivo e tolerantes a alterações físicas e químicas do habitat (CUNICO; ALLAN; AGOSTINHO, 2011; BONATO; DELARIVA; SILVA, 2012; ZENI; CASATTI, 2014; TERESA; CASATTI; CIANCIARUSO, 2015; LISI, et al., 2018).

Tal tendência foi observada em nossos resultados onde os traços funcionais que mais contribuíram para dissimilaridade entre os ambientes preservados e urbanos foram “invertívoro/detrítívoro”, caracterizado pela ampla plasticidade trófica, que confere uma maior probabilidade de obterem alimentos em circunstâncias onde ocorre redução da variedade e quantidade de recursos; “desova parcelada”, “fecundação interna” e “cuidado parental”, características que conferem aos organismos uma maior plasticidade reprodutiva, fazendo com que possam iniciar o período reprodutivo quando as condições ambientais forem mais convenientes, assim como evitar a exposição precoce de fases jovens de peixes à poluentes, (MORGAN; RASIN; NOE, 1983; MCLEAY, et al., 1987; NEWCOMBE; JENSEN, 1996; BURKHEAD; JELKS, 2001; SUEDEL; WILKENS; KENNEDY, 2017); e “tolerantes”, propiciando resistência a depleções de oxigênio decorrentes do aporte de matéria orgânica proveniente da descarga de efluentes e do escoamento superficial nos riachos urbanos (DAGA et al., 2012). Desta forma, este conjunto específico de traços funcionais impõe a ocupação de determinados nichos e a subutilização de outros, resultando em uma baixa complementariedade no uso do espaço funcional e facilitando a invasão por espécies não nativas oportunistas, como a espécie *Poecilia reticulata* (CUNICO et al. 2011; 2012; RUARO et al., 2018).

Esta redução na complementariedade no uso do espaço funcional pela dominância de espécies não nativas oportunistas, reflete-se na baixa equitabilidade funcional observada nos ambientes urbanos. Reduções na equitabilidade funcional, especialmente quando a riqueza funcional permanece constante, podem estabelecer nichos não ocupados por espécies locais e facilitar a invasão por espécies não nativas, as quais são mais tolerantes e tendem a ter maior sucesso de colonização (LEITÃO et al. 2018). A elevada dominância observada nos riachos urbanos indica uma maior vulnerabilidade das funções do ecossistema frente extinções locais

(VILLÉGER, et al., 2017), uma vez que a perda ou redução de determinado grupo pode ter um efeito negativo no metabolismo do ecossistema, nas dinâmicas de ciclagem de nutrientes e na produtividade primária (MEYER; PAUL; TAULBEE, 2005; CARDINALE et al., 2012; GROFFMAN et al., 2014; COSTA-PEREIRA; GALETTI, 2015; LAURETO; CIANCIARUSO; SAMIA, 2015). De maneira oposta, a regularidade da distribuição da abundância no espaço funcional observada nos riachos preservados, demonstra uma melhor complementariedade no uso dos recursos, o que contribui para a capacidade de resiliência desses ecossistemas (PETCHEY, 2003).

Da mesma forma, o conjunto específico de traços relacionados a estas espécies dominantes, estabelece uma alta divergência funcional devido as espécies mais abundantes apresentarem valores extremos de características funcionais, indicando certa diferenciação de nicho dentro da comunidade (VILLÉGER; MASON; MOUILLOT, 2008). Neste sentido, a pressão competitiva tende a atuar como uma força seletiva, levando os organismos a se diferenciarem nas dimensões de nicho que estão sofrendo pressão, consequentemente aumentando a divergência funcional pelo aumento de traços funcionais mais adaptados (COMTE et al., 2016).

A natureza multifacetada dos efeitos do uso do solo no habitat e estrutura das assembleias de peixes em riachos é amplamente reconhecida e neste sentido nosso trabalho reforça a importância da abordagem funcional como ferramenta para compreender os impactos da urbanização nos ecossistemas aquáticos, gerando informações importantes para a gestão desses ambientes e da sua biodiversidade, bem como dos serviços ambientais que eles proporcionam.

5 CONCLUSÃO

Este estudo demonstra que a ocupação urbana exerce maior influência sobre a estrutura funcional das assembleias de peixes quando comparado aos potenciais efeitos sinérgicos de diferentes usos. As variações dos índices de diversidade funcional (equitabilidade e divergência) observadas entre os grupos “Preservado” e “Urbano”, indicam que, alterações ambientais decorrentes da urbanização favorecem um determinado conjunto de características e introduzem novos traços através da diferenciação de nicho.

REFERÊNCIAS

- AGOSTINHO, A. A.; JÚLIO JR., H. F. Peixes da bacia do alto rio Paraná. In: R. H. LOWE-MCCONNEL (Ed.). **Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais**. São Paulo, Edusp, p. 374-400, 1999.
- ALLAN, J. D. Landscapes and riverscapes: the influence of land use on stream ecosystem. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 35, p. 257-284, 2004.
- ANDERSON, M. J. Permutation tests for univariate or multivariate analysis of variance and regression. **Canadian journal of fisheries and aquatic sciences**, v. 58, n. 3, p. 626-639, 2001.
- ARANTES, C. C.; WINEMILLER, K. O.; PETRERE, M.; CASTELLO, L.; HESS, L. L.; FREITAS, C. E. Relationships between forest cover and fish diversity in the Amazon River floodplain. **Journal of Applied Ecology**, v. 55, p. 386-395, 2017.
- AVMA PANEL ON EUTHANASIA. AMERICAN VETERINARY MEDICAL ASSOCIATION et al. 2000 Report of the AVMA Panel on Euthanasia. **Journal of the American Veterinary Medical Association**, v. 218, n. 5, p. 669, 2001.
- BOIVIN, N. L.; ZEDER, M. A.; FULLER, D. Q.; CROWTHER, A.; LARSON, G.; ERLANDSON, J. M.; PETRAGLIA, M. D. Ecological consequences of human niche construction: Examining long-term anthropogenic shaping of global species distributions. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 113, n. 23, p. 6388-6396, 2016.
- BONATO, K. O.; DELARIVA, R. L.; DA SILVA, J. C. Diet and trophic guilds of fish assemblages in two streams with different anthropic impacts in the northwest of Paraná, Brazil. **Zoologia**, v. 29, n. 1, 2012.
- BONN, A., GASTON, K.J. Capturing biodiversity: selecting priority areas for conservation using different criteria. **Biodiversity Conservation**, v. 14, p. 1083–1100, 2005.
- BOOTH, D. B.; ROY, A. H.; SMITH, B.; CAPPS, K. A. Global perspectives on the urban stream syndrome. **Freshwater Science**, v. 35, n. 1, p. 412-420, 2016.
- BOTTA-DUKÁT, Z. Rao's quadratic entropy as a measure of functional diversity based on multiple traits. **Journal of Vegetation Science**. v. 16, p. 533-540, 2005.
- BRITSKI, H. A.; SILIMON, KZS; LOPES, B. S. Manual de identificação de peixes do Pantanal. **Embrapa, Brasília, DF**, 1999.

CADOTTE, M. W.; CARSCADDEN, K.; MIROTCHEV, N. Beyond species: functional diversity and the maintenance of ecological processes and services. **Journal of applied ecology**, v. 48, n. 5, p. 1079-1087, 2011.

CAPPS, K. A.; BENTSEN, C. N.; RAMÍREZ, A. Poverty, urbanization, and environmental degradation: urban streams in the developing world. **Freshwater Science**, v. 35, n. 1, p. 429-435, 2016.

CARDINALE, B. J.; DUFFY, J. E.; GONZALEZ, A.; HOOPER, D. U.; PERRINGS, C.; VENAIL, P.; KINZIG, A. P. Biodiversity loss and its impact on humanity. **Nature**, v. 486, n. 7401, 59-67, 2012.

CASATTI, L.; TERESA, F. B.; DE OLIVEIRA ZENI, J.; RIBEIRO, M. D.; BREJAO, G. L.; CENEVIVA-BASTOS, M. More of the same: high functional redundancy in stream fish assemblages from tropical agroecosystems. **Environmental management**, v. 55, n. 6, p. 1300-1314, 2015.

CLARKE, K. R. Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. **Australian journal of ecology**, v. 18, n. 1, p. 117-143, 1993.

COMTE, L.; CUCHEROUSSET, J.; BOULÊTREAU, S.; OLDEN, J. D. Resource partitioning and functional diversity of worldwide freshwater fish communities. **Ecosphere**, v. 7, n. 6, 2016.

CORNWELL, W. K., SCHWILK, L. D. W.; ACKERLY, D. D. A trait-based test for habitat filtering: convex hull volume. **Ecology**, v. 87, p. 1465–1471, 2006.

COSTA-PEREIRA, R.; GALETTI, M. Frugivore downsizing and the collapse of seed dispersal by fish. **Biological Conservation**, v. 191, p. 809-811, 2015.

CUNICO, A. M.; ALLAN, J. D.; AGOSTINHO, A. A. Functional convergence of fish assemblages in urban streams of Brazil and the United States. **Ecological Indicators**, v. 11, n. 5, p. 1354-1359, 2011.

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**, v. 105, p. 336-344, 2012.

CUNICO, A. M.; GUBIANI, É. A. Effects of land use on sediment composition in low-order tropical streams. **Urban Ecosystems**, v. 20, n. 2, p. 415-423, 2017.

DAGA, V. S.; GUBIANI, É. A.; CUNICO, A. M.; BAUMGARTNER, G. Effects of abiotic

variables on the distribution of fish assemblages in streams with different anthropogenic activities in southern Brazil. **Neotropical Ichthyology**, v. 10, n. 3, p. 643-652, 2012.

DÍAZ, S.; CABIDO, M. Vive la différence: plant functional diversity matters to ecosystem processes. **Trends in Ecology and Evolution**. v.16, n. 11, p. 646-655, 2001.

DÍAZ, S.; LAVOREL, S.; DE BELLO, F.; QUETIER, F.; GRIGULIS, K.; ROBSON, M. Incorporating plant functional diversity effects in ecosystem service assessments. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 104, p. 20684–20689, 2007.

FLYNN, D. F.; GOGOLPROKURAT, M.; NOGEIRE, T.; MOLINARI, N.; RICHERS, B. T.; LIN, B.; BDECLERCK, F. Loss of functional diversity under land use intensification across multiple taxa. **Ecology letters**, v. 12, n. 1, p. 22-33, 2009.

GRAÇA, W. J.; PAVANELLI, C. S. **Peixes da planície de inundação do alto rio Paraná e áreas adjacentes**. Maringá: Eduem. 2007. 241 p.

GROFFMAN, P. M.; CAVENDER-BARES, J.; BETTEZ, N. D.; GROVE, J. M.; HALL, S. J.; HEFFERNAN, J. B.; HOBBIE, S. E.; LARSON, K. L.; MORSE, J. L.; NEILL, C.; NELSON, K.; O'NEIL-DUNNE, J.; OGDEN, L.; PATAKI, D. E.; POLSKY, C.; CHOWDHURY, R. R.; STEELE, M. K. Ecological homogenization of urban USA. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 12, n. 1, p. 74-81, 2014.

HELMUS, M. R.; SAVAGE, K.; DIEBEL, M. W.; MAXTED, J. T.; IVES, A. R. Separating the determinants of phylogenetic community structure. **Ecology letters**, v. 10, n. 10, p. 917-925, 2007.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. Estimativas da população residente para os municípios e para as unidades da federação brasileiros com data de referência em 1º de julho de 2017. Rio de Janeiro: IBGE, 2017.

KJELLAND, M. E.; WOODLEY, C. M.; SWANNACK, T. M.; SMITH, D. L. A review of the potential effects of suspended sediment on fishes: potential dredging-related physiological, behavioral, and transgenerational implications. **Environment Systems and Decisions**, v. 35, n. 3, p. 334-350, 2015.

LALIBERTÉ, E.; LEGENDRE, P. A distance-based framework for measuring functional diversity from multiple traits. **Ecology**, v. 91, n. 1, p. 299-305, 2010.

LAURETO, L. M. O.; CIANCIARUSO, M. V.; SAMIA, D. S. M. Functional diversity: an overview of its history and applicability. **Natureza & Conservação**, v. 13, n. 2, p. 112-116,

2015.

LEDUC, A. O.; SILVA, E. M.; ROSENFELD, J. S. Effects of species vs. functional diversity: Understanding the roles of complementarity and competition on ecosystem function in a tropical stream fish assemblage. **Ecological indicators**, v. 48, p. 627-635, 2015.

LEITÃO, R. P.; ZUANON, J.; MOUILLOT, D., LEAL, C. G.; HUGHES, R. M.; KAUFMANN, P. R.; FERRAZ, S. F. Disentangling the pathways of land use impacts on the functional structure of fish assemblages in Amazon streams. **Ecography**, v. 41, n. 1, p. 219-232, 2018.

LISI, P. J.; CHILDRESS, E. S.; GAGNE, R. B.; HAIN, E. F.; LAMPHERE, B. A.; WALTER, R. P.; HOGAN, J. D.; GILLIAM, J. F.; BLUM, M. J.; MCINTYRE, P. B. Overcoming urban stream syndrome: Trophic flexibility confers resilience in a Hawaiian stream fish. **Freshwater Biology**, v. 63, n. 5, p. 492-502, 2018.

LU, Q.; JÜRGENS, M. D.; JOHNSON, A. C.; GRAF, C.; SWEETMAN, A.; CROSSE, J.; WHITEHEAD, P. Persistent Organic Pollutants in sediment and fish in the River Thames catchment (UK). **Science of the Total Environment**, v. 576, p. 78-84, 2017.

LYONS, J. Using the index of biotic integrity (IBI) to measure environmental quality in warmwater streams of Wisconsin. **General Technical Report NC-149. St. Paul, MN: US Dept. of Agriculture, Forest Service, North Central Forest Experiment Station**, v. 149, 1992.

MASON, N. W. H.; MOUILLOT, D.; LEE, W. G.; WILSON, J. B. Functional richness, functional evenness and functional divergence: the primary components of functional diversity. **Oikos**, v. 111, n. 1, p. 112- 118, 2005.

MAZZONI, R., MORAES, M., REZENDE, C. F., & MIRANDA, J. C. Alimentação e padrões ecomorfológicos das espécies de peixes de riacho do alto rio Tocantins, Goiás, Brasil. **Iheringia, Série Zoologia**, v. 100, n. 2, p. 162-168, 2010.

MCKINNEY, M. L. Urbanization as a major cause of biotic homogenization. **Biology Conservation**. v. 127, p. 247–260, 2006.

MEYER, J. L.; PAUL, M. J.; TAULBEE, W. K. Stream ecosystem function in urbanizing landscapes. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 24, p. 602–612, 2005.

MITCHELL, M. G. E.; SUAREZ-CASTRO, A. S. F. MARTINEZ-HARMS, M.; MARON, M., MCALPINE, C.; GASTON, K. J.; JOHANSEN, K.; RHODES, J. R. Reframing landscape fragmentation's effects on ecosystem services. **Trends in ecology & evolution**, v. 30, n. 4, p. 190-198, 2015.

MOUCHET, M. A.; VILLEGER, S.; MASON, N. W.; MOUILLOT, D. Functional diversity measures: an overview of their redundancy and their ability to discriminate community assembly rules. **Functional Ecology**, v. 24, n. 4, p. 867-876, 2010.

MOUILLOT, D.; DUMAY, O.; TOMASINI, J. A. Limiting similarity, niche filtering and functional diversity in coastal lagoon fish communities. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 71, n. 3-4, p. 443-456, 2007.

NEWCOMBE, C. P.; JENSEN, J. O. T. Channel suspended sediment and fisheries: a synthesis for quantitative assessment of risk and impact. **North American Journal of Fisheries Management**. v. 16, p. 693–727, 1996.

NICOLETE, D. A. P.; CARVALHO, T. M.; POLONIO, V. D.; LEDA, V. C.; ZIMBACK, C. R. L. **Delimitação automática de uma bacia hidrográfica utilizando MDE TOPODATA: aplicações para estudos ambientais na região da Cuesta de Botucatu – SP**. In: Anais XVII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto - SBSR, João Pessoa-PB, Brasil, 2015, INPE, p. 3988 – 3994.

NIMET, J.; DELARIVA, R. L.; WOLFF, L. L.; SILVA, J. C. D. Trophic structure of fish fauna along the longitudinal gradient of a first-order rural stream. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 27, n. 4, p. 381-393, 2015.

PAVOINE, S.; BONSALE, M. B. Measuring biodiversity to explain community assembly: a unified approach. **Biological Reviews**, v. 86, n. 4, p. 792-812, 2011.

PETCHEY, O. L. Integrating methods that investigate how complementarity influences ecosystem functioning. **Oikos**. v. 101, p. 323-330, 2003.

PETCHEY, O. L.; GASTON, K. J. Functional diversity: back to basics and looking forward. **Ecology Letters**. v. 9, p. 741–758, 2006.

POFF, N. L. Landscape filters and species traits: towards mechanistic understanding and prediction in stream ecology. **Journal of the North American Benthological Society**. v. 16, p. 391-409, 1997.

POFF, N. L.; ALLAN, J. D. Functional organization of stream fish assemblages in relation to hydrological variability. **Ecology**. v. 76, p. 606–627, 1995.

RAO, C. R. Diversity and Dissimilarity Coefficients: A Unified Approach. **Theoretical Population Biology**. v. 21, p. 24-43, 1982.

REIS, R.E.; KULLANDER, S.O.; FERRARIS, C.J. Check list of the freshwater fishes of South and Central America. Porto Alegre, **EDIPUCRS**, 2003.

RUARO, R.; MORMUL, R. P.; GUBIANI, É. A.; PIANA, P. A.; CUNICO, A. M.; DA GRAÇA, W. J. Non-native fish species are related to the loss of ecological integrity in Neotropical streams: a multimetric approach. **Hydrobiologia**, v. 817, n. 1, p. 413-430, 2018.

SAGOUIS, A.; JABOT, F.; ARGILLIER, C. Taxonomic vs. functional diversity metrics: how do fish communities respond to anthropogenic stressors in reservoirs? **Ecology of Freshwater Fish**. p. 1-15, 2016.

SECRETARIA DE ESTADO DO MEIO AMBIENTE E RECURSOS HÍDRICOS – SEMA **Bacias Hidrográficas Do Paraná**. v. 2, 2013. Disponível em: <http://www.meioambiente.pr.gov.br/arquivos/File/corh/Revista_Bacias_Hidrograficas_2015.pdf>

SOBRAL, F. L.; CIANCIARUSO, M. V. Estrutura filogenética e funcional de assembleias: (re)montando a ecologia de comunidades em diferentes escalas espaciais. **Bioscience Journal: Uberlândia**, v. 28, n. 4, p. 617-631, 2012.

SUEDEL, B. C.; WILKENS, J. L.; KENNEDY, A. J. Effects of suspended sediment on early life stages of smallmouth bass (*Micropterus dolomieu*). **Archives of environmental contamination and toxicology**, v. 72, n. 1, p. 119-131, 2017.

STATSOFT, I. STATISTICA (data analysis software system), version 7. Disponível em: <www.statsoft.com>.

STATZNER, B.; BIS, B.; DOLÉDEC, S.; USSEGLIO-POLATERA, P. Perspectives for biomonitoring at large spatial scales: a unified measure for the functional composition of invertebrate communities in European running waters. **Basic and Applied Ecology**, v. 2, n. 1, p. 73-85, 2001.

STRAHLER, A. N. Quantitative geomorphology of drainage basins and channel networks. In: **Handbook of applied hydrology: a compendium of water resources technology**. New York: Mc-Graw Hill, 1964. Cap IV, p. 39-75.

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**, v. 21, n. 3, p. 433-442, 2012.

TERESA, F. B.; CASATTI, L. Trait-based metrics as bioindicators: Responses of stream fish assemblages to a gradient of environmental degradation. **Ecological indicators**, v. 75, p. 249-258, 2017.

TERESA, F. B.; CASATTI, L.; CIANCIARUSO, M. V. Functional differentiation between fish assemblages from forested and deforested streams. **Neotropical Ichthyology**, 2015.

TOUSSAINT, A.; CHARPIN, N.; BROSSE, S.; VILLÉGER, S. Global functional diversity of freshwater fish is concentrated in the Neotropics while functional vulnerability is widespread. **Scientific reports**, v. 6, 2016.

VAZZOLER, A. E. A. M. Biologia da reprodução de peixes teleósteos: teoria e prática. **Maringá: Eduem**, v. 169, 1996.

VILLÉGER, S.; BROSSE, S.; MOUCHET, M.; MOUILLOT, D.; VANNI, M. J. Functional ecology of fish: current approaches and future challenges. **Aquatic Sciences**, v. 79, n. 4, p. 783-801, 2017.

VILLÉGER S.; MASON N.W.; MOUILLOT D. New multidimensional functional diversity indices for a multifaceted framework in functional ecology. **Ecology**, v. 89, p. 2290-2301, 2008.

VILLENEUVE, B; SOUCHONA, Y.; USSEGLIO-POLATERAB, P.; FERRÉOLA, M.; VALETTE, L. Can we predict biological condition of stream ecosystems? A multi-stressors approach linking three biological indices to physico-chemistry, hydromorphology and land use. **Ecological Indicators**, v. 48, p. 88–98, 2015.

WALSH, C.J.; ROY, A.H.; FEMINELLA, J.W.; COTTINGHAM, P.D.; GROFFMAN, P.M.; MORGAN II, R.P. The urban stream syndrome: current knowledge and the search for a cure. **Journal of the North American Benthological Society**. v. 24, p. 706-723, 2005.

WILKINSON, C. L.; YEO, D. C.; TAN, H. H.; FIKRI, A. H.; EWERS, R. M. Land-use change is associated with a significant loss of freshwater fish species and functional richness in Sabah, Malaysia. **Biological Conservation**, v. 222, p. 164-171, 2018.

ZENI, J. O.; CASATTI, L. The influence of habitat homogenization on the trophic structure of fish fauna in tropical streams. **Hydrobiologia**, v. 726, n. 1, p. 259-270, 2014.

ANEXOS

ANEXO 1 – ÁREA RELATIVA (%) DAS CLASSES DE USO E OCUPAÇÃO DO SOLO DAS 24 MICROBACIAS AMOSTRADAS E CLASSIFICAÇÃO FINAL REALIZADA ATRAVÉS DA ANÁLISE DE AGRUPAMENTO (EM DESTAQUE ESTÃO AS CLASSES PREDOMINANTES).

Código	Local	Veg	Aqui	Plan	Past	Pere	ExpUrb	Infr	Classe
1	Água Pirapó	5.9	0.0	19.3	4.1	0.2	0.0	70.5	Urbano
2	Água Queçaba	6.0	0.1	72.1	5.7	0.0	0.0	16.1	Agro
3	Água Roseira	14.7	0.0	60.2	8.3	0.0	0.0	16.8	Agro
4	Guaiapó	4.8	0.5	10.6	3.2	0.0	12.4	68.5	Urbano
5	Mandacaru	5.1	0.0	11.7	8.3	0.0	0.1	74.9	Urbano
6	Miosótis	5.5	0.0	36.5	3.6	0.0	0.0	54.4	Misto
7	Nazaré	17.0	0.0	0.0	6.7	2.0	0.1	74.1	Urbano
8	Remo	9.6	0.6	73.1	3.8	9.9	1.9	1.0	Agro
9	Romeira	9.6	0.4	84.3	0.8	1.5	1.1	2.3	Agro
10	Zaúna	13.9	0.3	77.5	2.4	0.0	3.8	2.0	Agro
11	Preservado 1	52.5	0.0	47.5	0.0	0.0	0.0	0.0	Preservado
12	Preservado 2	54.7	0.2	44.3	0.0	0.9	0.0	0.0	Preservado
13	Preservado 3	72.5	0.1	27.3	0.1	0.0	0.0	0.0	Preservado
14	Rural 1	1.7	1.2	90.5	0.5	5.8	0.1	0.2	Agro
15	Rural 2	33.2	0.2	45.1	21.6	0.0	0.0	0.0	Misto
16	Rural 3	21.7	0.1	74.6	1.9	0.0	0.0	1.7	Agro
17	Urbano 1	21.2	0.2	18.8	11.4	2.8	0.0	45.5	Urbano
18	Urbano 2	26.7	0.3	44.7	0.0	0.0	0.0	28.3	Misto
19	Urbano 3	24.8	0.4	36.1	7.5	0.0	0.2	31.0	Misto
20	Jequitibá	6.4	0.4	6.1	7.4	0.0	1.9	77.7	Urbano
21	São Francisco	2.4	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	97.6	Urbano
22	Pinheirinho	4.8	0.0	42.0	0.4	2.6	4.0	46.2	Misto
23	Poço Preto	100.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	Preservado
24	Dourado	24.9	2.9	53.0	2.0	0.0	15.8	1.4	Misto

ANEXO 2 – ORDENAMENTO TAXONÔMICO DAS ESPÉCIES AMOSTRADAS; ABUNDÂNCIA TOTAL DAS ESPÉCIES E ABUNDÂNCIA DE CADA AGRUPAMENTO (URBANO, MISTO, AGROPECUÁRIO, PRESERVADO).

Espécies	Urbano	Misto	Agropecuário	Preservado	Total
Paradontidae					
<i>Apareiodon ibitiensis</i> (Amaral Campos, 1944)	0	4	0	0	4
<i>Apareiodon piracicabae</i> (Eigenmann, 1907)	0	0	1	0	1
<i>Apareiodon</i> sp.	0	0	6	0	6
Prochilodontidae					
<i>Prochilodus lineatus</i> (Valenciennes, 1837)	10	0	0	0	10
Crenuchidae					
<i>Characidium</i> aff. <i>zebra</i> (Eigenmann, 1909)	94	5	347	0	446
<i>Characidium</i> sp. 1	1	2	1	41	45
Characidae					
<i>Astyanax</i> sp.	0	94	0	0	94
<i>Astyanax</i> sp. 1	0	9	0	611	620
<i>Astyanax</i> sp. 2	0	80	0	0	80
<i>Astyanax</i> sp. 3	0	154	0	1	155
<i>Astyanax</i> aff. <i>fasciatus</i> (Cuvier, 1829)	104	132	1251	0	1487
<i>Astyanax</i> aff. <i>paranae</i> (Eigenmann, 1914)	282	1610	220	0	2112
<i>Astyanax lacustris</i> (Lütken, 1875)	834	190	252	3	1279
<i>Astyanax bifasciatus</i> (Garavello & Sampaio, 2010)	1	174	85	142	402
<i>Astyanax bockmanni</i> (Vari & Castro, 2007)	0	0	66	0	66
<i>Bryconamericus</i> aff. <i>iheringi</i> (Boulenger, 1887)	7	0	0	0	7
<i>Bryconamericus ikaa</i> (Casciotta, Almirón & Azpelicueta, 2004)	6	13	0	0	19
<i>Bryconamericus pyahu</i> (Azpelicueta, Casciotta & Almirón, 2003)	0	8	52	30	90
<i>Hyphessobrycon</i> cf. <i>luetkenii</i> (Boulenger, 1887)	0	33	0	0	33
<i>Piabarchus stramineus</i> (Eigenmann, 1908)	0	4	253	0	257
<i>Piabina</i> sp.	0	0	144	0	144
<i>Serrapinnus notomelas</i> (Eigenmann, 1915)	6	0	16	0	22
Erythrinidae					
<i>Erythrinus erythrinus</i> (Bloch & Schneider, 1801)	1	2	0	0	3
<i>Hoplias</i> sp.	0	0	1	1	2
<i>Hoplias</i> sp. 1	2	4	0	0	6
<i>Hoplias</i> sp. 2	9	1	0	0	10
<i>Hoplias</i> sp. 3	2	3	0	0	5
<i>Hoplias</i> aff. <i>malabaricus</i> , (Bloch, 1794)	5	0	5	0	10
Trichomycteridae					
<i>Trichomycterus</i> sp.	28	113	0	225	366
<i>Trichomycterus davis</i> (Haseman, 1911)	0	58	0	17	75
<i>Trichomycterus diabolus</i> (Bockmann, Casatti & de Pinna, 2004)	1367	0	34	0	1401
<i>Trichomycterus stawiarski</i> (Miranda Ribeiro, 1968)	0	2	3	28	33
<i>Trichomycterus taroba</i> (Wosiacki & Garavello, 2004)	0	0	13	133	146

Espécies	Urbano	Misto	Agropecuário	Preservado	Total
Callichthyidae					
<i>Callychthys callychthys</i> (Linnaeus, 1758)	3	0	2	0	5
<i>Corydoras aeneus</i> (Gill, 1858)	0	0	272	0	272
<i>Corydoras carlae</i> (Nijssen & Isbrücker, 1983)	1	0	0	98	99
<i>Corydoras cf. paleatus</i> (Jenyns, 1842)	0	0	0	53	53
Loricariidae					
<i>Ancistrus mullerae</i> (Bifi, Pavanelli & Zawadzki, 2009)	26	6	0	12	44
<i>Hypostomus ancistroides</i> (Ihering, 1911)	1904	508	758	0	3170
<i>Hypostomus albopunctatus</i> (Regan, 1908)	0	11	0	1	12
<i>Hypostomus aff. strigaticeps</i> (Regan, 1908)	77	37	35	0	149
<i>Hypostomus commersoni</i> (Valenciennes, 1836)	0	1	0	3	4
<i>Hypostomus derbyi</i> (Haseman, 1911)	8	6	0	0	14
<i>Hypostomus myersi</i> (Gosline, 1947)	0	3	0	0	3
<i>Hypostomus nigromaculatus</i> (Schubart, 1964)	0	0	50	0	50
<i>Hypostomus</i> sp.	4	4	8	0	16
<i>Hisonotus</i> sp.	0	1	1	42	44
<i>Hisonotus yasi</i> (Almirón, Azpelicueta & Casciotta, 2004)	0	0	2	0	2
<i>Neoplecortomus</i> sp.	0	0	1	0	1
<i>Rineloricaria</i> sp.	51	0	17	0	68
Heptapteridae					
<i>Cetopsorhamdia iheringi</i> (Schubart & Gomes, 1959)	374	209	67	0	650
<i>Imparfinis borodini</i> (Mees & Cala, 1989)	0	0	35	0	35
<i>Imparfinis mirini</i> (Haseman, 1911)	349	75	1383	0	1807
<i>Imparfinis schubarti</i> (Gomes, 1956)	4	0	0	0	4
<i>Heptapterus stewarti</i> (Haseman, 1911)	0	10	0	0	10
<i>Heptapterus mustelinus</i> (Valenciennes, 1835)	0	58	0	0	58
<i>Pimelodella avanhandavae</i> (Eigenmann, 1917)	0	0	27	0	27
<i>Pimelodella gracilis</i> (Valenciennes, 1835)	17	0	0	0	17
<i>Phenacorhamdia tenebrosa</i> (Schubart, 1964)	13	1	212	0	226
<i>Rhamdia quelen</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	1392	454	237	0	2083
<i>Rhamdia branneri</i> (Haseman, 1911)	0	13	0	0	13
<i>Rhamdia voulezi</i> (Haseman, 1911)	10	145	2	84	241
Gymnotidae					
<i>Gymnotus inaequilabiatus</i> (Valenciennes, 1839)	7	29	29	0	65
<i>Gymnotus pantanal</i> (Fernandes, Albert, Daniel-Silva, Lopes, Crampton & Almeida-Toledo, 2005)	0	15	0	0	15
<i>Gymnotus sylvius</i> (Albert & Fernandes-Matioli, 1999)	40	81	3	0	124
<i>Gymnotus</i> sp.	1	0	3	0	4
Poeciliidae					
<i>Phalloceros harpagos</i> (Lucinda, 2008)	5980	290	8	227	6505

Espécies	Urbano	Misto	Agropecuário	Preservado	Total
<i>Poecilia reticulata</i> (Peters, 1859)	19811	2875	3941	2	26629
<i>Xiphophorus hellerii</i> (Heckel, 1848)	0	8	0	0	8
Cichlidae					
<i>Crenicichla</i> aff. <i>britskii</i> (Kullander, 1982)	0	20	8	1	29
<i>Crenicichla iguassuensis</i> (Haseman, 1911)	16	0	0	0	16
<i>Cichlasoma paranaense</i> (Kullander, 1983)	2	2	0	0	4
<i>Geophagus brasiliensis</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	16	1	43	0	60
<i>Oreochromis niloticus</i> (Linnaeus, 1758)	51	48	11	0	110
Synbranchidae					
<i>Synbranchus marmoratus</i> (Bloch, 1795)	38	25	21	6	90

ANEXO 3 – TRAÇOS FUNCIONAIS DAS ESPÉCIES UTILIZADOS PARA O CÁLCULO DAS MÉTRICAS DE DIVERSIDADE FUNCIONAL. CAR: CARNÍVORO; DET/HER: DETRITÍVORO/HERBÍVORO; ONI: ONÍVORO; INV: INVERTÍVORO; INV/DET: INVERTÍVOTO/DETRITÍVORO; INV/HER: INVERTÍVORO/HERBÍVORO; CCP: COM CUIDADO PARENTAL; SCP: SEM CUIDADO PARENTAL; FI: FECUNDAÇÃO INTERNA; FE: FECUNDAÇÃO EXTERNA; DTOT: DESOVA TOTAL; DPAR: DESOVA PARCELADA; SED: SEDENTÁRIO; PMIG: PEQUENO MIGRADOR; GMIG: GRANDE MIGRADOR; BSUP: BOCA SUPERIOR; BTER: BOCA TERMINAL; BSUB: BOCA SUBTERMINAL; BINF: BOCA INFERIOR; TOL: TOLERANTE A HIPÓXIA; SEN: SENSÍVEL A HIPÓXIA; TAMANHO MÉDIO (CM) E PESO MÉDIO (G). (Continua)

Espécies	Car	Det/her	Oni	Inv	Inv/det	Inv/her	CCP	SCP	FI	FE	Dtot	Dpar	Sed	Pmig	Gmig	Bsup	Bter	Bsub	Binf	Tol	Sen	Tamanho	Peso	
<i>A. mullerae</i>		x					x			x	x		x							x	x		3,48	2,75
<i>A. ibitiensis</i>		x						x		x		x						x				x	7,93	10,19
<i>A. piracicabae</i>		x						x		x		x						x				x	3,40	0,64
<i>Apareiodon</i> sp.		x						x		x		x						x				x	4,80	2,64
<i>A. bockmanni</i>						x		x		x	x						x					x	5,66	8,00
<i>A. aff. fasciatus</i>						x		x		x		x					x					x	4,51	3,90
<i>A. aff. paranae</i>						x		x		x	x						x					x	4,07	3,11
<i>A. bifasciatus</i>						x		x		x	x						x					x	4,23	2,76
<i>A. lacustris</i>						x		x		x		x					x					x	5,66	8,00
<i>Astyanax</i> sp.						x		x		x	x						x					x	5,14	3,82
<i>Astyanax</i> sp.1						x		x		x	x						x					x	5,48	4,55
<i>Astyanax</i> sp.2						x		x		x	x						x					x	5,26	4,32
<i>Astyanax</i> sp.3						x		x		x	x						x					x	4,69	2,59
<i>B. aff. iheringii</i>						x		x		x		x						x				x	4,21	2,53
<i>B. ikaa</i>			x					x		x		x						x				x	4,41	1,95
<i>B. pyahu</i>						x		x		x		x						x				x	3,55	0,96
<i>C. callichthys</i>			x				x			x	x							x				x	6,64	13,60
<i>C. iheringi</i>				x				x		x		x	x					x				x	4,78	2,72
<i>C. aff. zebra</i>				x				x		x		x	x					x				x	3,94	1,58
<i>Characidium</i> sp.				x				x		x		x	x					x				x	5,17	2,40
<i>C. paranaense</i>	x							x		x		x										x	4,48	6,49
<i>C. aeneus</i>			x					x		x	x		x					x				x	2,99	1,64

(Continuação)

Espécies	Car	Det/her	Oni	Inv	Inv/det	Inv/her	CCP	SCP	FI	FE	Dtot	Dpar	Sed	Pmig	Gmig	Bsup	Bter	Bsub	Binf	Tol	Sen	Tamanho	Peso
<i>C. carlae</i>			x				x			x	x		x					x	x			4,00	1,91
<i>C. cf. paleatus</i>			x				x			x	x		x					x	x			3,33	1,77
<i>C. britskii</i>				x			x			x	x			x			x				x	6,81	8,42
<i>C. iguassuensis</i>	x						x			x	x			x			x				x	9,56	15,60
<i>E. erythrinus</i>	x						x			x		x		x			x			x		9,17	25,50
<i>G. brasiliensis</i>			x				x			x		x		x			x			x		7,68	32,18
<i>G. inaequilabiatus</i>	x						x			x		x	x			x				x		6,97	16,83
<i>G. pantanal</i>	x						x			x		x	x			x				x		11,02	14,31
<i>Gymnotus</i> sp.	x						x			x		x	x			x				x		13,94	18,81
<i>G. sylvius</i>	x						x			x		x	x			x				x		11,50	22,12
<i>H. aff. mustelinus</i>				x				x		x		x	x				x				x	7,48	5,23
<i>H. stewarti</i>				x				x		x		x	x				x				x	8,75	5,54
<i>Hisonotus</i> sp.		x					x			x		x	x						x		x	3,05	0,54
<i>H. yasi</i>		x					x			x		x	x						x		x	2,78	0,50
<i>H. malabaricus</i>	x						x			x		x		x			x			x		11,01	52,92
<i>Hoplias</i> sp.	x						x			x		x		x			x			x		11,01	52,92
<i>Hoplias</i> sp.1	x						x			x		x		x			x			x		12,23	62,29
<i>Hoplias</i> sp.2	x						x			x		x		x			x			x		12,44	64,24
<i>Hoplias</i> sp.3	x						x			x		x		x			x			x		8,70	21,61
<i>H. cf. luetkenii</i>						x		x		x		x	x				x				x	3,40	0,96
<i>H. aff. strigaticeps</i>		x					x			x	x		x						x	x		9,58	51,59
<i>H. albopunctatus</i>		x					x			x	x		x						x		x	6,50	10,90
<i>H. ancistroides</i>		x					x			x	x		x						x	x		4,99	7,06
<i>H. commersoni</i>		x					x			x	x		x						x	x		5,19	4,86
<i>H. derbyi</i>		x					x			x	x		x						x	x		5,51	7,52
<i>H. myersi</i>		x					x			x	x		x						x		x	10,97	31,37
<i>H. nigromaculatus</i>		x					x			x	x		x						x		x	3,74	3,19

(Conclusão)

Espécies	Car	Det/her	Oni	Inv	Inv/det	Inv/her	CCP	SCP	FI	FE	Dtot	Dpar	Sed	Pmig	Gmig	Bsup	Bter	Bsub	Binf	Tol	Sen	Tamanho	Peso
<i>Hypostomus</i> sp.		x					x		x	x			x						x		x	3,55	3,59
<i>I. borodini</i>						x	x		x			x	x				x				x	10,48	12,99
<i>I. mirini</i>						x	x		x			x	x				x				x	4,25	1,50
<i>I. schubarti</i>						x	x		x			x	x				x				x	4,18	1,28
<i>Neoplecortomus</i> sp.		x					x		x			x	x						x		x	4,50	1,87
<i>O. niloticus</i>			x				x		x			x	x				x			x		6,86	25,71
<i>P. harpagos</i>						x	x		x			x	x				x			x		1,94	0,24
<i>P. tenebrosa</i>				x				x	x			x	x				x				x	5,09	1,69
<i>P. stramineus</i>						x		x	x			x		x				x			x	4,26	1,92
<i>Piabina</i> sp.		x						x	x			x		x				x		x		4,24	2,31
<i>P. gracilis</i>				x				x	x			x		x			x				x	5,63	3,04
<i>P. avanhandavae</i>				x				x	x			x		x			x				x	6,99	7,02
<i>P. reticulata</i>						x	x		x			x	x			x				x		2,16	0,43
<i>P. lineatus</i>		x						x	x	x				x			x			x		12,41	58,20
<i>R. branneri</i>	x							x	x			x		x			x				x	8,66	12,36
<i>R. quelen</i>	x							x	x			x			x		x			x		7,92	14,01
<i>R. voulezi</i>	x							x	x			x		x			x				x	9,03	79,62
<i>Rineloricaria</i> sp.						x	x		x			x		x					x		x	4,36	1,86
<i>S. notomelas</i>			x					x	x			x		x			x			x		2,85	0,74
<i>S. marmoratus</i>	x						x		x			x		x			x			x		15,06	32,94
<i>T. davisii</i>				x				x	x			x		x				x			x	5,63	2,37
<i>T. diabolus</i>				x				x	x			x		x				x			x	3,60	1,24
<i>Trichomycterus</i> sp.				x				x	x			x		x				x			x	4,46	1,76
<i>T. stawiarski</i>				x				x	x			x		x				x			x	5,59	1,89
<i>T. taroba</i>				x				x	x			x		x				x			x	4,25	1,09
<i>X. helleri</i>			x				x		x			x	x				x			x		4,29	2,89

ANEXO 4 – ABUNDÂNCIA RELATIVA (%) DOS TRAÇOS FUNCIONAIS DAS CATEGORIAS ALIMENTAÇÃO, REPRODUÇÃO, TOLERÂNCIA A HIPÓXIA, HABITAT E COMPORTAMENTO DOS RIACHOS REUNIDOS NOS GRUPOS URBANO, MISTO, AGROPECUÁRIO E PRESERVADO.

Categoria Funcional	Traço funcional	Urbano	Misto	Agropecuário	Preservado
Alimentação	Carnívoro	5	10	3	5
	Detritívoro/Herbívoro	6	8	10	3
	Onívoro	0	1	3	9
	Invertívoro	2	6	7	25
	Invertívoro/Detritívoro	82	42	40	15
	Invertívoro/Herbívoro	5	33	36	43
Reprodução	Cuidado Parental	90	53	67	25
	Sem Cuidado Parental	10	47	33	75
	Fecundação Interna	82	42	40	13
	Fecundação Externa	18	58	60	87
	Desova Total	7	36	15	52
	Desova Parcelada	93	64	84	48
Comportamento	Sedentário	91	57	72	27
	Pequeno Migrador	5	37	25	73
	Grande Migrador	4	6	2	0
Habitat	Boca Superior	63	39	40	0
	Boca Terminal	30	50	43	63
	Boca Subterminal	0	3	8	33
	Boca Inferior	7	8	9	3
Tolerância a hipóxia	Tolerante	93	58	55	23
	Sensível	7	42	45	77

REFERÊNCIAS CARACTERÍSTICAS FUNCIONAIS

- ABELHA, M. C. F.; GOULART, E.; KASHIWAQUI, E. A. L.; SILVA, M. R. *Astyanax paranae* Eigenmann, 1914 (Characiformes: Characidae) in the Alagados reservoir, Paraná, Brazil: diet composition and variation. **Neotropical Ichthyology**, Maringá, v. 4, n. 3, p. 349-356, 2006.
- ABILHOA, V.; DUBOC, L. F.; AZEVEDO FILHO, D. P. D. The fish community in an Araucaria Forest stream, upper Iguaçú River basin, southern Brazil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 25, n. 2, p. 238-246, 2008.
- ALBERTI, M. The effects of urban patterns on ecosystem function. **International regional science review**, v. 28, n. 2, p. 168-192, 2005.
- ARANHA, J. M. R.; CARAMASCHI, E. P.; CARAMASCHI, U. Ocupação espacial, alimentação e época reprodutiva de duas espécies de *Corydoras* Lacépède (Siluroidei, Callichthyidae) coexistentes no rio Alambari (Botucatu, São Paulo). **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 10, n. 3, p. 453-466, 1993.
- ARAÚJO, R. B.; GARUTTI, V. Ecology of a stream from upper Paraná River basin inhabited by *Aspidoras fuscoguttatus* Nijssen and Isbrücker, 1976 (Siluriformes, Callichthyidae). **Brazilian Journal of Biology**, v. 63, p. 363-372, 2003.
- AGOSTINHO, A. A.; JÚLIO JR., H. F. Peixes da bacia do alto rio Paraná. In: R. H. LOWE-MCCONNELL (Ed.). **Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais**. São Paulo, Edusp, p. 374-400, 1999.
- BARBIERI, G. Dinâmica da reprodução do cascudo, *Rineloricaria latirostris* Boulenger (Siluriformes, Loricariidae) do rio Passa Cinco, Ipeúna, São Paulo. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 11, n. 4, p. 605-615, 1994.
- BARBIERI, G. Dinâmica da reprodução e crescimento de *Hoplias malabaricus* (Bloch, 1794) (Osteichthyes, Erythrinidae) da represa do Monjolinho, São Carlos/SP. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 6, n. 2, p. 225-233, 1989.
- BARBOSA, A. S. **Ecologia trófica em arroios de baixa ordem do sul do Brasil: relação entre consumidores primários e secundários**. Dissertação (mestrado) – Universidade do Vale do Rio dos Sinos, Programa de Pós-Graduação em Biologia. São Leopoldo, RS, 2015.
- BOZZETTI, M.; SCHULZ U. H. An index of biotic integrity based on fish assemblages for subtropical streams in Southern Brazil. **Hydrobiologia**, v. 529, p. 133-144, 2004.

BONATO, K. O.; DELARIVA, R. L.; DA SILVA, J. C. Diet and trophic guilds of fish assemblages in two streams with different anthropic impacts in the northwest of Paraná, Brazil. **Zoologia**, v. 29, n. 1, 2012.

BRAGA, F. M. S.; GOMIERO, L.; SOUZA, U. P. Aspectos da reprodução e alimentação de *Neoplecostomus microps* (Loricariidae, Neoplecostominae) na microbacia do Ribeirão Grande, serra da Mantiqueira oriental (Estado de São Paulo). **Acta Scientiarum: Biological Sciences**, p. 455-463, 2008.

BRANDÃO-GONÇALVES, L.; LIMA-JUNIOR, S.E.; SUAREZ, Y.R. Hábitos alimentares de *Bryconamericus stramineus* Eigenmann, 1908 (Characidae), em diferentes riachos da sub-bacia do Rio Guiraí, Mato Grosso do Sul, Brasil. **Biota Neotropica**. v.9, n.1. p.136. 2009.

BRESSAN, V. S. **Ecologia trófica de *Ancistrus dubius* Eigenmann & Eigenmann (1889) e *Ancistrus* sp. em igarapés da bacia do Rio Machado, Rondônia, Brasil**. Monografia (Bacharelado em Engenharia de Pesca) - Fundação Universidade Federal de Rondônia, Presidente Médici, 42 p. 2015.

CAETANO, D. L. F.; DE OLIVEIRA, E. F.; ZAWADZKI, C. H. Fish species indicators of environmental quality of Neotropical streams in Southern Brazil, upper Paraná River basin. **Acta Ichthyologica et Piscatoria**, v. 46, n. 2, 2016.

CARMASSI, A. L.; RONDINELI, G. R.; GOMIERO, L. M.; BRAGA, F. M. D. S. rescimento e mortalidade de *Oligosarcus hepsetus* (Cuvier, 1829)(Characiformes, Characidae) no Parque Estadual da Serra do Mar, Núcleo Santa Virgínia, São Paulo, Brasil. **Biota Neotropica**, p. 39-43, 2011.

CASATTI, L. Alimentação dos peixes em um riacho do Parque Estadual Morro do Diabo, bacia do alto rio Paraná, sudeste do Brasil. **Biota Neotropica**, v. 2, n. 2, p. 1-14, 2002.

CASATTI, L. Biology of a Catfish, *Trichomycterus* sp. (Pisces, Siluriformes), in a Pristine Stream in the Morro do Diabo State Park, Southeastern Brazil. **Studies on Neotropical Fauna and Environment**, v. 38, n. 2, p. 105-110, 2003.

CASATTI, L.; LANGEANI, F.; CASTRO, R. Peixes de riacho do Parque Estadual Morro do Diabo, bacia do alto rio Paraná, SP. **Biota Neotropica**, p. 1-15, 2001.

CASATTI, L.; LANGEANI, F.; SILVA, A. M.; CASTRO, R. M. C. Stream fish, water and habitat quality in a pasture dominated basin, southeastern Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 66, n. 2B, p. 681-696, 2006.

CASATTI, L., F. B.; TERESA, T.; GONÇALVES-SOUZA, E.; BESSA, A. R.; MANZOTTI, C. S.; GONÇALVES ZENI. 2012. From forests to cattail: how does the riparian zone influence stream fish? **Neotropical Ichthyology**, v. 10, p. 205-214, 2012.

CASTRO, R. M. C.; CASATTI, L. The fish fauna from a small forest stream of the upper Paraná River basin, southeastern Brazil. **Ichthyological Explorations of Freshwaters**, v. 7, p.337-352, 1997.

CARVALHO, L. **Bioindicadores da assembleia de peixes de riachos submetidos a diferentes condições de conservação na região metropolitana do município de Londrina (PR)**. Monografia (Engenharia Ambiental). Universidade Tecnológica Federal do Paraná. 2015.

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: Série Zoologia**, p. 7-15, 2007.

CHIANG, G.; MUNKITTRICK, K. R.; SAAVEDRA, M. F.; TUCCA, F.; MCMASTER, M. E.; URRUTIA, R.; BARRA, R. Seasonal changes in reproductive endpoints in *Trichomycterus areolatus* (Siluriformes: Trichomycteridae) and *Percilia gillissi* (Perciformes, Perciliidae), and the consequences for environmental monitoring. **Studies on neotropical fauna and environment**, v. 46, n. 3, p. 185-196, 2011.

COSTA, I. D.; ROCHA, V. M. Feeding ecology of *Serrapinnus notomelas* (Characiformes: Cheirodontinae) in small forest streams in the Machado River basin, Rondônia, Brazil. **Acta Amazonica**, v. 47, n. 1, p. 19-28, 2017.

DAGA, V. S.; GUBIANI, É. A.; CUNICO, A. M.; BAUMGARTNER, G. Effects of abiotic variables on the distribution of fish assemblages in streams with different anthropogenic activities in southern Brazil. **Neotropical Ichthyology**, v. 10, n. 3, p. 643-652, 2012.

DELARIVA, R. L.; HAHN, N. S.; KASHIWAQUI, E. A. L. Diet and trophic structure of the fish fauna in a subtropical ecosystem: impoundment effects. **Neotropical Ichthyology**, v. 11, n. 4, p. 891-904, 2013.

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**, 2006.

FERREIRA, A.; GERHARD, P.; CYRINO, J. E. P. Diet of *Astyanax paranae* (Characidae) in streams with different riparian land covers in the Passa-Cinco River basin, southeastern Brazil. **Iheringia. Série Zoologia**, v. 102, n. 1, p. 80-87, 2012.

FERREIRA, F. C.; SILVA, A. T. D.; GONÇALVES, C. D. S.; PETRERE JR, M. Disentangling the influences of habitat structure and limnological predictors on stream fish communities of a coastal basin, southeastern Brazil. **Neotropical Ichthyology**, v. 12, n. 1, p. 177-186, 2014.

FERREIRA, F. S.; SÚAREZ, Y. R. Estrutura populacional e aspectos reprodutivos de *Corydoras aeneus* (Siluriformes, Callichthyidae) em riachos da bacia do rio Ivinhema, Alto rio Paraná. **Iheringia. Série Zoologia**, v. 105, n. 4, p. 474-483, 2015.

FIALHO, C. B.; SCHIFINO, L. C.; VERANI, J. R. Biologia reprodutiva de *Oligosarcus jenynsii* (Günther) (Characiformes, Characidae) da Lagoa das Custódias. Tramandaí, Rio Grande do Sul, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, 15: 775-782, 1998.

FISCH-MULLER, S.; CARDOSO, A. R.; SILVA, J. F. D.; BERTACO, V. A. Three new species of *Ancistrus* Kner (Teleostei: Siluriformes: Loricariidae) from the upper Tapajós and Tocantins rivers. **Revue suisse de Zoologie**, v.112, n. 2, 2005.

FROESE, R.; PAULY, D. EDITORS, 2018. FishBase. World Wide Web electronic publication <www.fishbase.org>.

GATHAZ, R. J. **Condição relacionada ao hermafroditismo protogínico diândrico em *Synbranchus marmoratus* (Bloch, 1795) (Teleostei, Synbranchiformes, Synbranchidae) na represa de Salto Grande, Americana – Sp.** Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas) Instituto de Biociências do Campus de Rio Claro, Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho, 2012.

GIBRAN, F. Z.; FERREIRA, K. M.; CASTRO, R. Diet of *Crenicichla britskii* (Perciformes: Cichlidae) in a stream of Rio Aguapei basin, upper Rio Paraná system, southeastern Brazil. **Biota Neotropica**, v. 1, n. 1-2, p. 1-5, 2001.

GUERINI, S.; PRADO, G. P.; PASSOS, M. G. Hábito alimentar de *Rhamdia quelen* (Siluriformes: Pimelodidae) em um trecho do rio Bonito no município de São Domingos, Santa Catarina. **Revista Uningá Review**, v. 18, n. 2, 2018.

GOMIERO, L. M.; BRAGA, F. M. S. Reproduction of a fish assemblage in the state of São Paulo, southeastern Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 67, n. 2, p. 283-292, 2007.

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

GRACIOLLI, G.; AZEVEDO, M. A.; MELO, F. A. Comparative study of the diet of Glandulocaudinae and Tetragonopterinae (Ostariophysi: Characidae) in a small stream in southern Brazil. **Studies on Neotropical fauna and environment**, v. 38, n. 2, p. 95-103, 2003.

GURGEL, H. C. B. Populational structure and breeding season of *Astyanax fasciatus* Cuvier (Characidae, Tetragonopterinae) from Ceará Mirim River, Poço Branco, Rio Grande do Norte, Brazil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 21, n. 1, p. 131-135, 2004.

HAHN, N. S.; AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C.; BINI, L. M. Estrutura trófica da ictiofauna do reservatório de Itaipu (Paraná-Brasil) nos primeiros anos de sua formação. **Interciência**, v. 23, n. 5, p. 299-305, 1998.

HAHN, N. S.; FUGI, R.; ALMEIDA, V. L. L.; RUSSO, M. L.; LOUREIRO, V. E. Dieta e atividade alimentar de peixes do reservatório de Segredo. In: AGOSTINHO, A. A. & GOMES, L. C. eds. **Reservatório de Segredo - Bases Ecológicas para o Manejo**. Maringá: Nupelia – EDUEM, p. 141-162, 1997.

HAHN, N. S.; FUGI, R.; ANDRIAN, I. F. Trophic ecology of the fish assemblages. In: THOMAZ, S. M.; AGOSTINHO, A. A.; HAHN, N. S. (Ed.) **The Upper Paraná River and its floodplain: physical aspects, ecology and conservation**. Leiden, The Netherlands: Backhuys Publishers, p. 247-269, 2004.

HAHN, N. S.; FUGI, R.; LOUREIRO-CRIPPA, V. E. PERETTI, D.; RUSSO, M. L. Trophic ecology of the fish assemblages. In: **Structure and functioning of the Paraná River and its foodplain LTER-Site 6 (PELD-Sítio 6)**. Maringá: Eduem, p. 139-143, 2004.

HAHN, N. S.; LOUREIRO-CRIPPA, V. E. Estudo comparativo da dieta, hábitos alimentares e morfologia trófica de duas espécies simpátricas, de peixes de pequeno porte, associados à macrófitas aquáticas. **Acta Scientiarum. Biological Sciences**, v. 28, n. 4, p. 359-363, 2006.

HERMES-SILVA, S.; MEURER, S.; FILHO E. Z. Biologia alimentar e reprodutiva do peixe-cachorro (*Oligosarcus jenynsii* Günther, 1864) na região do alto rio Uruguai – Brasil. **Acta Scientiarum. Biological Sciences** Maringá, v. 26, n. 2, p. 175-179, 2004

KRAMER, D. L.; MEHEGAN, J. P. Aquatic surface respiration, an adaptive response to hypoxia in the guppy, *Poecilia reticulata* (Pisces, Poeciliidae). **Environmental Biology of Fishes**, v. 6, p. 299-313, 1981.

LOUREIRO, M. Scientific Note Fish diversity loss in an urban stream of Uruguay throughout the last century. **Pan-American Journal of Aquatic Sciences**, v. 6, n. 1, p. 71-75, 2011.

LOURENÇO, L. S.; MATEUS, L. A.; MACHADO, N. G. Synchrony in the reproduction of *Moenkhausia sanctaefilomenae* (Steindachner)(Characiformes: Characidae) in the Cuiabá river floodplain, Pantanal of Mato Grosso, Brazil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 25, n. 1, p. 20-27, 2008.

PEREIRA, L. M. **Impactos antropogênicos definem traços funcionais da ictiofauna em riachos neotropicais de primeira ordem**. Dissertação (Mestrado em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais) - Universidade Estadual de Maringá, Dep. de Biologia, 2017.

LUIZ, E. A.; AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C.; HAHN, N. S. Ecologia trófica de peixes em dois riachos da bacia do rio Paraná. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 58, n. 2, p. 273-285, 1998.

LUZ-AGOSTINHO, K. D.; BINI, L. M.; FUGI, R.; AGOSTINHO, A. A.; JÚLIO JR, H. F. Food spectrum and trophic structure of the ichthyofauna of Corumbá reservoir, Paraná river Basin, Brazil. **Neotropical Ichthyology**, v. 4, n. 1, p. 61-68, 2006.

MARRARO, F.; ANGELES BISTONI, M.; CARRANZA, M. Spawning season, ovarian development and fecundity of female *Trichomycterus corduvense* (Osteichthyes, Siluriformes). **Hydrobiologia**, v. 534, p. 223, 2005

MATTIAS, A.T., RANTIN, F.T. & FERNANDES, M.N. Gill respiratory parameters during progressive hypoxia in the facultative air-breathing fish, *Hypostomus regani* (Loricariidae). **Comparative Biochemistry and Physiology**, v. 120, p. 311-315, 1998.

MAZZONI, R., MORAES, M., REZENDE, C. F., & MIRANDA, J. C. Alimentação e padrões ecomorfológicos das espécies de peixes de riacho do alto rio Tocantins, Goiás, Brasil. *Iheringia, Série Zoologia*, 100(2), 162-168, 2010.

MENEZES, M. S.; TAKEUTI, D. D. F.; ARANHA, J. M. R.; VERANI, J. R. Desenvolvimento Gonadal de machos e fêmeas de *Pseudotothyris obtusa* (Ribeiro, 1911) (Loricariidae, Hypoptopomatinae). **Acta Biológica Paranaense**, v. 29, 2000.

MONACO, I. A.; SÚAREZ, R. Y.; LIMA-JUNIOR, S. E. Influence of environmental integrity on feeding, condition and reproduction of *Phalloceros harpagos* Lucinda, 2008 in the Tarumã stream micro-basin. **Acta Scientiarum. Biological Sciences**, v. 36, n. 2, 2014.

MUNIZ C. M. **Composição funcional em reservatórios: seleção de traços da assembleia de peixes com o envelhecimento**. Dissertação (Mestrado em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais) - Universidade Estadual de Maringá, Dep. de Biologia, 2017.

NEVES, M. P.; DELARIVA, R. L.; WOLFF, L. L. Diet and ecomorphological relationships of an endemic, species-poor fish assemblage in a stream in the Iguazu National Park. **Neotropical Ichthyology**, v. 13, n. 1, p. 245-254, 2015.

OLIVEIRA, D. C.; BENNEMANN, S. T. Ictiofauna, recursos alimentares e relações com as interferências antrópicas em um riacho urbano no sul do Brasil. **Biota Neotropica**, v. 5, n. 1, p. 95-107, 2005.

PAVANELLI, C. S. **Revisão taxonômica da família Parodontidae (Ostariophysi: Characiformes)**. 1999. Tese de Doutorado. Centro de Ciências Biológicas e da Saúde da Universidade Federal de São Carlos.

PAZZA, R.; JÚLIO J. R., FERREIRA, H. Occurrence of three sympatric cytotypes of *Hoplias malabaricus* (Pisces, Erythrinidae) in the upper Paraná river foodplain (Brazil). **Cytologia**, v. 68, n. 2, p. 159-163, 2003.

ROCHA, F. C.; CASATTI L.; PEREIRA, D. C. Structure and feeding of a stream fish assemblage in Southeastern Brazil: evidence of low seasonal influence. **Acta Limnologica Brasiliensis**. v. 21, n. 1, p. 123-134, 2009.

RONDINELI, G. R.; BRAGA, F. M. S. Biologia populacional de *Corydoras flaveolus* (Siluriformes, Callichthyidae) no Rio Passa Cinco, sub-bacia do Rio Corumbataí, São Paulo, Brasil. **Biota Neotropica**, p. 45-53, 2009.

RONDINELI, G. R.; CARMASSI, A. L.; BRAGA, F. M. S. Biologia populacional de *Trichomycterus sp.* (Siluriformes, Trichomycteridae) no Rio Passa Cinco, sub-bacia do Rio Corumbataí, estado de São Paulo, sudeste do Brasil. **Brazilian Journal of Biology**, São Carlos, v. 69, p. 925-934, 2009.

RONDINELI, G. R.; GOMIERO, L. M.; CARMASSI, A. L.; BRAGA, F. M. D. S. Diet of fishes in Passa Cinco stream, Corumbataí River sub-basin, São Paulo state, Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 71, n. 1, p. 157-167, 2011.

ROTTA, M. A. Aspectos biológicos e reprodutivos para a criação da Tuvira (*Gymnotus sp.*) em cativeiro-I. **Embrapa Pantanal-Documentos**, 2004.

SABAJ, M. H.; ARMBRUSTER, J. W.; PAGE, L. M. Spawning in *Ancistrus* (Siluriformes: Loricariidae) with comments on the evolution of snout tentacles as a novel reproductive strategy: larval mimicry. **Ichthyological Exploration of Freshwaters**, v. 10, n. 3, p. 217-229, 1999.

SABINO, J.; CASTRO, R. M. C. Alimentação, período de atividade e distribuição espacial dos peixes de um riacho da Floresta Atlântica (Sudeste do Brasil). **Revista Brasileira de Biologia**. n. 50, v. 1, p.23-36, 1990.

SALES, M. L.; BRAGA, E. P. R.; DE MAGALHÃES, A. L. B.; MAIA, B. P.; RATTON, T. F. Reproductive biology of the lambari *Hyphessobrycon santae* (Eigenmann, 1907)(Pisces: Characidae) in the Fazenda Lagoa do Nado Urban Park, São Francisco river basin, Minas Gerais/Brazil. **Revista Brasileira de Zootecias**, v. 16, n. 1, 2, 3, 2015.

SAMPAIO, A.L. A.; GOULART, E. Ciclídeos neotropicais: ecomorfologia trófica. **Oecologia Australis**, v. 15, n. 4, 2011.

SAZIMA, I. Behavior of two Brazilian species of parodontid fishes, *Apareiodon piracicabae* and *A. ibitiensis*. **Copeia**, v. 1980, n. 1, p. 166-169, 1980.

SILVA C., F. A.; HAHN, N. S.; DELARIVA, R. L. Estrutura trófica da ictiofauna, ao longo do gradiente longitudinal do reservatório de Salto Caxias (rio Iguaçu, Paraná, Brasil), no terceiro ano após o represamento. **Acta Scientiarum. Biological Sciences**, v. 27, n. 1, p. 63-71, 2008.

SILVA, J. C. D.; DELARIVA, R. L.; BONATO, K. O. Food-resource partitioning among fish species from a first-order stream in northwestern Paraná, Brazil. **Neotropical Ichthyology**, v. 10, n. 2, p. 389-399, 2012.

SILVA, J. P. A. D.; MUELBERT, A. E.; OLIVEIRA, E. C. D.; FÁVARO, L. F. Reproductive tactics used by the Lambari *Astyanax aff. fasciatus* in three water supply reservoirs in the same geographic region of the upper Iguçu River. **Neotropical Ichthyology**, v. 8, n. 4, p. 885-892, 2010.

SMITH, W. S.; BIAGIONI, R. C.; HALCSIK, L. Fish fauna of Floresta Nacional de Ipanema, São Paulo State, Brazil. **Biota Neotropica**, v. 13, n. 2, p. 175-181, 2013

SMITH, W. S.; PETRERE, M.; BARRELLA, W. The fish fauna in tropical rivers: The case of the Sorocaba river basin, SP, Brazil. **Revista de Biologia Tropical**, v. 51, n. 3-4, p. 769-782, 2003.

SÚAREZ, Y. R.; SILVA, E. A.; VIANA, L. F. Reproductive biology of *Astyanax lacustris* (Characiformes: Characidae) in the southern Pantanal floodplain, upper Paraguay River basin, Brazil. **Environmental Biology of Fishes**, v. 100, n. 7, p. 775-783, 2017.

SUZUKI, H. I.; BULLA, C. K.; AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C. Estratégias reprodutivas de assembléias de peixes em reservatórios. In: RODRIGUES, L.; THOMAZ, S. M.; AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. **Biocenoses em reservatórios: padrões espaciais e temporais**. Londrina: Rima, p. 223-236, 2005.

SUZUKI, H. I.; PELICICE, F. M.; LUIZ, E. A.; LATINI, J. D.; AGOSTINHO, A. A. Estratégias reprodutivas da assembleia de peixes da planície de inundação do alto rio Paraná. In: **A planície alagável do alto rio Paraná**. Universidade Estadual de Maringá, Brazil, p. 113-116, 2002.

SUZUKI, H. I.; VAZZOLER, A. E. A. M.; MARQUES, E. E.; LIZAMA, M. P.; INADA, P. Reproductive ecology of the fish assemblages. **The Upper Paraná River and its floodplain: physical aspects, ecology and conservation**. Backhuys Publishers, Leiden, p. 230-257, 2004.

TEIXEIRA, I.; BENNEMANN, S. T. Ecomorfologia refletindo a dieta dos peixes em um reservatório no sul do Brasil. **Biota Neotropica**, v. 7, n. 2, 2007.

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**, v. 21, n. 3, p. 433-442, 2012.

UIEDA, V.; PINTO, T. Feeding selectivity of ichthyofauna in a tropical stream: space-time variations in trophic plasticity. **Community Ecology**, v. 12, n. 1, p. 31-39, 2011.

VARI, R. P.; CASTRO, R. M. C. New species of *Astyanax* (Ostariophysi: Characiformes: Characidae) from the Upper Rio Paraná System, Brazil. **Copeia**, v. 2007, n. 1, p. 150-162, 2007.

VILELLA, F. S.; BECKER, F. G.; HARTZ, S. M. Diet of *Astyanax* species (Teleostei, Characidae) in an Atlantic Forest River in Southern Brazil. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v. 45, n. 2, p. 223-232, 2002.

VAZZOLER, A. E. A. M. Biologia da reprodução de peixes teleósteos: teoria e prática. **Maringá: Eduem**, v. 169, 1996.

VAZZOLER, A. E. A. M.; MENEZES, N. A. Síntese do conhecimento sobre o comportamento reprodutivo dos Characiformes da América do Sul (Teleostei, Ostariophysi). **Revista Brasileira de Biologia**, v. 52, n. 4, p. 627-640, 1992.

ZENI, J. O.; CASATTI, L. The influence of habitat homogenization on the trophic structure of fish fauna in tropical streams. **Hydrobiologia**, v. 726, n. 1, p. 259-270, 2014.