

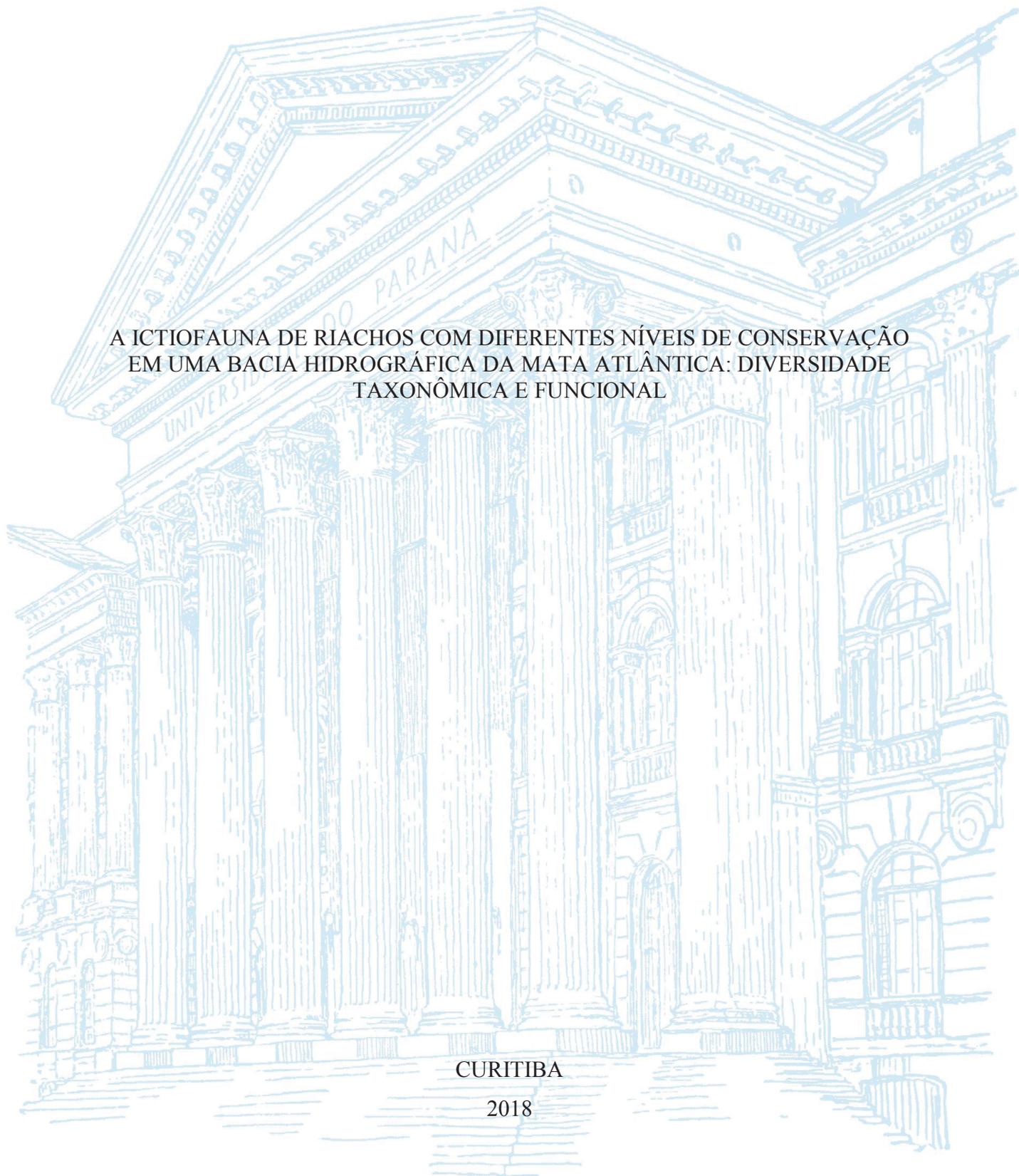
UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ

ROGER HENRIQUE DALCIN

A ICTIOFAUNA DE RIACHOS COM DIFERENTES NÍVEIS DE CONSERVAÇÃO
EM UMA BACIA HIDROGRÁFICA DA MATA ATLÂNTICA: DIVERSIDADE
TAXONÔMICA E FUNCIONAL

CURITIBA

2018



ROGER HENRIQUE DALCIN

A ICTIOFAUNA DE RIACHOS COM DIFERENTES NÍVEIS DE CONSERVAÇÃO
EM UMA BACIA HIDROGRÁFICA DA MATA ATLÂNTICA: DIVERSIDADE
TAXONÔMICA E FUNCIONAL

Dissertação apresentada ao curso de Pós-Graduação em Zoologia, Setor de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Paraná, como requisito parcial a obtenção do título de Mestre em Zoologia.

Orientador: Prof. Dr. Vinícius Abilhoa

CURITIBA

2018

FICHA CATALOGRÁFICA

Universidade Federal do Paraná. Sistema de Bibliotecas.
Biblioteca de Ciências Biológicas.
(Giana Mara Seniski Silva – CRB/9 1406)

Dalcin, Roger Henrique

A ictiofauna de riachos com diferentes níveis de conservação em uma
bacia hidrográfica da Mata Atlântica: diversidade taxonômica e funcional. /
Roger Henrique Dalcin. – Curitiba, 2018.
46 p.: il. ; 30cm.

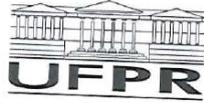
Orientador: Vinícius Abilhoa

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal do Paraná, Setor de
Ciências Biológicas. Programa de Pós-Graduação em Zoologia.

1. Animais aquáticos 2. Habitat (Ecologia) I. Título II. Abilhoa,
Vinícius, 1968- III. Universidade Federal do Paraná. Setor de Ciências
Biológicas. Programa de Pós-Graduação em Zoologia.

CDD (20. ed.) 577.63

FOLHA DE APROVAÇÃO



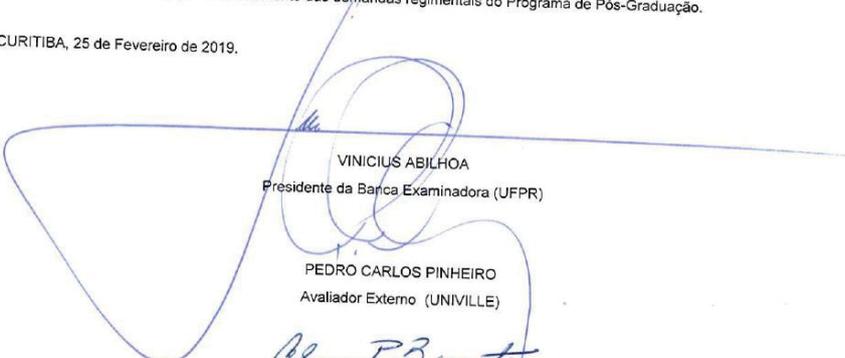
MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO
SETOR SETOR DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO ZOOLOGIA -
40001016008P4

TERMO DE APROVAÇÃO

Os membros da Banca Examinadora designada pelo Colegiado do Programa de Pós-Graduação em ZOOLOGIA da Universidade Federal do Paraná foram convocados para realizar a arguição da Dissertação de Mestrado de ROGER HENRIQUE DALCIN intitulada: A ICTIOFAUNA DE RIACHOS COM DIFERENTES NÍVEIS DE CONSERVAÇÃO EM UMA BACIA HIDROGRÁFICA DA MATA ATLÂNTICA: DIVERSIDADE TAXONÔMICA E FUNCIONAL, após terem inquirido o aluno 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.

CURITIBA, 25 de Fevereiro de 2019.


VINICIUS ABILHOA

Presidente da Banca Examinadora (UFPR)

PEDRO CARLOS PINHEIRO
Avaliador Externo (UNIVILLE)


ALMIR PETERSEN BARRETO
Avaliador Externo (PUC/PR)

AGRADECIMENTOS

Aos meus pais, pelos exemplos e valores que me ensinaram, permitindo fazer as escolhas certas desde a minha adolescência.

Ao meu filho, principal motivação da minha vida, me fazendo seguir sempre em frente.

A Amanda, namorada, amiga, companheira, por toda paciência, apoio, motivação e sorrisos.

A minha querida irmã Emily e aos irmãos que a vida me deu, Matheus e Braz, por toda a preocupação e carinho ao longo desses anos.

Ao professor Pedro, por todas as conversas e conselhos desde o começo da minha graduação, sempre preocupado com a minha formação profissional e acadêmica.

Ao professor Vinícius, por toda paciência, confiança e conselhos. Muito obrigado por aceitar me orientar e por todo o conhecimento transmitido, além de me mostrar que é possível trabalhar de maneira séria e ao mesmo tempo alegre.

A toda a galera do museu, principalmente ao Matheus, Adriano e Giuliano, pelos bons momentos em campo e laboratório.

A todos os amigos e colegas que fiz pelos corredores da UFPR, especialmente os amigos que fizeram as disciplinas obrigatórias comigo, aqueles seis meses foram suportáveis graças a vocês.

Ao Lucas, Pedro e Thiago pela ajuda durante todas as análises estatísticas.

A todos que me ajudaram durante as coletas, especialmente ao Thiago que esteve presente em todos os campos.

A toda galera do futebol, por ajudar a manter a minha sanidade mental.

RESUMO

Neste estudo investigamos como o aumento da urbanização influencia a diversidade funcional e a distinção taxonômica das comunidades de peixes de riachos localizados em uma bacia hidrográfica da Mata Atlântica. A ictiofauna de 17 riachos da bacia do rio Cachoeira foi amostrada e as unidades amostrais foram caracterizadas quanto as suas margens, substrato predominante, largura e profundidade. Embora as unidades amostrais tenham apresentado algum grau de intervenção antrópica, uma Análise de Componentes Principais (ACP) com os dados ambientais discriminou os riachos amostrados em urbanos (degradados) e conservados. Para a avaliação da diversidade funcional foram utilizadas as métricas de riqueza funcional (FRic), uniformidade funcional (FEve) e divergência funcional (FDiv), as quais foram obtidas por meio de uma matriz de atributos morfológicos funcionais relacionados com as adaptações dos peixes ao fluxo da água, capacidade de natação e posição ocupada na coluna da água. O teste de Mann-Whitney revelou diferenças significativas para a riqueza e a riqueza funcional entre os riachos urbanos e conservados, indicando que riachos com substratos mais heterogêneos e margens mais conservadas apresentam maior riqueza funcional. Modelos lineares generalizados indicaram que a largura e porcentagem de folhiço no substrato foram significativas para as variações na riqueza e que a porcentagem de cascalho e de folhiço no substrato e a urbanização das margens foram as variáveis mais correlacionadas com a riqueza funcional. A distinção taxonômica foi similar entre os ambientes urbanizados e conservados. Os resultados indicam que o aumento da urbanização tem um papel decisivo na perda de importantes atributos funcionais e na conseqüente diminuição da diversidade funcional em uma bacia hidrográfica da Mata Atlântica.

Palavras-chave: Espécies exóticas. Homogeneização funcional. Mudanças ambientais. Traços funcionais. Vegetação ripária.

ABSTRACT

In this paper, we investigate how the increase of urbanization influences the functional diversity and taxonomic distinction of the fish communities of streams located in a hydrographic basin of the Atlantic Forest. The ichthyofauna of 17 streams of the Cachoeira river basin was sampled and the sample units were characterized as to their margins, predominant substrate, width, and depth. Although sample units showed some degree of anthropogenic intervention. A Principal Component Analysis (PCA) with environmental data categorized the sampled streams as urban (degraded) or conserved. For the functional evaluation, functional richness (FRic), functional evenness (FEve) and functional divergence (FDiv) metrics were used to evaluate functional diversity, which were obtained through a matrix of functional morphological attributes related to the adaptations of the fish to the flow of water, swimming capacity and position occupied in the water column. The Mann-Whitney test revealed significant differences for richness and functional richness between urban and preserved streams, indicating that streams with more heterogeneous substrates and more conserved margins present greater functional richness. Generalized linear models indicated that the width and percentage of foliage in the substrate were significant for variations in richness and that the percentage of gravel and foliage in the substrate and the urbanization of the margins were the variables most correlated with the functional richness. The taxonomic distinction was similar between urbanized and conserved environments. The results indicate that the increase in urbanization played a decisive role in the loss of important functional attributes and in the consequent reduction of the functional diversity in an Atlantic Rainforest basin.

Key words: Environmental changes. Exotic species. Functional homogenization. Functional traits. Riparian vegetation.

LISTA DE ANEXOS

ANEXO 1 - MÉDIA DOS ATRIBUTOS MORFOLÓGICOS: ÍNDICE DE COMPRESSÃO, IC; ÍNDICE DE DEPRESSÃO, ID; PROFUNDIDADE RELATIVA, PR; COMPRIMENTO RELATIVO DA CABEÇA, CRC; ALTURA RELATIVA DA CABEÇA, ARC; ÁREA RELATIVA DO OLHO, ARO; POSIÇÃO DO OLHO, PO; COMPRIMENTO RELATIVO DO PEDÚNCULO CAUDAL, CRPC; ALTURA RELATIVA DO PEDÚNCULO CAUDAL, ARPC; ÍNDICE DE COMPRESSÃO DO PEDÚNCULO CAUDAL, ICPC.	43
ANEXO 2 - ABUNDÂNCIA DA ICTIOFAUNA DE CADA RIACHO AMOSTRADO DURANTE O ESTUDO.	44
ANEXO 3 - VARIÁVEIS AMBIENTAIS DO HABITAT OBTIDAS PARA CADA RIACHO: PROPORÇÃO DO LEITO OCUPADA POR LODO, ARGILA, AREIA, CASCALHO, PEDRA, PEDREGULHO E ROCHA, PROPORÇÃO DO INTERIOR DO RIACHO OCUPADO POR GALHOS/RAÍZES E FOLHIÇO; PROPORÇÃO DAS MARGENS OCUPADA POR URBANIZAÇÃO, GRAMÍNEAS, ÁRVORES, ARBUSTOS; PROFUNDIDADE (MÉDIA) E LARGURA (MÉDIA) EM CM.	46

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 1 - ÁREA DE ESTUDO COM OS LIMITES DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO CACHOEIRA E OS PONTOS AMOSTRADOS.	15
FIGURA 2 - MEDIDAS MORFOLÓGICAS OBTIDAS PARA O PRESENTE ESTUDO. LMC: LARGURA MÁXIMA DO CORPO; ALMC: ALTURA DA LINHA MÉDIA DO CORPO; AMC: ALTURA MÁXIMA DO CORPO; CP: COMPRIMENTO PADRÃO; AC: ALTURA DA CABEÇA; LC: LARGURA DA CABEÇA; CC: COMPRIMENTO DA CABEÇA; ALO: ALTURA DOS OLHOS; AO: ÁREA DOS OLHOS; DO: DIÂMETRO DO OLHO; CPC: COMPRIMENTO DO PEDÚNCULO CAUDAL; APC: ALTURA DO PEDÚNCULO CAUDAL; LPC: LARGURA DO PEDÚNCULO CAUDAL.	20
FIGURA 3 - ANÁLISE DOS COMPONENTES PRINCIPAIS (CP) COM AS VARIÁVEIS AMBIENTAIS (PADRONIZADAS) RELACIONADAS COM A ESTRUTURA FÍSICA DOS RIACHOS AMOSTRADOS EM AMBIENTES URBANIZADOS (●) E CONSERVADOS (□).	26
FIGURA 4 - EXEMPLOS DE RIACHOS CONSIDERADOS URBANIZADOS (A, B) E PRESERVADOS (C, D).	26
FIGURA 5 - DISTINÇÃO TAXONÔMICA MÉDIA (DELTA+) E VARIAÇÃO DA DISTINÇÃO TAXONÔMICA (LAMBDA+) DA ESTRUTURA E RELAÇÃO TAXONÔMICA DA ICTIOFAUNA REGISTRADA NOS RIACHOS URBANIZADOS (●) E CONSERVADOS (+). PARA AMBOS OS ÍNDICES, A MÉDIA ESPERADA FOI REPRESENTADA PELA LINHA PONTILHADA CENTRAL E O LIMITE DO INTERVALO DE CONFIANÇA (95%) DADO PELAS LINHAS SÓLIDAS DO ENTORNO, EM FORMA DE FUNIL.	29

LISTA DE TABELAS

TABELA 1 - INDICAÇÃO DOS PONTOS AMOSTRAIS COM SEUS RESPECTIVOS NOMES E COORDENADAS (UTM).	16
TABELA 2 - LISTA DAS VARIÁVEIS RELACIONADAS COM A ESTRUTURA FÍSICA DOS 17 RIACHOS SELECIONADOS PARA O PRESENTE ESTUDO.....	18
TABELA 3 - LISTA DE MEDIDAS CORPORAIS UTILIZADAS NO PRESENTE ESTUDO COM O SEU SIGNIFICADO ECOLÓGICO E ECOSSISTÊMICO CONFORME ZAMUDIO ET AL. (2015).	19
TABELA 4 - ATRIBUTOS MORFOLÓGICOS RELACIONADOS COM A LOCOMOÇÃO, O USO DO HÁBITAT E AS TÁTICAS ALIMENTARES.	21
TABELA 5 - LISTA DAS ESPÉCIES REGISTRADAS DURANTE O ESTUDO COM SUAS RESPECTIVAS ORDENS, FAMÍLIAS E ABREVIACÕES UTILIZADAS NESTE ESTUDO.	25
TABELA 6 - RIQUEZA E ÍNDICES DE DIVERSIDADE FUNCIONAL PARA CADA RIACHO AMOSTRADO. RIQUEZA DE ESPÉCIES (S), DIVERSIDADE DE SHANNON (H'), RIQUEZA FUNCIONAL (FRIC), UNIFORMIDADE FUNCIONAL (FEVE), DISPERSÃO FUNCIONAL (FDIV).	27
TABELA 7 - MODELOS UTILIZADOS PARA EXAMINAR A RELAÇÃO ENTRE A RIQUEZA E VARIÁVEIS AMBIENTAIS DOS 17 RIACHOS AMOSTRADOS. AICC: AKAIKE INFORMATION CRITERION CORRIGIDO PARA PEQUENAS AMOSTRAS; ΔAICC: DIFERENÇA NO AKAIKE INFORMATION CRITERION CORRIGIDO PARA PEQUENAS AMOSTRAS; PESO: PESO DE AICC; DP: DESVIO PERCENTUAL EXPLICADO PELAS VARIÁVEIS RESPOSTAS PELO MODELO EM CONSIDERAÇÃO. LOD: LODO; ARE: AREIA; CAS: CASCALHO; PED: PEDRA; GAR: GALHOS E RAÍZES; FOL: FOLHIÇO; ANT: ANTROPORIZADO; ARV: ÁRVORE; PRO: PROFUNDIDADE; LAR: LARGURA; POE: <i>Poecilia reticulata</i>	28
TABELA 8 - MODELOS UTILIZADOS PARA EXAMINAR A RELAÇÃO ENTRE A RIQUEZA FUNCIONAL E VARIÁVEIS AMBIENTAIS DOS 17 RIACHOS AMOSTRADOS. AICC: AKAIKE INFORMATION CRITERION CORRIGIDO PARA PEQUENAS AMOSTRAS; ΔAICC: DIFERENÇA NO AKAIKE INFORMATION CRITERION CORRIGIDO PARA PEQUENAS AMOSTRAS;	

PESO: PESO DE AICC; DP: DESVIO PERCENTUAL EXPLICADO PELAS VARIÁVEIS RESPOSTAS PELO MODELO EM CONSIDERAÇÃO. LOD: LODO; ARE: AREIA; CAS: CASCALHO; PED: PEDRA; GAR: GALHOS E RAÍZES; FOL: FOLHIÇO: ANTANTROPIZADO; ARV: ÁRVORE; PRO: PROFUNDIDADE; LAR: LARGURA; POE: *Poecilia reticulata*.28

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	12
2. MATERIAL E MÉTODOS	15
2.1. ÁREA DE ESTUDO	15
2.2. AMOSTRAGENS	17
2.3 CARACTERIZAÇÃO DOS PONTOS AMOSTRAIS	17
2.4 CÁLCULO DOS ATRIBUTOS MORFOLÓGICOS	19
2.5 ANÁLISE DE DADOS	21
3. RESULTADOS	24
4. DISCUSSÃO	30
REFERÊNCIAS	34
ANEXOS	43

1 INTRODUÇÃO

A perda de habitat é considerada como o principal motivo de degradação dos ecossistemas aquáticos da América do Sul, causada principalmente pelo represamento de rios, desmatamento, poluição da água, mineração, práticas agrícolas precárias e manejo inadequado dos recursos hídricos (BARLETTA et al., 2010). Por estarem intimamente conectados à paisagem florestal do entorno, estes ecossistemas são muito susceptíveis às alterações na paisagem terrestre adjacente, de modo que alterações nas florestas ripárias resultam em alterações na estrutura e função dos ecossistemas de riachos (TERESA e CASATTI, 2012). Grande parte das modificações estruturais em um ecossistema aquático é em função de modificações ocorridas na vegetação ripária (CERVIA et al., 2016).

A vegetação ripária pode ser definida como a interface entre os ecossistemas terrestre e aquático, podendo ser considerada um ecótono (GREGORY et al., 1991). Este tipo de formação vegetal apresenta um elevado grau de heterogeneidade e complexidade estrutural, devido principalmente às variações edáficas, topográficas e às características hidrológicas da bacia e do curso d'água (RODRIGUES e SHEPHERD, 2009).

Muitas espécies de peixes dependem diretamente ou indiretamente da vegetação ripária (CRUZ et al., 2013; CERVIA et al., 2016), pois a mesma é responsável por controlar a entrada de luz e de material alóctone que fornece alimentos, abrigos e locais de reprodução para a comunidade aquática (NAKANO e MURAKAMI, 2001; PUSEY e ARTHINGTON, 2003; MENEZES et al., 2007; SCHNEIDER e WINEMILLER, 2008; TUNDISI e TUNDISI, 2008; LORION e KENNEDY, 2009). Além disso, a vegetação ripária ajuda no controle da qualidade da água, retendo contaminantes e sedimentos, atuando como uma zona de amortecimento contra os impactos do desmatamento (STRAYER e DUDGEON, 2010).

A substituição da vegetação ripária pela crescente urbanização nas grandes metrópoles pode interferir diretamente na dinâmica das populações e no ciclo hidrológico de toda uma bacia hidrográfica (BASTOS e ABILHOA, 2004; TROMBONI e DODDS, 2017). Os problemas mais graves são observados em locais com altas densidades populacionais, onde os cursos de água recebem altas cargas de esgoto industrial e doméstico e tem seu curso drasticamente modificado (DOCILE et al., 2016). A remoção de vegetação ripária pode também aumentar a penetração da luz,

causando uma grande flutuação diária na temperatura, uma diminuição na disponibilidade de recursos alóctones e aumento no processo de erosão, afetando a ictiofauna das mais variadas maneiras (LORION e KENNEDY, 2009; CERVIA et al., 2016), beneficiando espécies consideradas oportunistas (TERESA e CASATTI, 2012).

Estudos com peixes de água doce indicam que mudanças nos aspectos físicos, químicos e biológicos em função da urbanização reduzem algumas propriedades funcionais das comunidades de peixes (MEYER et al., 2005; CUNICO et al., 2011; TERESA et al., 2015). A resposta típica é o aumento da abundância de espécies tolerantes e a diminuição de espécies sensíveis, resultando em um conjunto de peixes que são funcionalmente menos diversos que os peixes de rios não urbanizados (TERESA e CASATTI, 2012; CERVIA et al., 2016). Como os rios são um dos ecossistemas mais ameaçados do mundo, com altas taxas de extinção projetadas (TERRA et al., 2015), se faz necessário a utilização de modelos que sejam capazes de ajudar a compreender a situação atual e de prever possíveis problemas ambientais causados pelas alterações humanas (CIANCIARUSO, 2009).

Conforme os métodos tradicionais para medir a diversidade começaram a ser questionados (RICOTTA, 2005), em função de assumirem que todas as espécies contribuem de maneira igualitária para o funcionamento do ecossistema e também por não conseguirem detectar mudanças causadas pelas ações antrópicas (TERESA e CASATTI, 2012; MOUILLOT et al., 2013), a diversidade funcional vem ganhando espaço em diversos grupos taxonômicos (CIANCIARUSO, 2009), devido a capacidade de avaliar os traços funcionais das espécies, levando a uma maior clareza dos processos ecossistêmicos (TERRA et al., 2015). Embora as relações entre a diversidade biológica e as funções da comunidade sejam estudadas a décadas, os resultados ainda são escassos (RICOTTA, 2005). A diversidade funcional estima as diferenças entre os organismos diretamente a partir de características funcionais relacionadas com as hipóteses em estudo (CIANCIARUSO, 2009), identificando quais características estão correlacionados a uma condição ambiental em específico, desta forma seria possível prever distúrbios na estrutura da comunidade após uma mudança ambiental, processos de extinção e invasão de espécies (CRUZ et al., 2013; ZAMUDIO et al., 2015; RIBEIRO et al., 2016).

O uso de atributos morfológicos é fortemente correlacionado com o uso de habitat e ecologia trófica (GATZ, 1979; WATSON e BALON, 1984; WINEMILLER, 1991; OLIVEIRA et al., 2010), permitindo que essas características sejam utilizadas

como traços funcionais (VILLÉGER et al., 2010; PEASE et al., 2012; ZAMUDIO et al., 2015), principalmente em locais onde as informações básicas sobre a ecologia da ictiofauna ainda são necessárias, como o caso da Mata Atlântica na região Neotropical, podendo oferecer informações importantes sobre as respostas da comunidade (MOUILLOT et al., 2013; RIBEIRO et al., 2016). A Mata Atlântica é um dos biomas mais ameaçados do mundo (LINO e DIAS, 2014), sendo a urbanização uma das maiores ameaças, visto que 58,1% da população brasileira vive dentro deste bioma e mais de 80% de sua cobertura vegetal original foi removida (SFB, 2014).

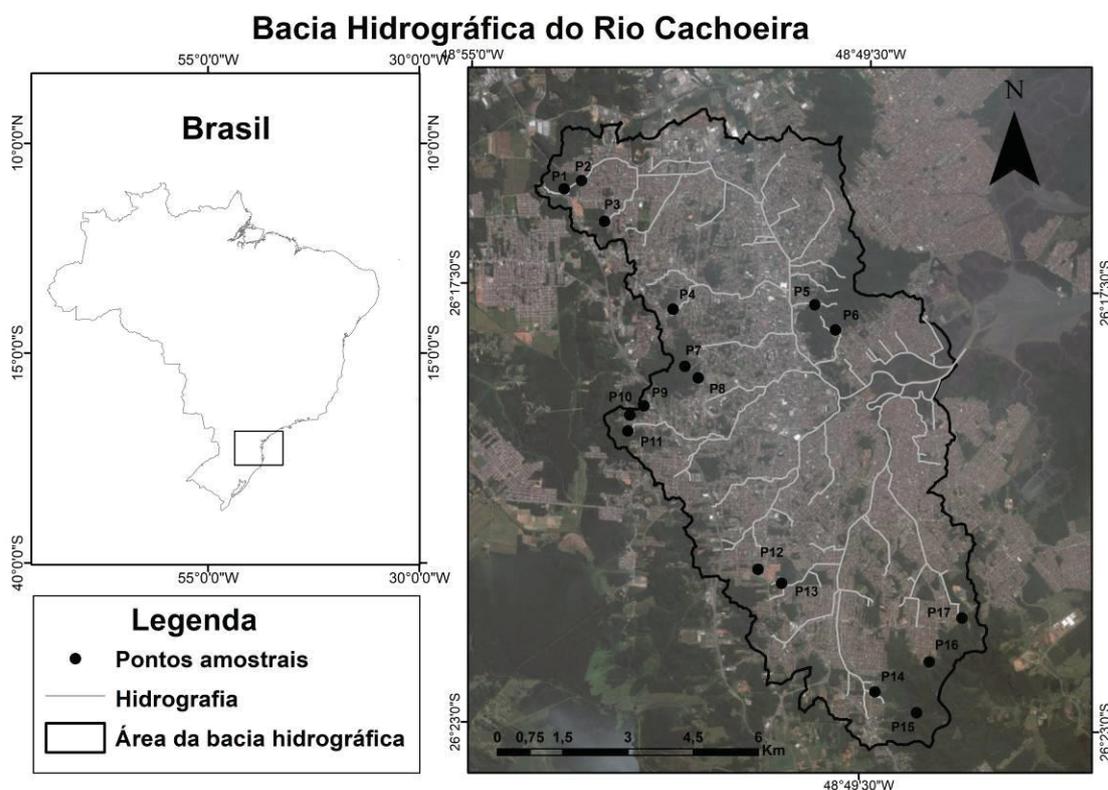
O presente estudo tem por objetivo investigar como o aumento da urbanização e a consequente degradação da vegetação ripária influenciam a diversidade funcional e a distinção taxonômica das comunidades de peixes de riachos de uma bacia hidrográfica da Mata Atlântica. Como as características do hábitat e a disponibilidade de recursos alimentares representam filtros ambientais importantes na organização funcional das comunidades de peixes em ecossistemas lóticos, os padrões de diversidade funcional das assembleias de peixes de riachos irão promover uma descrição adequada dos diferentes níveis de modificação ambiental.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1. ÁREA DE ESTUDO

O presente estudo foi realizado na bacia hidrográfica do rio Cachoeira, a qual está totalmente inserida na área urbana de Joinville-SC (FIGURA 1), a qual drena uma área de 83,12 km²e representa 7,3% da área do município (MULLER et al., 2012). Apesar de sua pequena área, 49% da população municipal vive dentro da bacia (MAIA et al., 2014), que no último censo (2010) era de 515.288 habitantes (IBGE, 2017). Suas nascentes estão localizadas no bairro Costa e Silva, em altitudes de aproximadamente 40 metros, no entanto, a maior parte de seu curso principal situa-se entre 5 e 15 metros de altitude (FUNDEMA, 2009). A foz encontra-se em uma região estuarina sob a influência de marés e durante os períodos de maior amplitude pode-se observar a inversão do curso do rio (MAIA et al., 2014). As baixas altitudes junto à foz, associados aos efeitos das marés astronômicas, altas densidades pluviométricas e falta de vegetação, causam frequentes problemas de inundações (MULLER et al., 2012).

FIGURA 1 - ÁREA DE ESTUDO COM OS LIMITES DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO CACHOEIRA E OS PONTOS AMOSTRADOS.



Ao longo de seus 16 km de extensão o rio Cachoeira recebe diversos afluentes, sendo que os principais rios e suas respectivas extensões são rio Itaum (8,8 km), rio Itaum-mirim (6,2 km), rio Bucarein (6 km), rio Jaguarão (5,8 km), rio Morro Alto (5 km) e rio Mathias (3,3 km) (OLIVEIRA et al., 2017). Grande parte dos principais afluentes da bacia estão canalizados em galerias e tubulações. O uso e ocupação do solo da bacia é predominante urbano (72,60%), com apenas 14,97% de áreas com vegetação em estágio médio avançado (OLIVEIRA et al., 2017), concentradas principalmente em áreas de morros e nascentes. Duas unidades de conservação ocorrem na área da bacia: o Parque Municipal Morro do Finder, que ocupa uma área equivalente a 0,2% do total da bacia e a Área de Relevante Interesse Ecológico do Boa Vista, que ocupa uma área de 2,8% da bacia (OLIVEIRA et al., 2017) (TABELA 1).

TABELA 1 - INDICAÇÃO DOS PONTOS AMOSTRAIS COM SEUS RESPECTIVOS NOMES E COORDENADAS (UTM).

Ponto	Nome do rio	Longitude	Latitude
P01	Nascente rio Cachoeira	710198	7092514
P02	Rio Cachoeira	710599	7092702
P03	Rio Luiz Tonnemann	711125	7091757
P04	Rio Morro Alto	712702	7089725
P05	Rio do Engenho	715959	7089831
P06	Rio Buschlepper	716433	7089248
P07	Rio Mathias	712973	7088405
P08	Afluente rio Mathias	713280	7088140
P09	Afluente rio Jaguarão1	712034	7087493
P10	Afluente rio Jaguarão2	711709	7087278
P11	Rio Jaguarão	711662	7086910
P12	Rio Bucarein	714654	7083705
P13	Rio Célio Gomes	715197	7083382
P14	Rio Itaum Açú	717339	7080874
P15	Afluente rio Itaum Açú	718296	7080387
P16	Rio Itaum Mirim	718587	7081566
P17	Rio AntonioDegelmann	719338	7082582

O clima na região é subtropical úmido, com a umidade relativa do ar com média de 80,76% (MELLO e KOEHNTOPP, 2017), fortemente marcado por duas estações bem distintas durante o ano (MULLER et al., 2012). A precipitação média anual é de 1.957,3 mm, sendo janeiro o mês mais chuvoso e junho e julho os meses de

menor precipitação. A temperatura média anual é de 22,4°C, sendo fevereiro o mês mais quente e julho o mês com as menores temperaturas (MELLO e KOEHNTOPP, 2017).

2.2. AMOSTRAGENS

Os padrões de diversidade taxonômica e funcional da ictiofauna foram avaliados em 17 riachos (unidades amostrais) que apresentam diferentes níveis de conservação, distribuídos na bacia hidrográfica do rio Cachoeira (FIGURA 1). As coletas foram realizadas entre julho e outubro de 2016, sendo realizada uma única amostragem em cada ponto.

Os peixes foram coletados por meio da pesca elétrica, cujo procedimento envolve o uso de um gerador de energia que produz uma corrente elétrica, transmitida por um cabo condutor até os eletrodos modificados em puçás. Para cada amostragem foi definida uma área com cerca de 100 metros, onde foram realizadas buscas por varredura. A mesma área foi dimensionada em cada unidade amostral a fim de padronizar o esforço de captura.

Todos os exemplares capturados foram fixados em formol 10% e acondicionados em sacos plásticos etiquetados com lacres, separados por ponto amostral e colocados em tonéis para transporte. A autorização de coleta nº 53055-1 foi emitida Sistema de Autorização e informação em Biodiversidade (SISBIO). Os peixes foram identificados a nível específico, contabilizados e conservados, em lotes, em solução de álcool a 70% e depositados na Coleção de Ictiologia do Museu de História Natural Capão da Imbuia.

2.3 CARACTERIZAÇÃO DOS PONTOS AMOSTRAIS

Um total de 13 variáveis relacionadas com a estrutura física dos riachos amostrados e entorno foram mensuradas (TABELA 2). A caracterização dos substratos predominantes (em um trecho de 50 metros) e das margens (considerando uma faixa de 10 metros de largura em um trecho de 50 metros) foram realizadas por meio de estimativas visuais, de acordo com Cassatti et al. (2009) e Ribeiro et al. (2016). Em função do grau de urbanização da bacia hidrográfica do rio Cachoeira, a proporção das margens ocupadas por ações antrópicas foi incluída na caracterização dos pontos

amostrais. Os valores médios de profundidade e largura do trecho amostral de cada riacho foram obtidos com o auxílio de uma fita métrica.

Protocolos de avaliação visual da integridade ambiental de riachos são amplamente utilizados como instrumentos de caracterização de qualidade do habitat (e.g. CARRIE et al., 2015; WARREN et al., 2015; RIBEIRO et al., 2016; SILVEIRA et al., 2018), pois permitem realizar um diagnóstico que contemple diferentes aspectos da dinâmica fluvial, permitindo realizar um monitoramento qualitativo dos ecossistemas aquáticos e identificar fontes e causas de degradação nesses ambientes (BJORKLAND et al., 2001; RODRIGUES & CASTRO, 2008; CIONEK et al., 2011).

TABELA 2 - LISTA DAS VARIÁVEIS RELACIONADAS COM A ESTRUTURA FÍSICA DOS 17 RIACHOS SELECIONADOS PARA O PRESENTE ESTUDO.

Variáveis	Sigla
Proporção (%) do leito ocupada por	
1. Lodo	Lod
2. Argila	Arg
3. Areia	Are
4. Cascalho	Cas
5. Pedra	Ped
Proporção (%) do leito do riacho ocupado por	
6. Folhido	Fol
7. Galhos/raízes	Gar
Proporção (%) das margens ocupadas por	
8. Antropizada	Ant
9. Gramíneas	Gra
10. Arbustos	Arb
11. Árvores	Arv
Estrutura do canal	
12. Profundidade (cm)	Pro
13. Largura (cm)	Lar

2.4 CÁLCULO DOS ATRIBUTOS MORFOLÓGICOS

Foram realizadas 13 medidas corporais (TABELA 3; FIGURA 2) em 15 indivíduos de cada espécie coletada. As espécies que apresentaram uma abundância menor foram completadas com indivíduos oriundos da mesma região depositados na Coleção Ictiológica do Museu de História Natural Capão da Imbuia. Nas espécies *Phalloceros megapolos*, *Phalloceros spiloura*, *Poecilia reticulata* e *Xiphophorus helleri* que apresentam dimorfismo sexual acentuado, foram tomadas as medidas somente das fêmeas. As medidas relacionadas com a largura (LMC, LC e LPC) dos indivíduos foram tomadas com auxílio de paquímetro (precisão 0,01 mm) e as demais foram obtidas por meio dos softwares tpsUtil64 (versão 2.12) e tpsDig232 (versão 1.44) (ROHLF, 2004).

TABELA 3 - LISTA DE MEDIDAS CORPORAIS UTILIZADAS NO PRESENTE ESTUDO COM O SEU SIGNIFICADO ECOLÓGICO E ECOSISTÊMICO CONFORME ZAMUDIO ET AL. (2015).

Medida	Código	Significado Ecológico e Ecosistêmico
Largura máxima do corpo	LMC	
Altura da linha média do corpo	ALMC	Locomoção e uso do habitat
Altura máxima do corpo	AMC	
Comprimento padrão	CP	Uso de habitat, ecologia trófica e história de vida
Altura da cabeça	AC	
Largura da cabeça	LC	Ecologia trófica e uso do habitat
Comprimento da cabeça	CC	
Altura dos olhos	ALO	Uso do habitat, ecologia trófica e posição ocupada na coluna da água
Área dos olhos	AO	
Diâmetro do olho	DO	
Comprimento do pedúnculo caudal	CPC	
Altura do pedúnculo caudal	APC	Locomoção e uso do habitat
Largura do pedúnculo caudal	LPC	

Para a confecção da matriz de atributos funcionais foram calculados inicialmente 10 atributos morfológicos (TABELA 4) a partir das 13 medidas corporais com base nos estudos de Gatz (1979), Watson e Balon (1984), Pankhurst (1989), Winemiller (1991), Pouilly et al. (2003) e Willis et al. (2005). Os atributos foram escolhidos por estarem relacionados com as adaptações dos peixes ao fluxo da água, capacidade de natação e posição ocupada na coluna da água (CASATTI e CASTRO, 2006; ZAMUDIO et al., 2015).

FIGURA 2 - MEDIDAS MORFOLÓGICAS OBTIDAS PARA O PRESENTE ESTUDO. LMC: LARGURA MÁXIMA DO CORPO; ALMC: ALTURA DA LINHA MÉDIA DO CORPO; AMC: ALTURA MÁXIMA DO CORPO; CP: COMPRIMENTO PADRÃO; AC: ALTURA DA CABEÇA; LC: LARGURA DA CABEÇA; CC: COMPRIMENTO DA CABEÇA; ALO: ALTURA DOS OLHOS; AO: ÁREA DOS OLHOS; DO: DIÂMETRO DO OLHO; CPC: COMPRIMENTO DO PEDÚNCULO CAUDAL; APC: ALTURA DO PEDÚNCULO CAUDAL; LPC: LARGURA DO PEDÚNCULO CAUDAL.

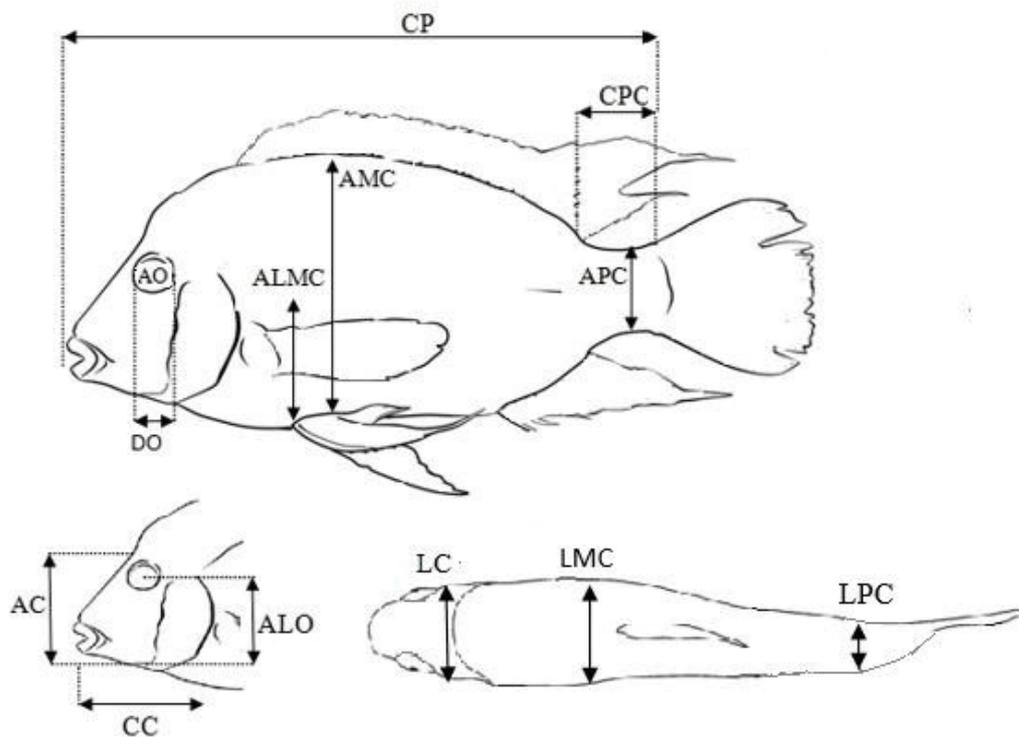


TABELA 4 - ATRIBUTOS MORFOLÓGICOS RELACIONADOS COM A LOCOMOÇÃO, O USO DO HÁBITAT E AS TÁTICAS ALIMENTARES.

Atributo	Código	Cálculo	Significado Ecológico e Ecosistêmico
Índice de compressão	IC	AMC/LMC	Valores altos indicam peixes comprimidos lateralmente, esperado encontrar em habitats com baixa velocidade da água (Watson e Balon, 1984).
Índice de depressão	ID	ALMC/AMC	Valores altos indicam espécies deprimidas ventralmente, geralmente associado a ambientes próximos ao fundo (Watson e Balon, 1984).
Profundidade relativa	PR	AMC/CP	Valores baixos podem indicar peixes que ocupam habitats com alta velocidade (Watson e Balon 1984, Gatz 1979).
Comprimento relativo da cabeça	CRC	CC/CP	Valores altos indicam a capacidade de capturar presas grandes, (Gatz 1979; Pouilly et al. 2003; Watson e Balon 1984).
Altura relativa da cabeça	ARC	AC/AMC	Valores altos indicam a capacidade de capturar presas grandes (Willis et al. 2005).
Área relativa do olho	ARO	AO/(CP) ²	Relacionado à detecção de alimentos e fornece informações sobre o uso da visão para eventos de predação (Pankhurst 1989; Pouilly et al. 2003).
Posição do olho	PO	ALO/ AC	Valores baixos são esperados em espécies com hábitos nectônicos com olhos localizados lateralmente (Watson e Balon 1984).
Comprimento relativo do pedúnculo caudal	CRPC	CPC/CP	Valores altos indicam espécies com boa capacidade de nado e peixes que vivem em habitats com alto fluxo de água (Gatz 1979, Watson e Balon 1984).
Altura relativa do pedúnculo caudal	ARPC	APC/ AMC	Valores baixos indicam um potencial reduzido para manobrabilidade (Winemiller 1991).
Índice de compressão do pedúnculo caudal	ICPC	APC/ LPC	Valores altos indicam natação lenta e pouca manobrabilidade (Gatz 1979, Watson e Balon 1984).

2.5 ANÁLISE DE DADOS

Os dados ambientais relacionados com a estrutura física dos riachos amostrados e entorno foram padronizados e analisados por meio de uma Análise de

Componentes Principais (ACP), com o objetivo de resumir a dimensionalidade do conjunto de variáveis, avaliar a correlação entre os dados (componentes principais) e evidenciar possíveis associações entre os riachos amostrados, parâmetros ambientais e estado de conservação (DIGBY e KEMPTON, 1987; BINI, 2004).

A riqueza foi considerada como o número total de espécies registradas nas amostragens e a diversidade de espécies foi calculada por meio do índice de diversidade de Shannon (H'), que assume que os indivíduos são amostrados ao acaso a partir de uma população “indefinidamente grande” e que todas as espécies estão representadas na amostra (PIELOU, 1975; MAGURRAN, 2004).

Para a avaliação da diversidade funcional foram utilizados índices que descrevem os três aspectos diferentes e independentes desta métrica: riqueza funcional (FRic), que representa a quantidade de espaço funcional preenchido pela comunidade; uniformidade funcional (FEve), que descreve a uniformidade da distribuição das abundâncias em um espaço funcional e divergência funcional (FDiv), que representa como a abundância é distribuída ao longo de um eixo de características funcionais, dentro da faixa ocupada pela comunidade (VILLEGER et al., 2008). Os índices de diversidade funcional foram calculados para cada riacho por meio do pacote FD (LALIBERTÉ e LEGENDRE, 2010) no software R Core Team (2014), utilizando as médias dos atributos funcionais de cada espécie registrada durante as coletas (ANEXO 1).

Após a obtenção dos valores de cada aspecto da diversidade funcional (índices) para cada um dos 17 riachos amostrados, os pontos amostrais foram categorizados em “ambientes urbanizados” e “ambientes conservados”, tendo como base o resultado da análise de componentes principais com as associações entre os riachos e as variáveis ambientais relacionadas com a estrutura física do ambiente aquático e entorno. Diferenças significativas ($p < 0,05$) entre os índices registrados para os ambientes urbanizados e conservados foram avaliadas por meio do teste não paramétrico de Mann-Whitney.

Modelos lineares generalizados foram utilizados para investigar a relação da riqueza e dos índices de diversidade com conjunto de variáveis ambientais consideradas. Apenas os índices que apresentaram diferenças significativas entre os ambientes urbanizados e conservados foram avaliados. A seleção das variáveis (e.g. normalidade, valores fora da série, colinearidade) e dos modelos (e.g. superdispersão, inflacionamento de zeros) seguiu metodologia proposta por Zuur et al. (2009). Em

função da grande representatividade nas amostragens, foi adicionada ao modelo inicial a abundância da espécie exótica *Poecilia reticulata*. Para determinar o modelo com o melhor ajuste para a relação entre a variável resposta (índices) e as variáveis preditoras (conjunto de variáveis ambientais) foi utilizado o Critério de Informação Akaike (*Akaike Information Criterion*, AIC) (BURNHAM e ANDERSON, 1998), corrigido para pequenas amostras (AICc) (HURVICH e TSAI, 1989).

Adicionalmente, a influência da estrutura e relação taxonômica (ordem, família, subfamília, gênero e espécie) na composição das comunidades de peixes amostradas nos riachos foi avaliada por meio das medidas de distinção taxonômica média ($\Delta+$) e variação da distinção taxonômica ($\Lambda+$) (CLARKE e WARWICK, 1998). Estes índices, usualmente utilizados para identificar respostas na variabilidade taxonômica das comunidades biológicas em função de distúrbios e gradientes ecológicos (e.g. ROGERS et al., 1999; LEONARD et al., 2006; JIANG et al., 2015), avalia o grau de relação entre táxons (distância topológica), incorporando informações da identidade e dos diversos níveis da classificação e da relação taxonômica (WARWICK e CLARKE 1995; MAGURRAN, 2004). Os valores obtidos com base em matrizes de presença e ausência e de distância taxonômica entre espécies foram plotados com os intervalos de confiança calculados em 999 simulações para cada índice (CLARKE e WARWICK, 2001). A análise foi efetuada no Software Primer (Versão 6.0) (CLARKE e GORLEY, 2006).

3. RESULTADOS

Foram registradas 23 espécies pertencentes a seis ordens e 10 famílias nos 17 riachos amostrados na bacia do rio Cachoeira (TABELA 5). Três espécies (*Atlantirivulus haraldsiolii*, *Hollandichthys multifasciatus* e *Spintherobolus ankoseion*) são consideradas ameaçadas de acordo com a Lista das espécies da fauna ameaçada de extinção em Santa Catarina (FATMA, 2010) e três são consideradas introduzidas (*Poecilia reticulata*, *Oreochromis niloticus* e *Xiphophorus helleri*). A riqueza e a abundância das espécies em cada um dos riachos amostrados foi apresentada no Erro! Fonte de referência não encontrada..

Os dois eixos da Análise de Componentes Principais explicaram 64,29% da variação acumulada, sendo o primeiro componente responsável por 43,08% dessa variação, com contribuição negativa para as variáveis relacionadas com o percentual de argila e lodo no substrato, margem antropizada e com gramíneas; e com contribuição positiva a quantidade de areia, cascalho, galhos e raízes no substrato e presença de árvores na margem. O segundo eixo explicou 21,21%, com contribuições positivas das variáveis relacionadas com o percentual de cascalho, pedra, argila, galhos e raízes, folhiço no substrato, margem antropizada e profundidade (**Erro! Fonte de referência não encontrada.**).

As unidades amostrais consideradas como urbanizadas apresentaram maior profundidade, maior porcentagem de argila e lodo em seu substrato e as margens apresentam maior porcentagem de gramíneas e áreas antropizadas, como vias, áreas impermeabilizadas, canalizações e áreas construídas (

A e 4B). Os riachos considerados como conservados apresentaram maior largura e substrato heterogêneo, com uma maior porcentagem de folhiço, areia, cascalho e pedras, galhos e raízes, além das margens florestadas (

C e 4D). Apesar dessa separação, todas as unidades amostrais apresentaram algum grau de intervenção antrópica. Os valores das variáveis por riacho constam no ANEXO 3.

TABELA 5 - LISTA DAS ESPÉCIES REGISTRADAS DURANTE O ESTUDO COM SUAS RESPECTIVAS ORDENS, FAMÍLIAS E ABREVIACÕES UTILIZADAS NESTE ESTUDO.

Ordem/Família	Espécie	Sigla
Synbranchiformes		
Synbranchidae	<i>Synbranchus marmoratus</i> Bloch, 1795	SYMA
Gymnotiformes		
Gymnotidae	<i>Gymnotus sylvius</i> Linnaeus, 1758	GYCA
	<i>Gymnotus pantherinus</i> (Steindachner, 1908)	GYPA
Siluriformes		
Callichthyidae	<i>Callichthys callichthys</i> (Linnaeus, 1758)	CACA
	<i>Corydoras ehrhardti</i> Steindachner, 1910	COEH
	<i>Scleromystax barbatus</i> (Quoy&Gaimard, 1824)	SCBA
Loricariidae		
	<i>Hypostomus cf. commersoni</i> Valenciennes, 1836	HYCO
	<i>Pseudotothyris obtusa</i> (Miranda Ribeiro, 1911)	PSOB
Heptapteridae		
	<i>Rhamdia quelen</i> (Quoy&Gaimard, 1824)	RHQU
Characiformes		
Characidae	<i>Astyanax laticeps</i> (Cope, 1894)	ASLA
	<i>Hollandichthys multifasciatus</i> (Eigenmann& Norris, 1900)	HOMU
	<i>Hyphessobrycon boulengeri</i> (Eigenmann, 1907)	HYBO
	<i>Hyphessobrycon griemi</i> Hoedeman, 1957	HYGR
	<i>Mimagoniates microlepis</i> (Steindachner, 1877)	MIMI
	<i>Spintherobolus ankoseion</i> Weitzman&Malabarba, 1999	SPAN
Erythrinidae	<i>Hoplias malabaricus</i> (Bloch, 1794)	HOMA
Cichliformes		
Cichlidae	<i>Geophagus brasiliensis</i> (Quoy&Gaimard, 1824)	GEBR
	<i>Oreochromis niloticus</i> (Linnaeus, 1758)	ORNI
Cyprinodontiformes		
Poeciliidae	<i>Phalloceros megapolos</i> Lucinda, 2008	PHME
	<i>Phalloceros spiloura</i> Lucinda, 2008	PHSP
	<i>Poecilia reticulata</i> Peters, 1859	PORE
	<i>Xiphophorus helleri</i> Heckel, 1848	XIHE
Rivulidae	<i>Atlantirivulus haraldsioli</i> (Berkenkamp, 1984)	ATHA

FIGURA 3 - ANÁLISE DOS COMPONENTES PRINCIPAIS (CP) COM AS VARIÁVEIS AMBIENTAIS (PADRONIZADAS) RELACIONADAS COM A ESTRUTURA FÍSICA DOS RIACHOS AMOSTRADOS EM AMBIENTES URBANIZADOS (●) E CONSERVADOS (□).

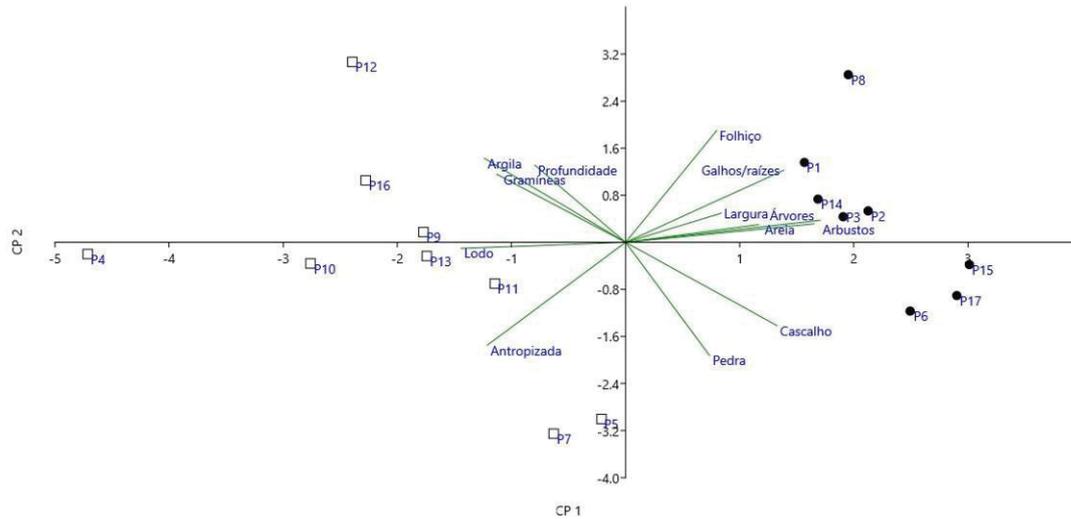


FIGURA 4 - EXEMPLOS DE RIACHOS CONSIDERADOS URBANIZADOS (A, B) E PRESERVADOS (C, D).



As medidas de riqueza, diversidade (Shannon) e diversidade funcional de cada riacho constam na TABELA 6. Fonte de referência não encontrada.. O teste de Mann-Whitney revelou diferenças significativas entre os riachos urbanizados e conservados para riqueza ($p = 0,022863$) e riqueza funcional ($p = 0,018326$), indicando que riachos com substratos mais heterogêneos e margens mais conservadas apresentam maior riqueza funcional. Não foram encontradas diferenças significativas para H' ($p = 0,13583$), FEve ($p = 0,96163$) e FDiv ($p = 0,36064$) entre riachos urbanizados e conservados.

TABELA 6 - RIQUEZA E ÍNDICES DE DIVERSIDADE FUNCIONAL PARA CADA RIACHO AMOSTRADO. RIQUEZA DE ESPÉCIES (S), DIVERSIDADE DE SHANNON (H'), RIQUEZA FUNCIONAL (FRIC), UNIFORMIDADE FUNCIONAL (FEVE), DISPERSÃO FUNCIONAL (FDIV).

	S	H'	FRic	FEve	FDiv
Riachos preservados					
P1	10	1,705	9,856	0,731	0,786
P2	11	1,825	4,253	0,510	0,685
P3	10	1,915	12,500	0,519	0,543
P6	6	1,007	9,400	0,579	0,893
P8	3	0,677	0,314	0,823	0,962
P14	7	1,590	15,204	0,703	0,452
P15	5	0,689	3,690	0,430	0,838
P17	4	0,808	8,531	0,558	0,828
Riachos urbanizados					
P4	3	0,457	0,596	0,806	0,277
P5	4	1,166	2,016	0,711	0,881
P7	4	0,820	6,024	0,645	0,445
P9	4	0,986	4,732	0,662	0,703
P10	3	0,501	0,0296	0,789	0,583
P11	6	1,214	3,306	0,553	0,698
P12	3	0,524	0,339	0,335	0,969
P13	3	0,917	0,029	0,517	0,660
P16	5	0,874	3,024	0,465	0,609

Para a riqueza, os modelos compostos pelas variáveis largura (Lar) e contribuição percentual de folhíço no substrato (Fol) apresentaram os menores valores de AICc (TABELA 7), indicando uma correlação relativamente pequena entre riqueza e a estrutura do ambiente. Por outro lado, a FRic apresentou associação com as variáveis

relacionadas com a contribuição percentual de cascalho (Cas) e de folhiço no substrato (Fol), além da antropização (Ant) das margens (TABELA 8).

TABELA 7 - MODELOS UTILIZADOS PARA EXAMINAR A RELAÇÃO ENTRE A RIQUEZA E VARIÁVEIS AMBIENTAIS DOS 17 RIACHOS AMOSTRADOS. AICC: AKAIKE INFORMATION CRITERION CORRIGIDO PARA PEQUENAS AMOSTRAS; Δ AICC: DIFERENÇA NO AKAIKE INFORMATION CRITERION CORRIGIDO PARA PEQUENAS AMOSTRAS; PESO: PESO DE AICC; DP: DESVIO PERCENTUAL EXPLICADO PELAS VARIÁVEIS RESPOSTAS PELO MODELO EM CONSIDERAÇÃO. LOD: LODO; ARE: AREIA; CAS: CASCALHO; PED: PEDRA; GAR: GALHOS E RAÍZES; FOL: FOLHIÇO; ANT: ANTROPIZADO; ARV: ÁRVORE; PRO: PROFUNDIDADE; LAR: LARGURA; POE: *Poecilia reticulata*.

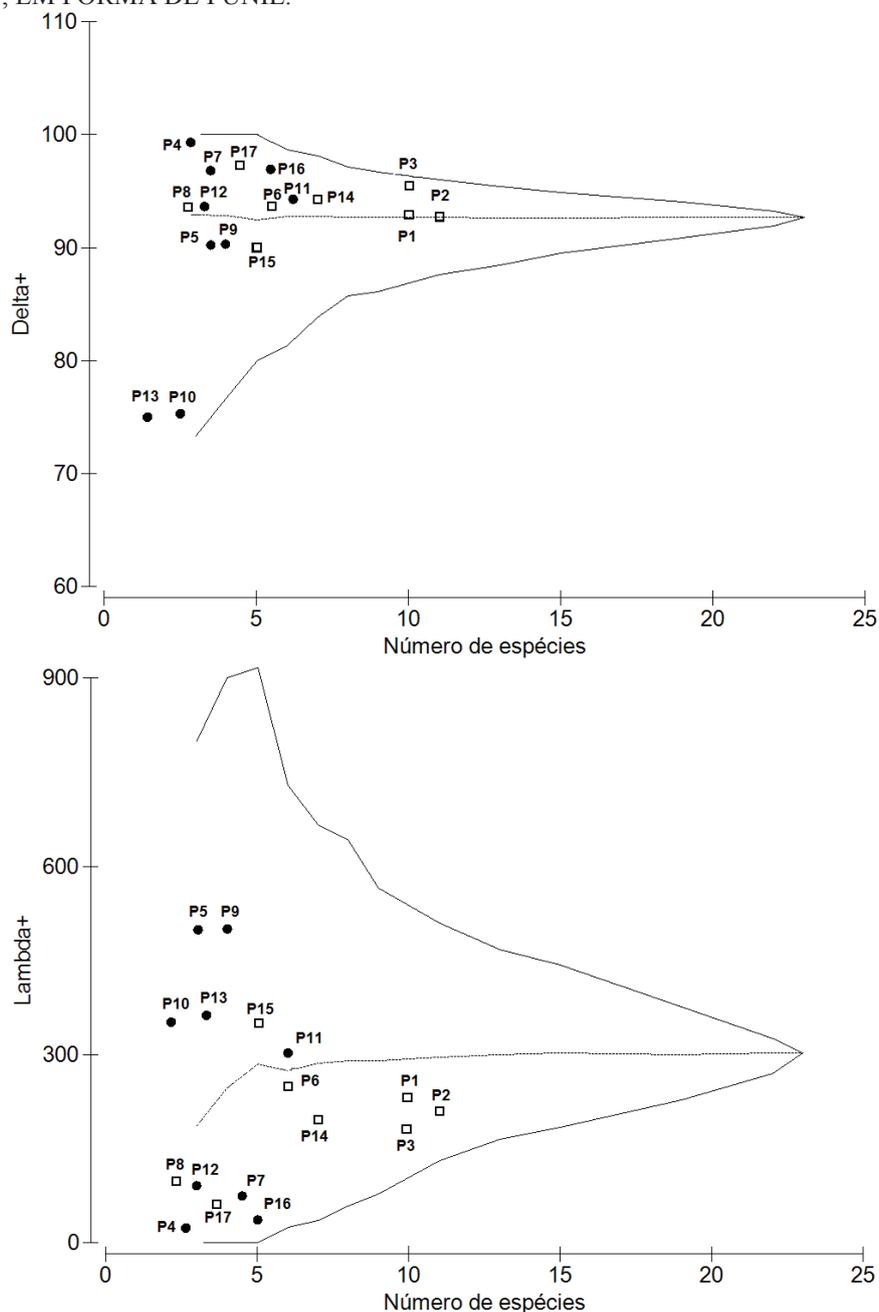
Modelos	AICc	Δ AICc	Peso	%DP
Lar	79,63	0,0	0,436	12,33
Fol + Lar	80,50	0,4	0,357	27,49
Fol + Pro + Lar	82,53	2,0	0,158	35,02
Gar + Fol + Pro + Lar	85,38	4,9	0,038	41,60
Are + Gar + Fol + Pro + Lar	87,80	7,3	0,001	54,72
Lod + Are + Gar + Fol + Pro + Lar	92,79	12,3	<0,001	60,19
Lod + Are + Gar + Fol + Ant + Pro + Lar	99,03	18,5	<0,001	67,03
Lod + Are + Cas + Gar + Fol + Ant + Pro + Lar	108,23	27,7	<0,001	69,66
Lod + Are + Cas + Ped + Gar + Fol + Ant + Pro + Lar	121,07	40,6	<0,001	70,26
Lod + Are + Cas + Ped + Gar + Fol + Ant + Pro + Lar + Poe	139,14	58,6	<0,001	70,58
Lod + Are + Cas + Ped + Gar + Fol + Ant + Arv + Pro + Lar + Poe	166,34	85,8	<0,001	70,59

TABELA 8 - MODELOS UTILIZADOS PARA EXAMINAR A RELAÇÃO ENTRE A RIQUEZA FUNCIONAL E VARIÁVEIS AMBIENTAIS DOS 17 RIACHOS AMOSTRADOS. AICC: AKAIKE INFORMATION CRITERION CORRIGIDO PARA PEQUENAS AMOSTRAS; Δ AICC: DIFERENÇA NO AKAIKE INFORMATION CRITERION CORRIGIDO PARA PEQUENAS AMOSTRAS; PESO: PESO DE AICC; DP: DESVIO PERCENTUAL EXPLICADO PELAS VARIÁVEIS RESPOSTAS PELO MODELO EM CONSIDERAÇÃO. LOD: LODO; ARE: AREIA; CAS: CASCALHO; PED: PEDRA; GAR: GALHOS E RAÍZES; FOL: FOLHIÇO; ANTANTROPIZADO; ARV: ÁRVORE; PRO: PROFUNDIDADE; LAR: LARGURA; POE: *Poecilia reticulata*.

Modelos	AICc	Δ AICc	Peso	%DP
Cas + Urb	146,62	0,0	0,430	54,62
Cas + Fol + Urb	146,96	0,6	0,321	63,15
Cas + Ped + Fol + Urb	149,43	3,2	0,089	67,94
Are + Cas + Ped + Fol + Urb	150,62	6,2	0,019	73,12
Are + Cas + Ped + Gar + Fol + Urb	156,54	12,5	<0,001	75,07
Are + Cas + Ped + Gar + Fol + Urb + Arv	165,62	20,2	<0,001	77,80
Are + Cas + Ped + Gar + Fol + Urb + Arv + Poe	176,80	30,7	<0,001	80,84
Lod + Are + Cas + Ped + Gar + Fol + Urb + Arv + Poe	194,32	48,2	<0,001	81,48
Lod + Are + Cas + Ped + Gar + Fol + Urb + Arv + Lar + Poe	221,00	75,4	<0,001	81,50
Lod + Are + Cas + Ped + Gar + Fol + Urb + Arv + Pro + Lar + Poe	266,33	120,7	<0,001	81,50

Os índices de distinção taxonômica média (Delta+) e variação da distinção taxonômica (Lambda+) indicaram que a estrutura e relação taxonômica da ictiofauna foi similar nas unidades de amostragem (riachos), entretanto a distinção taxonômica média de dois riachos urbanizados (P10 e P13) estiveram muito abaixo da média esperada (FIGURA 5). Nesses dois pontos de amostragem foram coletados somente peixes da ordem Cyprinodontiformes.

FIGURA 5 - DISTINÇÃO TAXONÔMICA MÉDIA (DELTA+) E VARIAÇÃO DA DISTINÇÃO TAXONÔMICA (LAMBDA+) DA ESTRUTURA E RELAÇÃO TAXONÔMICA DA ICTIOFAUNA REGISTRADA NOS RIACHOS URBANIZADOS (●) E CONSERVADOS (□). PARA AMBOS OS ÍNDICES, A MÉDIA ESPERADA FOI REPRESENTADA PELA LINHA PONTILHADA CENTRAL E O LIMITE DO INTERVALO DE CONFIANÇA (95%) DADO PELAS LINHAS SÓLIDAS DO ENTORNO, EM FORMA DE FUNIL.



4. DISCUSSÃO

A ictiofauna da bacia do rio Cachoeira é caracterizada por peixes típicos de riachos litorâneos da Mata Atlântica, compreendidos entre o norte de Santa Catarina e o litoral do Paraná (PINHEIRO, 2004; OYAKAWA et al., 2006; ABILHOA e BASTOS, 2009; ABRAHÃO et al., 2015, PINHEIRO et al., 2017). A participação das diferentes ordens reflete a situação descrita para os rios neotropicais por McConnel e Lowe-McConnell (1987), com predomínio das ordens Characiformes e Siluriformes, as quais também formam o conjunto principal de espécies em riachos da Mata Atlântica (CASTRO et al., 2003; BARRETO e ARANHA, 2005; ABILHOA et al., 2011; ABRAHÃO et al., 2015; BIFI et al., 2017).

Para estes ambientes aquáticos, os peixes em sua maioria são de pequeno porte (< 15 cm) (CASTRO, 1999; LANGEANI et al., 2007), bem adaptados à vida em cursos de água corrente (lóticos), onde o regime de chuvas, as variações locais na velocidade do fluxo de água, a natureza do fundo, a profundidade e a vegetação ripária têm papel importante na estruturação das comunidades (ESTEVES e ARANHA, 1999; OYAKAWA et al., 2006). Estes fatores ambientais, além de importantes na configuração das comunidades aquáticas, também podem impor uma grande limitação no estabelecimento dos organismos em ambientes lóticos (VANNOTE et al., 1980).

Nos pequenos riachos, a queda de galhos e troncos da vegetação marginal dentro de seu canal pode provocar inúmeros pequenos represamentos, e estes ambientes criam condições favoráveis para o abrigo de diferentes grupos de peixes (MENEZES et al., 2007; CASSATTI et al., 2012), como aqueles registrados nos pontos P1, P3, P6 e P14, sendo a comunidade representada por espécies torrentícolas, como os lambaris *A. laticeps*, *H. multifasciatus* e *M. microlepis*, bentônicas, como os cascudos *C. ehrhardti*, *P. obtusa* e *S. barbatus* e também por peixes que vivem próximo das margens, como a tucuna *G. pantherinus* e a traíra *H. malabaricus*.

As espécies *P. reticulata* e *P. megapolos*, pertencentes a família Poeciliidae, foram as que apresentaram maiores abundâncias e frequência de ocorrência nas coletas. A dominância dessas espécies pode ser em função de alguns atributos morfológicos (WATSON e BALON, 1984; OLIVEIRA et al., 2010), como a boca voltada para cima, os olhos grandes e as nadadeiras que permitem grande manobrabilidade, características típicas de peixes que habitam a superfície da água (LUCINDA et al., 2003). Além disso, os poecídeos apresentam grande flexibilidade alimentar, consumindo itens alóctones e

autóctones, de origem vegetal e animal, além de detritos (DUSSAULT e KRAMER, 1981; MAZZONI et al., 2010; BONATO et al., 2012). Considerando a viviparidade, que permite que a reprodução seja independente das variáveis ambientais (MACHADO et al., 2002; ABILHOA et al., 2011), e a tolerância às drásticas alterações ambientais (LEMES e GARUTTI, 2002), estes organismos possuem grande capacidade de permanecer ou colonizar áreas urbanizadas (CUNICO et al., 2006).

Com exceção do ponto P8, todos os outros pontos amostrais apresentaram dominância de espécies da família Poeciliidae. Como os índices FEve e FDiv são ponderados pelas abundâncias das espécies presentes na comunidade (MASON et al., 2005; VILLEGGER et al., 2008), as abundâncias dos poecilídeos influenciaram no resultado desses índices, fazendo com que riachos urbanos e conservados não apresentassem diferenças significativas para FEve e FDiv. A distinção taxonômica também não apresentou diferenças entre riachos urbanos e conservados, apesar dos valores muito abaixo da média nos pontos urbanos P10 e P13.

Valores altos de FEve são obtidos com distribuição regular das espécies dentro do espaço funcional ocupado ou quando as abundâncias das espécies são semelhantes, enquanto que valores baixos indicam que existem espaços funcionais ocupados e outros densamente povoados (VILLEGGER et al., 2008; MOUCHET et al., 2010; SCHLEUTER et al., 2010). A constância de valores intermediários no presente estudo sugere a dominância de um grupo funcional nos pontos amostrais e que as abundâncias das espécies não estão distribuídas de maneira uniforme.

Para FDiv, os valores altos indicam um alto grau de diferenciação de nichos e também que as espécies mais abundantes são muito diferentes e competem pouco (MASON et al., 2005; VILLEGGER et al., 2008; MOUCHET et al., 2010). Independentemente do nível de conservação dos riachos, a maioria apresentou valores médios ou altos para FDiv, com exceção do ponto P4 ($FDiv = 0,2779070$), sugerindo que neste ponto existe uma maior competição por espaço e recursos (DOLBETH et al., 2016).

Os riachos considerados conservados apresentaram uma maior riqueza e como consequência uma maior riqueza funcional. Esse resultado é semelhante a outros estudos (VILLÉGER et al., 2010; HITT e CHAMBERS, 2014; TERRA et al., 2015) e atende a uma das características do índice, que postula que quanto maior a riqueza, maior tende a ser o espaço funcional ocupado pela comunidade (MASON et al., 2005; VILLEGGER et al., 2008). No entanto, riachos urbanos e conservados que apresentaram

riquezas iguais apresentaram valores de FRic diferentes, como o caso dos pontos P6 (FRic = 9,4001) e P11 (FRic = 3,3066) e dos pontos P5 (FRic = 2,0166) e P17 (FRic = 8,5318). Os pontos denominados P6 (rio Bush Lepper) e P17 (rio Antônio Degelmann) estão inseridos dentro de fragmentos florestais, e apresentaram espécies de peixes típicas da Mata Atlântica, de diferentes famílias, aumentando o espaço funcional ocupado em função de uma maior representatividade filogenética.

A relação entre a riqueza funcional (FRic) e o grau de urbanização observada nos modelos indica que alterações das margens podem influenciar na estrutura de toda a biota aquática, levando a uma simplificação funcional dessas comunidades. De fato, riachos com maior representatividade de áreas com ações antrópicas apresentaram menores valores de FRic. A perda de diversidade funcional em função da urbanização também foi observada em outros organismos da comunidade aquática (BARNUM et al., 2018; COLZANI et al., 2013; GIMENEZ e HIGUTI, 2017).

Com relação ao registro de várias espécies exóticas, a introdução de peixes é considerada um dos principais problemas para conservação das comunidades de água doce (KARR, 1981; VITULE, 2009), sendo que a aquariofilia é uma das formas mais comuns de entrada de novas espécies em corpos d' água (AZEVEDO- SANTOS et al., 2015; MAGALHAES et al., 2017). Os poecilídeos *P. reticulata* e *X. helleri* são originários da Venezuela e México, respectivamente (LUCINDA, 2003), e sua introdução na bacia hidrográfica do rio Cachoeira muito provavelmente se deve ao descarte por aquaristas. Estas espécies já foram registradas em outras bacias hidrográficas da Mata Atlântica (CUNICO et al., 2006; BERTACO, 2009; GUBIANI et al., 2010; DAGA et al., 2012; PEREIRA et al., 2014) e sua presença é considerada como indicadora de ambientes alterados (REZNICK et al., 2012; SOUZA e TOZZO, 2013). Por outro lado, a ocorrência da tilápia (*O. niloticus*) muito provavelmente se deve ao escape de tanques de piscicultura, o que já foi registrado para outras bacias hidrográficas da Mata Atlântica (VITULE, 2009; CASSATTI et al., 2012; ABRAHÃO et al., 2015).

Os resultados indicam que o aumento da urbanização tem um papel decisivo na perda de importantes atributos funcionais e na consequente diminuição da diversidade funcional em uma bacia hidrográfica da Mata Atlântica. As modificações causadas por ações antrópicas resultam em limitações dos grupos funcionais de um riacho, o que pode ocasionar a homogeneização da comunidade, ou seja, o aumento da semelhança entre diferentes biotas por meio da redução da diversidade em qualquer nível de

organização (taxonômico, filogenético, funcional e/ou genético) (OLDEN e ROONEY, 2006; MCKINNEY, 2006).

Apesar o alto grau de urbanização presente na bacia do rio Cachoeira (MAIA et al., 2014), o registro de espécies endêmicas da Mata Atlântica como *A. haraldsiolii*, *A. laticeps*, *H. multifasciatus*, *M. microlepis*, *S. ankoseione*, *S. barbatus*, também ressalta a importância da conservação das margens em ambientes lóticos. Esses peixes de pequeno porte dependem da vegetação marginal para sua alimentação (ABILHOA et al., 2011; CERVIA et al., 2016).

REFERÊNCIAS

- ABILHOA, V.; BASTOS, L.P. Fish, Cubatão River basin, Atlantic Rainforest stream, Paraná, Brazil. **Check List**, v.5, n.1, p. 08–18. 2009.
- ABILHOA, V.; BRAGA, R.R.; BORNATOWSKI, H.; VITULE, J.R.S. Fishes of the Atlantic Rain Forest streams: ecological patterns and conservation, pp. 259-282. In: GRILLO, O.; VENORA, G. (Eds). **Changing Diversity in Changing Environment**. Croatia: Intech, 2011.
- ABRAHÃO, V.P.; Claro-García, A.; Souza-Shibatta, L.; Shibatta, A.O. Rapid survey of ichthyofauna from rivers and streams of coastal hydrographic regions of Santa Catarina state, Brazil. **Check List**, v.11, n.5, p. 17-81. 2015. [https:// doi:10.15560/11.5.1781](https://doi.org/10.15560/11.5.1781).
- AZEVEDO-SANTOS, V.M.; PELICICE, F.M.; LIMA-JUNIOR, D.P.; MAGALHÃES A.L.B.; ORSI, M.L.; VITULE, J.R.S.; AGOSTINHO, A.A. How to avoid fish introductions in Brazil: education and information as alternatives. **Natureza & Conservação**, v.13, n.2, p. 123-132. 2015. [https:// doi:10.1016/j.ncon.2015.06.002](https://doi.org/10.1016/j.ncon.2015.06.002)
- BARLETTA, M.; JAUREGUIZAR, A.J.; BAIGUN, C.; FONTOURA, N.F.; AGOSTINHO, A.A.; ALMEIDA-VAL, V.M.; VAL, A.L.; TORRES, R.A.; JIMENES-SEGURA, L.F.; GIARRIZZOS, T.; FABRÉ, N.N.; BATISTA, V.S.; LASSO, C.; TAPHORN, D.C.; COSTA, M.F.; CHAVES, P.T.; VIEIRA, J.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**, v.76, p. 2118-2176. 2010. [https:// doi:10.1111/j.1095-8649.2010.02684.x](https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.2010.02684.x).
- BARNUM, T.R.; WELLER, D.E.; WILLIAMS, M. Urbanization reduces and homogenizes trait diversity in stream macroinvertebrate communities. **Ecological Applications**, v.27, n.8, p. 2428-2442. 2018. [https:// doi: 10.1002/eap.1619](https://doi.org/10.1002/eap.1619).
- BARRETO, A.P.; ARANHA, J.M.R. Assembléia de peixes de um riacho de Floresta Atlântica: composição e distribuição espacial (Guaraqueçaba, Paraná, Brasil). **Acta Sci. Biol. Sci**, v.27, n.2, p.153-160. 2005.
- BASTOS, L.P.; ABILHOA, V. A utilização do índice de integridade biótica para avaliação da qualidade de água: um estudo de caso para riachos urbanos da bacia hidrográfica do rio Belém, Curitiba, Paraná. **Revista Estudos de Biologia**, v.26, p. 33-44. 2004.
- BERTACO, V.A. Freshwater Fishes, Ilha de Santa Catarina, Southern coastal drainage of the state of Santa Catarina, Brazil. **Check List**, v.5, n.4, p.898–902. 2009.
- BIFI, A.G.; DIAS, A.C.; FROTA, A. Fish species (Osteichthyes: Actinopterygii) from two tributaries of the Rio do Peixe basin, Tupã municipality, São Paulo state, Brazil. **Check List** v.13, n.2, p.20-63. 2017. [https:// doi:10.15560/13.2.2063](https://doi.org/10.15560/13.2.2063)

BINI, L.M. Análises multivariadas e limnologia: exploração, síntese e inferência de um mundo aquático complexo. In: BICUDO, C. E. M.; BICUDO, D. C. (Eds.) **Amostragem em limnologia**, – São Carlos – São Paulo - Editora RiMa. 372 p. 2004.

BONATO, K.O.; FERRER, J. New record and distribution extension of *Phalloceros spiloura* Lucinda, 2008 (Cyprinodontiformes: Poeciliidae). **CheckList**, v.9, n.6, p. 1545-1547. 2013.

BURNHAM, K.P.; ANDERSON, D.R. Introduction. In Model Selection and Inference. **Springer**, New York, NY: 1-31. 1998.

CASATTI, L.; CASTRO R.M.C. Testing the ecomorphological hypothesis in a headwater rifles fish assemblage of the rio São Francisco, southeastern Brazil. **Neotropical Ichthyology**, v.4, p. 203-214. 2006.

CASATTI, L.; FERREIRA, C.P.; CARVALHO, F.R.; Grass-dominated stream sites exhibit low fish species diversity and dominance by guppies: an assessment of two tropical pasture river basins. **Hydrobiologia**, v.632, p. 273-283. 2009.[https://doi: 10.1007/s10750-009-9849-y](https://doi.org/10.1007/s10750-009-9849-y)

CASATTI, L.; TERESA, F.B.; GONÇALVES-SOUZA, T.; BESSA E.; MANZOTTI A.R.; GONÇALVES, C.S.; ZENI, J.O. From forests to cattail: how does the riparian zone influence stream fish? **Neotropical Ichthyology**, v.10, n.1, p. 205-214. 2012.

CASTRO, R.M.C. Evolução da ictiofauna de riachos sul-americanos: padrões gerais e possíveis processos causais. In: CARAMASCHI, E.P.; MAZZONI, R.; BIZERRIL, C.R.S.F.; PERES-NETO, P.R. (Eds.). **Ecologia de Peixes de Riachos: Estado Atual e Perspectivas**. Oecologia Brasiliensis, Rio de Janeiro v.5, p.139-155. 1999.

CASTRO, R.M.C.; CASATTI, L.; SANTOS, H.F.; FERREIRA, K.M.; RIBEIRO, A.C.; BENINE, R.C.; DARDIS, G.Z.P.; MELO, A.L.A.; STOPIGLIA, R.; ABREU, T.X.; BOCKMANN, F.A.; CARVALHO, M.; GIBRAN, F.Z.; LIMA, F.C.T. Estrutura e composição da ictiofauna de riachos do rio Paranapanema, sudeste e sul do Brasil. **Biota Neotropica** v.3, n.1. 2003.BN01703012003

CERVIÁ, J.L.; MAZZONI, R.; REZENDES, C.F. Effects of riparian forest removal on the trophic dynamics of a Neotropical stream fish assemblage. **Journal of fish biology**, v.4, p. 202-214. 2016.

CIANCIARUSO, M.V.; SILVA, I.A.; BATALHA, M.A. Diversidades filogenética e funcional: novas abordagens para a Ecologia de comunidades. **Biota Neotropica**, v.9, p. 93-103. 2009.

CLARKE, K.R.; WARWICK, R.M. A taxonomic distinctness index and its statistical properties. **Journal of Applied Ecology**, v.35, n.4, p.523-531. 1998. [http://doi:10.1046/j.13652664.1998.3540523.x](http://doi.org/10.1046/j.13652664.1998.3540523.x).

CLARKE, K.R.; WARWICK, R.M. A further biodiversity index applicable to species lists: variation in taxonomic distinctness. **Marine Ecology Progress series**, v.216, p. 265-278.2001

CLARKE, K.R.; GORLEY, R.N. **Primer v6: user manual/tutorial**. PRIMER-E, Plymouth. 2006.

COLZANI, E.; SIQUEIRA, T.; SURIANO, M.T.; ROQUE, F.O. Responses of aquatic insect functional diversity to landscape changes in Atlantic Forest. **Biotropica**, v.45, n.3, p. 343-350. 2013. [https://doi: 10.1111/btp.12022](https://doi.org/10.1111/btp.12022).

CRUZ, B.B.; MIRANDA, L.E.; CETRA, M. Links between riparian landcover, in stream environment and fish assemblages in headwater streams of south-eastern Brazil. **Ecology of Freshwater Fish**, v. 22, p.607-616. 2013. [https://doi: 10.1111/eff.12065](https://doi.org/10.1111/eff.12065)

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**, v. 23, n.4, p. 1101–1110. 2006.

CUNICO, A.M.; ALLAN, J.D.; AGOSTINHO, A.A. (2011) Functional convergence of fish assemblages in urban streams of Brazil and the United States. **Ecological Indicators**, v. 11, p. 1354-1359. 2011. [https://doi:10.1016/j.ecolind.2011.02.009](https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.02.009).

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.

de SOUZA, F.; TOZZO, R.A. (2013) *Poecilia reticulata* Peters 1859 (Cyprinodontiformes, Poeciliidae) como possível bioindicador de ambientes degradados. **Revista Meio Ambiente e Sustentabilidade**, v.3, n.2, p. 162-175. 2013.

DIGBY, P.G.N.; KEMPTON, R.A. **Multivariate analysis of ecological communities**. London, Chapman and Hall. 206p. 1987.

DOCILE, T.N.; FIGUEIRO, R.; PORTELA, C.; NESSIMIAN, J.L. Macroinvertebrate diversity loss in urban streams from tropical forests. **Environ Monit Assess**, p.188-237. 2016. [https://doi:10.1007/s10661-016-5237-z](https://doi.org/10.1007/s10661-016-5237-z)

DOLBETH, M.; VENDEL, A.L.; PESSANHA, A.; PATRÍCIO, J. Functional diversity of fish communities in two tropical estuaries subjected to anthropogenic disturbance. **Marine pollution bulletin**, v.112, n.1-2 p.244-254. 2016. [https://doi: 10.1016/j.marpolbul.2016.08.011](https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.08.011).

DUSSAULT, G.V.; KRAMER, D.L. Food and feeding behavior of the guppy, *Poecilia reticulata* (Pisces: Poeciliidae). **Canadian Journal of Zoology**, v.59, n.4, p. 684-701. 1981.

ESTEVEZ, K.E.; ARANHA, J.M.R.; Ecologia trófica de peixes de riachos. **Ecologia de peixes de riachos**, v.6. 1999.

FATMA – Fundação de Meio Ambiente. Lista das espécies da fauna ameaçada de extinção em Santa Catarina: relatório técnico final. 2010.

FUNDEMA – FUNDAÇÃO MUNICIPAL DO MEIO AMBIENTE DE JOINVILLE. Cartilhas bacias hidrográficas. Prefeitura Municipal de Joinville, Joinville, 2009.

GATZ, A.J.Jr. Ecological morphology of freshwater stream fishes. **Tulane Studies in Zoology and Botany**, v.21, p.91-124. 1979.

GIMENEZ, B.C.G.; HIGUTI, J. Land use effects on the functional structure of aquatic insect communities in Neotropical streams, **Inland Waters**, v.7, n.3, p. 305-313. 2017. <https://doi:10.1080/20442041.2017.1329910>.

GREGORY, S.V.; SWANSON, F.J.; MCKEE, W.A.; CUMMINS, K.W. An Ecosystem Perspective of Riparian Zones. Focus on Links Between Land and Water. **Bio Science**, v. 41, p. 540-551. 1991.

GUBIANI, E.A.; DAGA, V.S.; FRANA, V.A.; GRAÇA, W.J. Fish, Toledo urban streams, São Francisco Verdadeiro River drainage, upper Paraná River basin, state of Paraná, Brazil. **CheckList** v.6, n.1, p.45-48. 2010. <https://doi:10.15560/6.1.045>.

HITT, N.P.; CHAMBERS, D.B. Temporal changes in taxonomic and functional diversity of fish assemblages downstream from mountaintop mining. **Freshwater Science**, v. 33, n. 3, p. 915-926. 2014. <https://doi:10.1086/676997>.

HURVICH, C.M.; TSAI, C.L. Regression and time series model selection in small samples. **Biometrika**, v. 76, n.2, p. 297-307. 1989. <https://doi:10.1093/biomet/76.2.297>.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Cidades@**. Disponível em: <http://www.cidades.ibge.gov.br>. Acesso em: 14 ago. 2018.

JIANG, Z.G.; BROSSE, S.; JIANG, X.M.; ZHANG, E. Measuring ecosystem degradation through half a century of fish species introductions and extirpations in a large isolated lake. **Ecological indicators**, v.58, p.104-112. 2015. <https://doi:10.1016/j.ecolind.2015.05.040>.

KARR, Jr. Assessment of biotic integrity using fish communities. **Fisheries**, v.6, n.6, p. 21-27. 1981.

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

LANGANI, F.; CASTRO, R.M.C.; OYAKAWA, O.T.; SHIBATTA, O.A.; PAVANELLI, C.S.; CASATTI, L. Diversidade da ictiofauna do Alto Rio Paraná: composição atual e perspectivas futuras. **Biota Neotropica**, p. 181-197. 2007.

LEMES, E.M.; GARUTTI, V. Ecologia da ictiofauna de um córrego de cabeceira da bacia do alto rio Paraná, Brasil. **Iheringia: Série Zoologia**, p. 69-78. 2002.

LEONARD, D.R.P.; CLARKE, K.R.; SOMERFIELD, P.J.; WARWICK, R.M. The application of an indicator based on taxonomic distinctness for UK marine biodiversity

assessments. **Journal of Environmental Management**, v.78, n.1 p.52-62. 2006. <https://doi:10.1016/j.jenvman.2005.04.008>.

LINO, C.F.; DIAS, H. **INSTITUTO AMIGOS DA RESERVA DA BIOSFERA DA MATA ATLÂNTICA**. Anuário Mata Atlântica 2014: Convenção da Diversidade Biológica/ Metas de Aichi – CDB- A Mata Atlântica e as metas Nacionais da Biodiversidade para 2020. IA-RBMA,São Paulo. 2014.

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

LUCINDA, P.H. (2003). Family Poeciliidae. In: REIS, R. E.; KULLANDER, S. O.; FERRARIS, C. J. (Eds.). **Check list of the freshwater fishes of South and Central America**. Edipucrs. p. 555-581. 2003.

MACHADO, G.; GIARETTA, A.A.; FACURE, K.G. Reproductive cycle of a population of the guaru, *Phallocerus caudimaculatus* (Poeciliidae), in southeastern Brazil. **Studies on Neotropical Fauna and Environment**, v.37, n.1, p.15-18. 2009.

McCONNELL, R.; LOWE-McCONNELL, R.H. **Ecological studies in tropical fish communities**. Cambridge University Press. 1987.

MAGALHÃES, A.L.; ORSI, M.L.; PELICICE, F.M.; AZEVEDO-SANTOS, V.M.; VITULE, J.; LIMA-JUNIOR, P.D.; BRITO, M.F. Small size today, aquarium dumping tomorrow: sales of juvenile non-native large fish as an important threat in Brazil. **Neotropical Ichthyology**, v.15, n.4. 2017. <https://doi:10.1590/1982-0224-20170033>.

MAGURRAN, A.E. **Measuring biological diversity**. Oxford, Blackwell Science, 256p. 2004.

MAIA, B.G.O.; KLOSTERMANN, D.; RIBEIRO, J.M.G.; SIMM, M.; OLIVEIRA, T.M.N.; BARROS, V.G. Bacias Hidrográficas da Região de Joinville. 2014. Disponível em:<http://www.cubataojoinville.org.br/_publicacoes/bacias-hidrograficas-da-regiao-de-joinville.pdf>. Acesso em: 10 jul. 2017.

MASON, N.W.; 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. <https://doi:10.1111/j.0030-1299.2005.13886.x>.

MAZZONI, R.; ARAÚJO, R.R.D.S.; SANTOS, G.C.T.D.; IGLESIAS-RIOS, R. Feeding ecology of *Phallocerus anisophallos* (Osteichthyes: Cyprinodontiformes) from Andorinha Stream, Ilha Grande, Brazil. **Neotropical Ichthyology**, v.8, n.1, p.179-182.2010. <https://doi:10.1590/S1679-62252010000100021>.

MCKINNEY, M.L. Urbanization as a major cause of biotic homogenization. **Biological Conservation**, v.127, p.247–260, 2006. <https://doi:10.1016/j.biocon.2005.09.005>.

MELLO, Y.R.; KOEHNTOPP, P.I. Características climáticas da Bacia Hidrográfica do Rio Cachoeira, Joinville (SC). **Acta Biológica Catarinense**. v.4, n.3, p.18-28. 2017. <https://doi.org/10.21726/abc.v4i3.415>

MENEZES, N.A.; WEITZMAN, S.H.; OYAKAWA, O.T.; LIMA, F.C.T.; CASTRO, R.M.C.; WEITZMAN, M.J. **Peixes de água doce da Mata Atlântica**. Museu de Zoologia - Universidade de São Paulo, São Paulo. 2007.

MEYER, J.L.; PAUL, M.J.; TAULBEE, W.K. Stream ecosystem function in urbanizing landscapes. **J. North Am Benthol. Soc.** v.24, p.602-612. 2005.

MOUCHET, M.A.; VILLÉGER, S.; MASON, N.W.H.; MOUILLOT, D. Functional diversity measures: an overview of their redundancy and their ability to discriminate community assembly rules. **Functional Ecology**, v.24, p.867-876. 2010. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2435.2010.01695.x>.

MOUILLOT, D.; GRAHAM, N.A.; VILLÉGER, S.; MASON, N.W.; BELLWOOD, D.R. A functional approach reveals community responses to disturbances. **Trends in ecology & evolution**, v.28, n.3, p.167-177. 2013. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2012.10.004>.

MULLER, C.R.; OLIVEIRA, F.H.deO.; SCHARDOSIM, P.R. A ocupação em Joinville/SC e o papel da gestão municipal para mitigação de danos causados por inundações. **Revista Brasileira de Planejamento e Desenvolvimento**. v.1, p.23-39. 2012.

NAKANO, S.; MURAKAMI, M. Reciprocal subsidies: Dynamic interdependence between terrestrial and aquatic food webs. *PNAS* 98: 166 - 170. 2001.

OLDEN; J. D.; ROONEY, T. P. On defining and quantifying biotic homogenization. **Global Ecology and Biogeography**, v.15, n.2, p.113-120. 2006. <https://doi.org/10.1111/j.1466-822X.2006.00214.x>

OLIVEIRA, E.F.; GOULART, E.; BREDA, L.; MINTE-VERA, C.V.; PAIVA, L.R.S.; VISMARA, Y.M.R. Ecomorphological patterns of the fish assemblage in a tropical floodplain: effects of trophic, spatial and phylogenetic structures. **Neotropical Ichthyology** 8:569-586. 2010. <https://doi.org/10.1590/S1679-62252010000300002>.

OLIVEIRA, T.M.N.; RIBEIRO, J.M.G.; BARROS, V.G.; SIMM, M.; MELLO, Y.R.D.; ZEH, K.K. **Bacias hidrográficas da região de Joinville: gestão e dados**. EditoraUniville. Joinville. 2017

OYAKAWA, O.T.; AKAMA, A.; MAUTARI, K.; NOLASCO, J.C. **Peixes de riachos da Mata Atlântica: nas unidades de conservação do Vale do Rio Ribeira de Iguape no Estado de São Paulo**. 2006.

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

PEASE, A.A.; GONZÁLEZ-DÍAS, A.A.; RODILES-HERNÁNDEZ, R.; WINEMILLER, K.O. Functional diversity and trait-environment relationships of stream fish assemblages in a large tropical catchment. **Freshwater Biology**, v.57, p.1060-1075. 2012

PEREIRA, A.L.; RIBEIRO, V.R.; GUBIANI, E.A.; ZACARKIM, C.E.; CUNICO, A.M. Ichthyofauna of urban streams in the western region of Paraná State, Brazil. **Check List**, v.10, n.3, p.550–555. 2014. [https://doi: 10.15560/10.3.550](https://doi.org/10.15560/10.3.550).

PIELOU, E.C. **Ecological diversity**. New York. 1976.

PINHEIRO, L. Da ictiologia ao etnoconhecimento: saberes populares, percepção ambiental e senso de conservação em comunidade ribeirinha do rio Piraí, Joinville, Estado de Santa Catarina. **Acta Scientiarum. Biological Sciences**, v.26, n.3 p.325-334. 2004.

PINHEIRO, P.C.; DALCIN, R.H.; BATISTA, T.T. A ictiofauna de áreas com interesse para a proteção ambiental de Joinville, Santa Catarina, Brasil. **Acta Biológica Catarinense**, v.4, n.3 p.73-89. 2017. [https://doi: 10.21726/abc.v4i3.455](https://doi.org/10.21726/abc.v4i3.455).

POUILLY, M.; LINO, F.; BRETENOUX, J.G.; ROSALES, Y.C. Dietary morphological relationships in a fish assemblage of the Bolivian Amazonian floodplain. **Journal of Fish Biology**, v.62, p.1137-1158. 2003.

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

R Development Core Team. **R: A language and environment for statistical computing**. R Foundation for Statistical Computing, Áustria. 2011.

REZNICK, D.N.; BASSAR, R.D.; TRAVIS, J.; RODD, H.F. (2012) Life-history evolution in guppies VIII: the demographics of density regulation in guppies (*Poecilia reticulata*). **Evolution: International Journal of Organic Evolution**, v.66, n.9 p.2903-2915. 2012. [https://doi:10.1111/j.1558-5646.2012.01650.x](https://doi.org/10.1111/j.1558-5646.2012.01650.x)

RIBEIRO, M.D.; TERESA, F.B.; CASATTI, L. Use of functional traits to assess changes in stream fish assemblages across a habitat gradient. **Neotropical Ichthyology**, v.14, n.1, p.40-186. 2016. [https://doi: 10.1590/1982-0224-20140185](https://doi.org/10.1590/1982-0224-20140185).

RICOTTA, C. Through the Jungle of Biological Diversity. **Acta Biotheoretica**, v.53, p. 29-38. 2005.

RODRIGUES, R.R.; SHEPHERD, G.J. Fatores Condicionantes da Vegetação Ciliar. In: RODRIGUES, R. R.; LEITÃO-FILHO, H.F. (Eds.). **Matas ciliares: conservação e recuperação**. EDUSP/FAPESP, São Paulo. p.101-107.2009.

ROGERS, S.I.; CLARKE, K.R.; REYNOLDS, J.D. (1999) The taxonomic distinctness of coastal bottom-dwelling fish communities of the North-east Atlantic. **Journal of Animal Ecology**, v.68, n.4, p.769-782. 1999.

ROHLF, F.J. **tpsDig, digitize landmarks and outlines, version 2.0**. Department of Ecology and Evolution, State University of New York at Stony Brook. 2004.

SCHNEIDER, K.N.; WINEMILLER, K.O. Structural complexity of woody debris patches influences fish and macroinvertebrate species richness in a temperate floodplain-river system. **Hydrobiologia**, v.610, p.235-244.2008.

SCHLEUTER, D.; DAUFRESNE, M.; MASSOL, F.; ARGILLIER, C. A user's guide to functional diversity indices. **Ecological Monographs**, v.80, n.3, p.469-484. 2010.

SFB (Serviço Florestal Brasileiro). **Sistema Nacional de Informações Florestais**. Disponível em: <<http://www.florestal.gov.br/snif/>>. Acesso em: 10 jul. 2017.

STRAYER, D.L.; DUDGEON, D. Freshwater biodiversity conservation: recent progress and future challenges. **J.N. Am. Benthol. Soc.** v.29, n.1, p.344-358. 2010.

TERESA, F.B.; CASATTI, L. (2012) Influence of forest cover and mesohabitat types on functional and taxonomic diversity of fish communities in Neotropical low lands streams. **Ecology of freshwater fish**. v.21, n.3, p.433-442, 2012. [https://doi: 10.1111/j.1600-0633.2012.00562.x](https://doi.org/10.1111/j.1600-0633.2012.00562.x) 1

TERESA, F.B.; CASATTI, L.; CIANCIARUSO, M.V. Functional differentiation between fish assemblages from forested and deforested streams. **Neotropical Ichthyology**. v.13, n.2 p.361-370. 2015. [https://doi:10.1590/1982-0224-20130229](https://doi.org/10.1590/1982-0224-20130229)

TERRA, B.deF.; HUGHES, R.M.; ARAUJO, F.G. (2015) Fishassemblages in Atlantic Forest streams: the relative influence of local and catchment environments on taxonomic and functional species. **Ecology of Freshwater Fish**. v.25, n.4, p.527-544, 2016. [https://doi: 10.1111/eff.12231](https://doi.org/10.1111/eff.12231).

TROMBONI, F.; DODDS, W.K. Relationships Between Land Use and Stream Nutrient Concentrations in a Highly Urbanized Tropical Region of Brazil: Thresholds and Riparian Zones. **Environmental Management**, v.60, p.30-40. 2017. [https://doi: 10.1007/s00267-017-0858-8](https://doi.org/10.1007/s00267-017-0858-8).

TUNDISI, J.G.; TUNDISI, T.M. **Limnologia**. Oficina de Textos, São Paulo. 2008

VANNOTE, R.L.; MINSHALL, G.W.; CUMMINS, K.W.; SEDELL, Jr.; CUSHING, C.E. The river continuum concept. **Canadian journal of fisheries and aquatic sciences**, v.37, n.1, p.130-137. 1980.

VILLÉGER, S.; MASON, N.W.H.; MOUILLOT, D. New multidimensional functional diversity indices for a multifaceted framework in functional ecology. **Ecology**, v.89, n.8, p.2290-2301. 2008.

VILLÉGER, S.; MIRANDA, J.R.; HERNÁNDEZ, D.F.; MOUILLOT, D. Contrasting changes in taxonomic vs. functional diversity of tropical fish communities after habitat degradation. **Ecological Applications**, v.20, p.1512-1522. 2010. [https://doi: doi.org/10.1890/09-1310.1](https://doi.org/10.1890/09-1310.1).

VITULE, J.R.S. Introdução de peixes em ecossistemas continentais brasileiros: revisão, comentários e sugestões de ações contra o inimigo quase invisível. **Neotropical Biology and Conservation**, v.4, n.2, p.111-122, 2009.

WARWICK, R.M.; CLARKE, K.R. New 'biodiversity' measures reveal a decrease in taxonomic distinctness with increasing stress. **Marine Ecological Progress Series**, v.129, p.301-305. 1995.

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

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

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

ZAMUDIO, J.E.; COLLAZOS, E.E.H.; OCAMPO, J.A.M.; NASCIMENTO, C. Protocolo Para La Medición De Rasgos Funcionales En Peces Dulceacuícolas. In. NEGRET, B. E. S. (Ed.). **La ecología funcional como aproximación al estudio, manejo y conservación de labiodiversidad: protocolos y aplicaciones**. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Bogotá, D. C. Colombia. p. 181- 211. 2015.

ZUUR, A.F.; IENO, E.N.; WALKER, N.J.; SAVELIEV, A.A.; SMITH, G.M. (2009) **Mixed effects models and extensions in ecology with R**. Ed. Springer, New York. 578p. 2009.

ANEXOS

ANEXO 1 - MÉDIA DOS ATRIBUTOS MORFOLÓGICOS: ÍNDICE DE COMPRESSÃO, IC; ÍNDICE DE DEPRESSÃO, ID; PROFUNDIDADE RELATIVA, PR; COMPRIMENTO RELATIVO DA CABEÇA, CRC; ALTURA RELATIVA DA CABEÇA, ARC; ÁREA RELATIVA DO OLHO, ARO; POSIÇÃO DO OLHO, PO; COMPRIMENTO RELATIVO DO PEDÚNCULO CAUDAL, CRPC; ALTURA RELATIVA DO PEDÚNCULO CAUDAL, ARPC; ÍNDICE DE COMPRESSÃO DO PEDÚNCULO CAUDAL, ICPC.

Espécie	IC	ID	PR	CRC	ARC	ARO	PO	CRPC	ARPC	ICPC
<i>A. laticeps</i>	3,030611	0,576518	0,340443	0,25159	0,531115	0,022192	0,651398	0,100572	0,341376	3,495693
<i>A.haraldsiolii</i>	1,431655	0,58292	1,269621	0,066908	0,428883	1,108295	1,047065	1,721119	1,17675	1,170608
<i>C.callitichthys</i>	1,281576	0,605654	0,222949	0,228918	0,340106	0,006552	0,720511	0,067013	0,662835	4,172811
<i>C.ehrhardti</i>	1,516406	0,552257	0,335449	0,230597	0,588635	0,02476	0,733628	0,101722	0,388228	3,265504
<i>G.brasiliensis</i>	2,75062	0,560478	0,400176	0,325739	0,655792	0,026631	0,720022	0,134528	0,325101	3,141989
<i>G.pantherinus</i>	1,684786	0,56863	0,070505	0,090584	0,582824	0,000553	0,73544	0	0	0
<i>G.sylvius</i>	2,26226	0,637961	0,12299	0,132737	0,419696	0,002514	0,692876	0	0	0
<i>H.multifasciatus</i>	3,32049	0,529894	0,349185	0,25248	0,503932	0,019363	0,635392	0,07029	0,35004	3,166437
<i>H.malabaricus</i>	1,718271	0,569587	0,244811	0,269887	0,434255	0,003116	0,729971	0,093712	0,557228	3,069516
<i>H.boulengeri</i>	3,22725	0,573926	0,385735	0,241802	0,447598	0,036909	0,634703	0,119481	0,295522	4,684229
<i>H.griemi</i>	4,532151	0,562898	0,392902	0,244067	0,561139	0,084922	0,623974	0,112556	0,278108	6,272222
<i>H.commersoni</i>	0,941488	0,606265	0,208215	0,164964	0,650851	0,006675	0,862453	0,244158	0,433388	2,137815
<i>M.microlepis</i>	4,043046	0,562888	0,289021	0,204455	0,523464	0,029718	0,626106	0,085627	0,427175	3,871305
<i>O.niloticus</i>	2,294077	0,544986	0,402544	0,302065	0,450049	0,00981	0,684185	0,112513	0,35652	4,727168
<i>P.spiloura</i>	1,793544	0,504097	0,208764	0,208359	0,46661	0,038897	0,646812	0,30946	0,708077	3,521503
<i>Pmegapolos</i>	1,603249	0,51269	0,215829	0,222024	0,519866	0,044494	0,590039	0,315211	0,678774	3,77906
<i>P.reticulata</i>	1,833205	0,560018	0,236108	0,219241	0,523023	0,03447	0,599476	0,293178	0,694483	3,741784
<i>P.obtusa</i>	0,964797	0,54133	0,190069	0,188254	0,726674	0,025252	0,77045	0,300736	0,480019	1,768904
<i>R.quelen</i>	0,912261	0,582475	0,177852	0,210887	0,487827	0,008389	0,813128	0,214707	0,872051	3,396052
<i>S.barbatus</i>	1,366648	0,531468	0,296623	0,271706	0,662931	0,023798	0,853439	0,173287	0,420862	2,686193
<i>Sankoseion</i>	2,902791	0,571305	0,338626	0,25148	0,467536	0,055514	0,64828	0,201107	0,41098	3,905351
<i>S.marmoratus</i>	1,065463	0,529565	0,039735	0,092432	0,950673	0,001056	0,567583	0	0	0
<i>X.helleri</i>	2,185284	0,525314	0,306958	0,289184	0,339158	0,026865	0,55334	0,295269	0,629614	3,97692

ANEXO 3 - VARIÁVEIS AMBIENTAIS DO HABITAT OBTIDAS PARA CADA RIACHO: PROPORÇÃO DO LEITO OCUPADA POR LODO, ARGILA, AREIA, CASCALHO, PEDRA, PEDREGULHO E ROCHA, PROPORÇÃO DO INTERIOR DO RIACHO OCUPADO POR GALHOS/RAÍZES E FOLHIÇO; PROPORÇÃO DAS MARGENS OCUPADA POR URBANIZAÇÃO, GRAMÍNEAS, ÁRVORES, ARBUSTOS; PROFUNDIDADE (MÉDIA) E LARGURA (MÉDIA) EM CM.

Riachos	% substrato ocupado por										Variáveis							Largura
	Lodo	Argila	Areia	Cascalho	Pedra	Galhos/raízes	Folhiço	Urbanizada	Gramíneas	Árvores	Arbustos	Profundidade						
														% das margens ocupadas por				
P1	0	40	30	10	10	40	60	15	25	30	30	16,3	180,66					
P2	0	30	40	20	10	30	40	10	20	30	40	22,6	206,66					
P3	0	10	60	20	10	15	45	15	25	30	30	49	204,33					
P4	30	70	0	0	0	0	15	70	30	0	0	58,3	139,3					
P5	0	20	20	20	40	10	10	50	20	15	15	22	77,33					
P6	0	10	40	30	20	20	30	10	10	40	40	19,33	100,33					
P7	0	30	10	30	30	10	20	70	10	10	10	14,6	60					
P8	0	80	10	10	0	50	80	0	0	50	50	19	81,66					
P9	10	50	30	5	5	10	30	30	50	5	15	15	80					
P10	10	60	20	10	0	10	10	40	60	0	0	9,33	91					
P11	10	50	30	10	0	10	20	50	10	20	20	14,33	79					
P12	0	70	30	0	0	20	40	0	90	0	10	85,3	83,3					
P13	20	40	30	10	0	10	10	30	40	10	20	26,3	122,6					
P14	0	20	40	30	10	30	40	0	50	20	30	44	196					
P15	0	10	50	20	20	50	30	10	10	30	50	11,33	89,33					
P16	10	50	30	10	0	20	30	30	60	0	10	63,6	60					
P17	0	20	40	30	10	30	10	10	0	30	60	11,33	183,33					