



UNIVERSIDADE
ESTADUAL DE LONDRINA

JOÃO FERNANDO MARQUES DA SILVA

**ECOLOGIA DE RIACHOS DE MONTANHA DA MATA
ATLÂNTICA**

Londrina
2017

JOÃO FERNANDO MARQUES DA SILVA

**ECOLOGIA DE RIACHOS DE MONTANHA DA MATA
ATLÂNTICA**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas da Universidade Estadual de Londrina, como requisito à obtenção do título de Doutor em Ciências Biológicas.

Orientadora: Dra. Sirlei Terezinha Bennemann.
Coorientador: Dr. Fernando C. Jerep.

Londrina
2017

Ficha de identificação da obra elaborada pelo autor, através do Programa de Geração Automática do Sistema de Bibliotecas da UEL

Marques da Silva, João Fernando.

Ecologia de riachos de montanha da Mata Atlântica / João Fernando Marques da Silva.
- Londrina, 2017.
136 f. : il.

Orientador: Sirlei Terezinha Bennemann.

Coorientador: Fernando Camargo Jerep.

Tese (Doutorado em Ciências Biológicas) - Universidade Estadual de Londrina, Centro de Ciências Biológicas, Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas, 2017.
Inclui bibliografia.

1. Ecologia de comunidades - Tese. 2. Ecossistemas aquáticos - Tese. 3. Modificações antrópicas - Tese. 4. Bacia do rio Tibagi - Tese. I. Bennemann, Sirlei Terezinha. II. Jerep, Fernando Camargo. III. Universidade Estadual de Londrina. Centro de Ciências Biológicas. Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas. IV. Título.

CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS BIOLÓGICAS

DEFESA DE TESE DE DOUTORADO

Discente: **João Fernando Marques da Silva**

Título: **"Ecologia de riacho de montanha da Mata Atlântica"**.

Data da Defesa: 10 de abril de 2017 – 8:30hs, na sala 02 do LABESC da Universidade Estadual de Londrina.

Banca Examinadora

Parecer

PRESIDENTE:

Dra. Sirlei Terezinha Bennemann

UEL

Aprovado

TITULARES

Dr. Gustavo Monteiro Teixeira

UEL

Aprovado

Dra. Ana Paula Vidotto Magnoni

UEL

Aprovado

Dra. Lilian Casatti

UNESP

aprovado

Dr. Yzel Rondon Suárez

UEMS

aprovado

Parecer Final

Aprovado

Sirlei T. Bennemann

Dra. Sirlei Terezinha Bennemann

Dr. Gustavo Monteiro Teixeira

Ana Paula Vidotto Magnoni

Dra. Ana Paula Vidotto Magnoni

Dra. Lilian Casatti

Dr. Yzel Rondon Suárez

AGRADECIMENTOS

Agradeço à minha orientadora, Dra. Sirlei Terezinha Bennemann, não só pela constante orientação neste trabalho, mas por todo seu incentivo, confiança e amizade.

Ao meu co-orientador, Dr. Fernando Jerep, pela amizade, sugestões, identificação das espécies de peixes e ajuda nos trabalhos de campo.

À Universidade Estadual de Londrina e ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas pela estrutura laboratorial, equipamentos e transporte.

À Fundação Araucária e à CAPES pela bolsa concedida e pelos recursos financeiros fornecidos.

À empresa Klabin S.A. pelo apoio do projeto e disponibilização de funcionários. Agradecimentos especiais ao Supervisor da Área de Ambiente Florestal, Sérgio Adão Filipaki, fiel companheiro de todas as etapas de campo realizadas e pelos seus ensinamentos.

Aos técnicos Édson Santana da Silva, Aparecido de Souza e Edson Mendes Francisco pelas coletas e aprendizado em campo.

Aos colegas do Museu de Zoologia da UEL, Alexander Claro Garcia, Lucas Ribeiro Jarduli, Raul Henrique Cardoso Nascimento e Thales Flores Lizarelli pela colaboração nos trabalhos de campo.

À todos os amigos, que sempre me apoiaram durante esta fase.

À minha família, em especial meus pais, João e Elizabete, pelo apoio e incentivo.

Gostaria de agradecer especialmente à Sara, minha namorada, pelo apoio incondicional e pelo amor, paciência e compreensão. Minha inspiração nos momentos de dificuldade.

SILVA, João Fernando Marques. **Ecologia de riachos de montanha da Mata Atlântica**. 2017. 136 f. Tese (Doutorado em Ciências Biológicas) – Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 2017.

RESUMO

A ecologia de comunidades busca entender a relação espécie-ambiente e como fatores ambientais de diferentes escalas moldam os processos da biodiversidade. Este entendimento é essencial para a aplicação de estratégias efetivas de conservação. Os riachos abrigam uma grande parcela da diversidade neotropical e, apesar do aumento de interesse no estudo dos riachos brasileiros, o conhecimento gerado não acompanha a crescente degradação a que estes ambientes estão sujeitos, como o desmatamento e construção de barragens hidrelétricas. Devido a necessidade de gerar conhecimento relevante para estes ambientes impactados, esta tese teve por objetivo avaliar o impacto causado por modificações antrópicas nas assembleias de macroinvertebrados e de peixes de riachos de montanha brasileiros, bem como verificar a importância de variáveis locais, de bacia, espaciais e sazonais na estruturação da ictiofauna. Nos capítulos 1, 2 e 3, parte de um amplo programa de pesquisa sobre riachos de montanha da Mata Atlântica, a estrutura do habitat e das assembleias de peixes e macroinvertebrados de um riacho pristino foram comparadas com dois riachos que apresentam diferentes impactos ambientais. Mais oito riachos foram investigados para alcançar o segundo objetivo, que resultou na elaboração de dois capítulos. No capítulo 4 foi discutido o estado de ameaça de uma espécie endêmica e no capítulo 5 foi verificada a influência de variáveis de múltiplas escalas na ictiofauna. A comparação entre riachos integro e impactados revelou que as assembleias respondem de maneiras distintas às condições ambientais e, dentre as variáveis de múltiplas escalas, as locais foram mais relevantes na estruturação da ictiofauna.

Palavras-chave: Ecologia de comunidades. Ictiofauna. Macroinvertebrados aquáticos. Modificação antrópica. Meso-habitat. Região neotropical.

SILVA, João Fernando Marques. **Ecology of mountain streams of the Atlantic Rain Forest**. 2017. 136 p. Thesis (Doctorate in Biological Sciences) – Univerdade Estadual de Londrina, Londrina, 2017.

ABSTRACT

Community ecology aims to understand the species-environment relationship and how environmental factors from different scales shape the biodiversity processes. This understanding is essential for the development of effective conservation strategies. Streams harbor a large proportion of the Neotropical biodiversity and, despite the increasing interest in the study of Brazilian streams, the attained knowledge is not keeping up with the increasing degradation to which these environments are subject, such as deforestation and construction of hydroelectric dams. Duo to the need to generate relevant knowledge for these impacted environments, this thesis aims to evaluate the impact of anthropogenic changes in the assemblages of macroinvertebrates and fishes of Brazilian mountain streams, as well as to estimate the importance of local, catchment, spatial and seasonal factors in shaping the ichthyofauna. In chapters 1, 2 and 3, part of a larger research program on mountain streams of the Atlantic Rain Forest, the structure of the habitat and assemblages of fish and macroinvertebrates from a pristine stream were compared with two other streams with different environmental impacts. Another eight streams were investigated to achieve the second objective, which resulted in the elaboration of two chapters. Chapter 4 discussed the threat status of an endemic species and chapter 5 verified the influence of multi-scales factors on the ichthyofauna. The comparison between pristine and impacted streams revealed that the assemblages respond in distinct ways to environmental conditions and, among the multi-scales factors, the local factors were more relevant in structuring the ichthyofauna.

Keywords: Community ecology. Ichthyofauna. Aquatic macroinvertebrates. Anthropic modification. Mesohabitat. Neotropical region.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Capítulo 1

| | |
|--|----|
| Figura 1 – Vista da floresta na região do riacho Varanal, no Parque Ecológico da Fazenda Monte Alegre, em Telêmaco Borba, Paraná..... | 21 |
| Figura 2 – Trechos de amostragem no riacho Varanal (RV), estado de conservação dos remanescentes florestais da Mata Atlântica e localização da bacia do rio Tibagi no estado do Paraná, Brasil..... | 22 |
| Figura 3 – Trecho superior do riacho Varanal..... | 23 |
| Figura 4 – Trecho médio do riacho Varanal..... | 24 |
| Figura 5 – Trecho inferior do riacho Varanal. Esquerda: porção superior do trecho amostrado. Direita: porção inferior do trecho amostrado | 25 |
| Figura 6 – Entorno da nascente do riacho João Pinheiro na Fazenda Monte Alegre, Telêmaco Borba, PR | 26 |
| Figura 7 – Trechos de amostragem no riacho João Pinheiro (JP), estado de conservação dos remanescentes florestais da Mata Atlântica e localização da bacia do rio Tibagi no estado do Paraná, Brasil..... | 26 |
| Figura 8 – Trecho superior do riacho João Pinheiro | 27 |
| Figura 9 – Trecho médio do riacho João Pinheiro | 28 |
| Figura 10 – Trecho inferior do riacho João Pinheiro e encontro com o rio Harmonia | 29 |
| Figura 11 – Entorno do riacho Preto, entre Ortigueira e Tamarana, Paraná | 30 |
| Figura 12 – Trechos de amostragem no riacho Preto (RP), estado de conservação dos remanescentes florestais da Mata Atlântica e localização da bacia do rio Tibagi no estado do Paraná, Brasil..... | 30 |
| Figura 13 – Trecho superior do riacho Preto..... | 31 |
| Figura 14 – Trecho médio do riacho Preto..... | 32 |
| Figura 15 – Trecho inferior do riacho Preto..... | 33 |
| Figura 16 – Exemplo de habitat estável, rocha, disponível para a colonização biológica | 35 |
| Figura 17 – Exemplo de habitat estáveis, seixos e galhos, disponíveis para colonização | 36 |
| Figura 18 – Exemplo de habitat estáveis, folhiço e cascalho, disponíveis para colonização | 36 |
| Figura 19 – Trecho de corredeira com distribuição esparsa de areia | 37 |
| Figura 20 – Deposição de areia em trechos de água lântica..... | 39 |

Capítulo 2

- Figura 1** – Trecho inferior do riacho Varanal bloqueado e medida do comprimento do trecho amostrado 48
- Figura 2** – Momento da obtenção das variáveis físicas e químicas da água. Note que não há perturbação da água 48
- Figura 3** – Esquerda: Medida da largura do riacho. Direita: Observação do flutuador para cálculo da velocidade da água 49
- Figura 4** – Artes de pesca empregadas para captura dos peixes. Esquerda: rede de arrasto. Direita: peneira 50
- Figura 5** – Coleta de macroinvertebrados em rochas (esquerda) e troncos (direita) 51
- Figura 6** – Coleta na areia (esquerda) e de folhiço (direita) para amostragem de macroinvertebrados 51

Capítulo 3

- Figura 1** – Dendrograma da análise de agrupamento (UPGMA-Bray Curtis) de taxa entre os trechos superior (1), médio (2) e inferior (3) dos riachos Varanal (RV-1, RV-2 e RV-3), João Pinheiro (JP-1, JP-2, JP-3) e Preto (RP-1, RP-2, RP-3). Linhas em preto indicam composição significativa ($p < 0,05$) 60
- Figura 2** – Diagrama de ordenação multidimensional (nMDS) representando os táxons entre os trechos superior (1), médio (2) e inferior (3) dos riachos Varanal (RV-1, RV-2 e RV-3), João Pinheiro (JP-1, JP-2, JP-3) e Preto (RP-1, RP-2, RP-3) 62

Capítulo 4

- Figura 1** – Specimens of *Cnesterodon hypselurus* showing coloration in life in male (above) and female (below). Specimens not preserved 72
- Figura 2** – Coloration of alcohol preserved specimens of *Cnesterodon hypselurus*. Mature male, MZUEL 12699, 24.1 mm SL (above) and female, MZUEL 12640, 34.5 mm SL (below) 72
- Figura 3** – Updated geographic distribution of *Cnesterodon hypselurus*. Additional sites in red represent seven streams sampled during the present study 72
- Figura 4** – Distal tip of the gonopodium of a mature male of *Cnesterodon hypselurus*, MZUEL 12699, 25.2 mm SL. R3, R4a, R4p, R5a, R5p are sections of the anal-fin rays, modified in gonopodial rays. Left side, lateral view 73
- Figura 5** – Photograph of the new record locality of *Cnesterodon hypselurus* in Arroio do Gica

Capítulo 5

Figura 1 – Riachos amostrados (CB: Codorna Branca; MV: Moinho Velho; AG: Arroio do Gica; PA: Palmas; PE: Pedreira; AP: Arroio das Pombas; BA: Barreirinha; GJ: Guajuvira) e microbacias pertencentes à bacia do rio Tibagi, mostrando sua localização geográfica no estado do Paraná e no Brasil. É apresentada a hipsometria (metros acima do nível do mar), a localização da área Ma160 e a classificação climática do Paraná. Datum: WGS-84. Dados cartográficos: Miranda, 2005; MMA, 2007; Superintendência de Desenvolvimento de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental [SUDERHSA], 2007; Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística [IBGE], 2015; Aparecido et al., 2016. 80

Figura 2 – Diagrama de Venn com área proporcional representando o resultado do particionamento da variância utilizando RDA parcial. Porcentagem da variação explicada na estrutura da ictiofauna, em dados de presença-ausência e abundância, por variáveis locais, de bacia e espaciais, assim como pela interação entre os três conjuntos de variáveis. Diagrama construído utilizando o software eulerAPE (Micallef & Rodgers, 2014). 88

Figura 3 – Resultados da análise de redundância (RDA1/RDA2), baseada em dados de presença-ausência e abundância, mostrando o efeito dos conjuntos de variáveis locais, de bacia e espaciais na assembleia de peixes. Setas azuis representam as variáveis explanatórias e as linhas vermelhas as espécies. Elipses indicam o centro de distribuição das unidades amostrais de cada riacho. Códigos para os riachos, variáveis ambientais e para as espécies seguem as tabelas 1, 2 e 3, respectivamente. 89

Figura 4 – Resultados da análise de redundância parcial (pRDA1/pRDA2), baseada em dados de presença-ausência e abundância, mostrando o efeito do conjunto de variáveis locais, após o particionamento dos outros conjuntos de variáveis, na assembleia de peixes. Setas azuis representam as variáveis explanatórias e as linhas vermelhas as espécies. Note que apenas as variáveis significativas ao modelo estão sendo mostradas para facilitar a interpretação. Códigos para as variáveis ambientais e para as espécies seguem as tabelas 2 e 3, respectivamente. .. 90

LISTA DE TABELAS

Capítulo 1

Tabela 1 – Pontuação, porcentagem de integridade e categoria (Ínt: íntegro, Fav: favorável, Med: mediano e Desf: desfavorável) de cada trecho dos riachos analisados. Riachos Varanal (RV), João Pinheiro (JP) e Preto (RP)..... 42

Capítulo 3

Tabela 1 – Composição e abundância de macroinvertebrados coletados nos três trechos de cada riacho, Varanal (RV-1, RV-2 e RV-3), João Pinheiro (JP-1, JP-2, JP-3) e Preto (RP-1, RP-2, RP-3)..... 57

Tabela 2 – Composição e abundância de peixes amostrados nos três trechos de cada riacho, Varanal (RV-1, RV-2 e RV-3), João Pinheiro (JP-1, JP-2, JP-3) e Preto (RP-1, RP-2, RP-3). 59

Tabela 3 – Número de táxons de peixes e macroinvertebrados amostrados nos três trechos de cada riacho, Varanal (RV-1, RV-2 e RV-3), João Pinheiro (JP-1, JP-2, JP-3) e Preto (RP-1, RP-2, RP-3)..... 62

Tabela 4 – Abundância média dos táxons que diferenciaram os grupos definidos pelo teste SIMPROF de acordo com o SIMPER. Os numerais sobrescritos indicam os grupos que apresentam diferenças significativas. 63

Tabela 5 – Valores percentuais de EPT e EPT/C registrados nos trechos dos três riachos. Entre parênteses a hierarquia fluvial dos trechos. 64

Capítulo 4

Tabela 1 – Known localities of *Cnesterodon hypselurus* in Paraná State and vouchers. Elevation in meters above sea level; N = number of specimens. 73

Capítulo 5

Tabela 1 – Riachos amostrados na bacia do rio Tibagi e seus respectivos nomes, códigos adotados, microbacia, coordenadas, altitude média do riacho acima do local de amostragem (metros acima do nível do mar) e uso predominante do solo..... 81

Tabela 2 – Espécies, códigos, abundância média por riacho (considerando as unidades amostrais e estações do ano) e abundância relativa (proporção de todos os peixes coletados) das espécies de peixes coletadas. 85

Tabela 3 – Média, desvio padrão e valores mínimos e máximos das variáveis ambientais de escala local e de bacia obtidas para as unidades amostrais. A coluna “Descartada” indica variáveis excluídas da análise devido a altos valores de colinearidade e correlação com outras variáveis ambientais. A coluna “Explicativas” indica as variáveis selecionadas no processo de seleção para frente nos dois níveis estudados, presença-ausência (PA) e abundância (Abund.). 87

Tabela 4 – Correlação par a par de Pearson entre as variáveis ambientais selecionadas pelo processo de seleção para frente e as variáveis descartadas. Correlações significativas em negrito ($P < 0,05$). Os códigos para as variáveis seguem a tabela 3. 87

SUMÁRIO

| | |
|--|----|
| INTRODUÇÃO GERAL | 13 |
| REFERÊNCIAS | 16 |
| CAPÍTULO 1 | |
| GUIA METODOLÓGICO PARA ESTUDO DE ATRIBUTOS FÍSICOS DO HABITAT | 19 |
| INTRODUÇÃO | 20 |
| DESCRIÇÃO DAS CARACTERÍSTICAS AMBIENTAIS | 21 |
| PROTOCOLO DE AVALIAÇÃO RÁPIDA (PAR) | 33 |
| REFERÊNCIAS | 43 |
| CAPÍTULO 2 | |
| METODOLOGIA DE AMOSTRAGEM DE DADOS AMBIENTAIS E FAUNA AQUÁTICA | 46 |
| INTRODUÇÃO | 47 |
| PARÂMETROS FÍSICOS E QUÍMICOS | 47 |
| COLETA DE PEIXES | 49 |
| COLETA DE MACROINVERTEBRADOS..... | 50 |
| REFERÊNCIAS | 52 |
| CAPÍTULO 3 | |
| RIQUEZA DE PEIXES E MACROINVERTEBRADOS E A INTEGRIDADE BIÓTICA EM RIACHOS DE MONTANHA NA MATA ATLÂNTICA: UM MODELO DE ESTUDO | 53 |
| INTRODUÇÃO | 54 |
| ANÁLISE DOS DADOS..... | 55 |
| RESULTADOS E DISCUSSÃO | 56 |
| REFERÊNCIAS | 65 |
| CAPÍTULO 4 | |
| NEW RECORD AND DISTRIBUTION EXTENSION OF THE ENDANGERED FRESHWATER FISH <i>CNESTERODON HYPSELURUS</i> (CYPRINODONTIFORMES: POECILIIDAE) IN THE UPPER PARANÁ RIVER BASIN, BRAZIL | 70 |
| LITERATURE CITED | 74 |

CAPÍTULO 5

| | |
|--|------------|
| EFEITO DE VARIÁVEIS AMBIENTAIS DE MÚLTIPLAS ESCALAS NA ESTRUTURA DA ICTIOFAUNA DE RIACHOS DE MONTANHA DA MATA ATLÂNTICA | 76 |
| INTRODUÇÃO | 78 |
| MATERIAL E MÉTODOS | 79 |
| RESULTADOS | 85 |
| DISCUSSÃO | 90 |
| REFERÊNCIAS | 94 |
| | |
| CONCLUSÕES..... | 100 |
| | |
| APÊNDICES | 102 |
| APÊNDICE 1 – Ficha de campo para avaliação do habitat em riachos de montanha | 103 |
| APÊNDICE 2 – Script do R utilizado nas análises multivariadas | 105 |
| APÊNDICE 3 – Material testemunho | 106 |
| APÊNDICE 4 – Mapa de classificação do uso do solo e tipo de cobertura dos oito riachos estudados | 109 |
| APÊNDICE 5 – Script do R para particionamento da variância..... | 110 |
| | |
| ANEXOS | 122 |
| ANEXO 1 – Normas da EDUEL..... | 123 |
| ANEXO 2 – Normas da <i>Ecology of Freshwater Fish</i> | 128 |

INTRODUÇÃO GERAL

Um dos interesses centrais da ecologia de comunidades é entender os fatores que regulam os padrões espaciais e temporais de comunidades. Este entendimento pode levar a uma compreensão mais generalizada das relações espécie-ambiente, um importante pré-requisito para esforços de conservação do ecossistema aquático (ANGERMEIER; WINSTON, 1999; ESSELMAN; ALLAN, 2010), principalmente em ambientes que possuem uma grande parcela da diversidade biológica e alvo de constantes pressões antrópicas, como os pequenos riachos em regiões de nascentes (CASTRO, 1999). O termo riacho, apesar de bastante utilizado, não possui uma definição exata, sendo normalmente utilizado como sinônimo de pequeno rio. Castro (1999) define riachos como ambientes lóticos que apresentam produtividade primária baixa, com a comunidade lótica predominantemente heterotrófica. De acordo com Castro (1999), a heterotrofia depende principalmente do nível de sombreamento, e deixa de ser predominante em trechos mais largos, normalmente em ordem hidrológica maior do que quatro (*sensu* Strahler). Já Buckup (1999) define riachos brasileiros como sendo cursos de água de porte relativamente pequeno, incluindo os trechos de água corrente de suas cabeceiras. Desta forma, nesta tese riachos foram considerado como os segmentos de ambientes lóticos que englobam desde as nascentes até os trechos de terceira ordem (*sensu* Strahler).

Mesmo que já fosse conhecido que a maior parte da diversidade de peixes neotropicais é representada por espécies de pequeno e médio porte que ocorrem em riachos (CASTRO, 1999), a edição especial sobre ecologia de peixes de riachos da revista *Oecologia Brasiliensis* (CARAMASCHI; MAZZONI; PERES-NETO, 1999) pode ser considerada o início dos estudos de assembleias de peixes de riachos brasileiros. Posteriormente, o XV Encontro Brasileiro de Ictiologia, realizado em 2003, teve como tema “Ictiofauna brasileira, estado atual de conhecimento”, e levantou questões para facilitar a comparação entre diferentes trabalhos, como padronização de metodologias de coleta e melhor descrição das áreas de estudo.

Para possibilitar a comparação entre diversos estudos, a primeira avaliação a ser feita é a determinação da ordem dos segmentos do riacho que serão estudados, ou seja, sua classificação baseada no número de afluentes (STRAHLER, 1957). Esta classificação é útil para ajudar a definir o tamanho do riacho em um determinado segmento, além de permitir a comparação de trechos de diferentes bacias de drenagem da mesma ecorregião, pois trechos de mesma ordem são comparáveis entre si (STRAHLER, 1957; FITZPATRICK et al., 1998). A classificação (*sensu* Strahler) é realizada da seguinte forma: os segmentos fluviais que não possuem afluentes são classificados como de primeira ordem; quando o riacho recebe um

afluente de primeira ordem, o trecho a jusante dos afluentes passa a ser considerado como de segunda ordem, quando dois trechos de segunda ordem se encontram, o trecho a jusante torna-se de terceira ordem, e assim sucessivamente.

Complementando a classificação da ordem dos ambientes lóticos, Uieda e Castro (1999) classificam tais sistemas em riachos de planície, litorâneos e de montanha. Essa classificação é feita com base nas características geográficas dos riachos aliadas aos atributos físicos e químicos da água. Assim, riachos de planície apresentam declividade mínima e baixa velocidade da corrente, com substrato irregular e baixa transparência da água. Como possuem pouca quantidade de corredeiras, também apresentam menor oxigenação da água. Riachos litorâneos formam bacias que nascem nas encostas das serras, percorrem a planície costeira e deságuam no oceano, possuindo, portanto, uma grande heterogeneidade ambiental em uma extensão relativamente curta. Por fim, os riachos de montanha são caracterizados pela maior declividade, maior velocidade da água, menor temperatura, maior transparência da água, por teores mais altos de oxigênio dissolvido e substrato de fundo mais grosseiro.

Grande parte dos riachos de montanha da região sul do Brasil estão localizados na formação Serra Geral do Planalto Brasileiro. A formação Serra Geral está localizada no bioma Mata Atlântica, que é um dos maiores repositórios de biodiversidade e um dos mais importantes e ameaçados biomas do mundo, reduzido a menos de 15,3% de sua extensão natural original (FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA; INPE, 2017). Os ecossistemas aquáticos da Mata Atlântica possuem ictiofauna rica e alto grau de endemismo, no entanto, várias espécies estão desaparecendo antes mesmo de serem conhecidas pela ciência, o que demonstra a urgência de estudos neste bioma (MENEZES, 1996; BERNARDINO, 2009; BERTACO et al., 2016). Além disto, os ecossistemas aquáticos da Mata Atlântica estão em constantes ameaças antrópicas, sendo que as principais são a perda de habitat pelo desmatamento ilegal, a urbanização, a introdução de espécies não indígenas e a poluição (BARRELA et al., 2000; ABILHOA et al., 2011; TERRA; HUGHES; ARAÚJO, 2016). Esse quadro é frequente nas bacias hidrográficas do sul do Brasil, como é o caso da bacia do rio Tibagi, no estado do Paraná.

Localizado na formação Serra Geral, o rio Tibagi forma uma importante bacia hidrográfica tanto no aspecto econômico, quanto no social, do estado do Paraná. Correndo de sul para norte, o rio Tibagi corta o estado do Paraná com aproximadamente 550 km de extensão (MEDRI et al., 2002). Devido a um aumento recente no interesse, frente a sua importância como fonte hídrica e/ou sua fauna peculiar e ameaçada, os estudos em riachos da bacia do rio Tibagi se intensificaram nos últimos anos (e.g., SHIBATTA; CHEIDA, 2003; OLIVEIRA; BENNEMANN, 2005; ORICOLLI; BENNEMANN, 2006; GALVES; JEREP; SHIBATTA,

2007; BENNEMANN; SHIBATTA; VIEIRA, 2008). Em geral, os tributários da bacia do rio Tibagi apresentam elevada riqueza de espécies de peixes de pequeno porte (SHIBATTA; CHEIDA, 2003) e são alvo de constantes pressões antrópicas, principalmente a construção de barragens para a instalação de hidrelétricas (SHIBATTA; GEALH; BENNEMANN, 2007). Uma das maneiras de se avaliar a influência dessas pressões sobre os ambientes aquáticos é sua comparação com ambientes íntegros. Assim, torna-se importante o estudo dos organismos em riachos que ainda possuem certa integridade biótica, o que possibilita conhecer as funções ecológicas das espécies e pode servir de referência para diagnosticar as alterações das atividades antrópicas, gerar conhecimento para a definição de áreas prioritárias para conservação e identificar espécies-chave a serem preservadas. No entanto, estudos comparativos ainda são raros no Brasil, pois as limitadas áreas com condições para estes estudos encontram-se em locais de acesso restrito, dificultando a aplicação de diversos métodos e que incluam diferentes áreas do conhecimento.

Ainda que o número de estudos em riachos brasileiros tenha crescido exponencialmente após a publicação da *Oecologia Brasiliensis*, o objetivo e escopo destes trabalhos não variou ao longo do tempo (DIAS et al., 2016). Desta maneira, é necessário concentrar os esforços em teorias ecológicas recentes para haver uma melhora nas políticas de conservação regional e local, além de aumentar a visibilidade da pesquisa brasileira para a comunidade científica global. Como parte de um amplo programa de pesquisa sobre riachos de montanha da Mata Atlântica, durante o período do doutorado foi elaborado o livro *Ecologia de Riachos de Montanha da Mata Atlântica* (BENNEMANN; SILVA, no prelo), com o objetivo de elaborar um guia metodológico para o estudo deste tipo de ambiente. Este livro é composto de sete capítulos que tratam da comparação de um riacho íntegro com outros dois riachos que apresentam diferentes impactos ambientais. A comparação é realizada ao longo do gradiente nascente-foz e realiza a caracterização espacial, física e química do ambiente, quantificação da abundância relativa de macroinvertebrados aquáticos e de peixes, avaliação de integridade biótica, dieta, fonte de alimentos e estrutura da rede alimentar de peixes e macroinvertebrados, finalizando com uma avaliação ambiental integrada de riachos de montanha da Mata Atlântica.

Nesta tese, são apresentados três capítulos deste livro para comparação da integridade ambiental. No **capítulo 1** realizou-se a descrição ambiental das áreas amostradas e foi elaborado um protocolo de avaliação rápida do habitat, em seguida, no **capítulo 2**, descreveu-se a metodologia de coleta utilizada nos diferentes capítulos do livro. Finalmente, no **capítulo 3**, foi realizada a comparação entre a diversidade das assembleias de macroinvertebrados aquáticos e de peixes dos riachos analisados e sua relação com a integridade biótica.

Além dos capítulos discutidos anteriormente, foi realizada ainda uma amostragem padronizada em trechos de segunda ordem de oito riachos de montanha, com o objetivo de analisar como a heterogeneidade espacial e temporal do ambiente influencia a diversidade em diferentes escalas, uma das 100 questões fundamentais da ecologia (SUTHERLAND et al., 2013). Com base nos dados provenientes destes oito riachos, no **capítulo 4** foi atualizada a distribuição e discutido o grau de ameaça de extinção da espécie *Cnesterodon hypselurus* Lucinda & Garavello, 2001, coletada em um dos riachos, enquanto que no **capítulo 5** foi verificada, através de uma Análise de Redundância Parcial, a influência de variáveis ambientais de múltiplas escalas na estrutura da ictiofauna de riachos de montanha da Mata Atlântica.

Os quatro capítulos iniciais desta tese estão no prelo ou publicados. Na primeira página de cada um dos capítulos encontra-se a respectiva referência bibliográfica.

REFERÊNCIAS

- ABILHOA, V. et al. Fishes of the Atlantic rain forest streams: ecological patterns and conservation. In: GRILLO, O.; VENORA, G. (Ed.). **Changing diversity in changing environment**. InTech, 2011. p. 259-282.
- ANGERMEIER, P.L.; WINSTON, M.R. Local vs. regional influences on local diversity in stream fish communities of Virginia. **Ecology**, v. 79, n. 3, p. 911-927, 1998. doi: 10.1890/0012-9658(1998)079[0911:LVRIOL]2.0.CO;2
- BARRELLA, W. et al. As relações entre as matas ciliares, os rios e os peixes. In: RODRIGUES, R.R.; LEITÃO FILHO, H.F. (Ed.). **Matas ciliares: conservação e recuperação**. São Paulo: Edusp, 2000. v. 2, p. 187-207.
- BENNEMANN, S.T.; SHIBATTA, O.A.; VIEIRA, A.O.S. (Org.). **A flora e a fauna do ribeirão Varanal: um estudo da biodiversidade no Paraná**. Londrina: Eduel, 2008.
- BENNEMANN, S.T.; SILVA, J.F.M. (Org.). **Ecologia de riachos de montanha da Mata Atlântica**. Londrina: Eduel, no prelo.
- BERNARDINO, D.F.S. **Caracterização e dinâmica trófica em um riacho íntegro de Mata Atlântica do sul do Brasil**. 2009. 60f. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas) – Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 2009.
- BERTACO, V.A. et al. Inventory of the freshwater fishes from a densely collected area in South America – a case study of the current knowledge of Neotropical fish diversity. **Zootaxa**, v. 4138, n. 3, p. 401-440, 2016. doi: 10.11646/zootaxa.4138.3.1
- BUCKUP, P.A. Sistemática e biogeografia de peixes de riachos. In: CARAMASCHI, E.P.; MAZZONI, R.; PERES-NETO, P.R. (Ed.). **Oecologia Brasiliensis: Ecologia de peixes de riachos**. Rio de Janeiro: PPGE-UFRJ, 1999. v. 6, p. 91-138.

- CARAMASCHI, E.P.; MAZZONI, R.; PERES-NETO, P.R. (Ed.). **Oecologia Brasiliensis: Ecologia de peixes de riachos**. Rio de Janeiro: PPGE-UFRJ, 1999. v. 6.
- CASTRO, R.M.C. Evolução da ictiofauna de riachos Sul-Americanos: padrões gerais e possíveis processos causais. In: CARAMASCHI, E.P.; MAZZONI, R.; PERES-NETO, P.R. (Ed.). **Oecologia Brasiliensis: Ecologia de peixes de riachos**. Rio de Janeiro: PPGE-UFRJ, 1999. v. 6, p. 139-155.
- DIAS, M.S. et al. Trends in studies of Brazilian fish assemblages. **Natureza & Conservação**, v. 14, n. 2, p. 106-111, 2016. doi: 10.1016/j.ncon.2016.06.003
- ESSELMAN, P.; ALLAN, J. Relative influences of catchment- and reach-scale abiotic factors on freshwater fish communities in rivers of northeastern Mesoamerica. *Ecology of Freshwater Fish*, v. 19, n. 3, p. 439-454, 2010. doi: 10.1111/j.1600-0633.2010.00430.x
- FITZPATRICK, F.A. et al. **Revised methods for characterizing stream habitat in the national water-quality assessment program**. Raleigh: U.S. Geological Survey, 1998.
- FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA; INPE. **Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica, período 2015-2016**. São Paulo: Sp, 2017.
- GALVES, W.; JEREP, F.C.; SHIBATTA, O.A. Estudo da condição ambiental pelo levantamento da fauna de três riachos na região do Parque Estadual Mata dos Godoy (PEMG), Londrina, PR, Brasil. **Pan-American Journal of Aquatic Sciences**, v. 2, n. 1, p. 55-65, 2007.
- MEDRI, M.E. et al. (Ed.). **A Bacia do rio Tibagi**. Londrina: Eduel, 2002.
- MENEZES, N.A. Methods for assessing freshwater fish diversity. In: Bicudo, C.E.M.; MENEZES, N.A. (Ed.). **Biodiversity in Brazil: a first approach**. São Paulo: CNPq, 1996. p. 289-295.
- 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. 1-13, 2005. doi: 10.1590/S1676-06032005000100011
- ORICOLLI, M.C.G.; BENNEMANN, S.T. Dieta de *Bryconamericus iheringii* (Ostariophysi: Characidae) em riachos da bacia do rio Tibagi, Estado do Paraná. **Acta Scientiarum: Biological Sciences**, v. 28, n. 1, p. 59-63, 2006.
- SHIBATTA, O.A.; CHEIDA, C. Composição em tamanho dos peixes (Actinopterygii, Teleostei) de ribeirões da bacia do rio Tibagi, Paraná, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 20, n. 3, p. 469-473, 2003. doi: 10.1590/S0101-81752003000300016
- SHIBATTA, O.A.; GEALH, A.M.; BENNEMANN, S.T. Ictiofauna dos trechos alto e médio da bacia do rio Tibagi, Paraná, Brasil. **Biota Neotropica**, v. 7, n. 2, p. 125-134, 2007. doi: 10.1590/S1676-06032007000200014
- STRAHLER, A.N. Quantitative analysis of watershed geomorphology. **Transactions of the American Geophysical Union**, v. 38, n. 6, p. 913-920, 1957.
- SUTHERLAND, W.J. et al. Identification of 100 fundamental ecological questions. **Journal of Ecology**, v. 101, n. 1, p. 58-67, 2013. doi: 10.1111/1365-2745.12025

TERRA, B.F.; HUGHES, R.M.; ARAÚJO, F.G. Fish assemblages 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.

UIEDA, V.S.; CASTRO, R.M.C. Coleta e fixação de peixes de riachos. In: CARAMASCHI, E.P.; MAZZONI, R.; PERES-NETO, P.R. (Ed.). **Oecologia Brasiliensis**: Ecologia de peixes de riachos. Rio de Janeiro: PPGE-UFRJ, 1999. v. 6, p. 1-22.

CAPÍTULO 1

GUIA METODOLÓGICO PARA ESTUDO DE ATRIBUTOS FÍSICOS DO HABITAT

SILVA, J.F.M.; RAIIO, C.B.; JEREP, F.C.; BENNEMANN, S.T. Guia metodológico para estudo de atributos físicos do habitat. In: BENNEMANN, S.T.; SILVA, J.F.M. (Org.). *Ecologia de riachos de montanha da Mata Atlântica*. Londrina: Eduel, no prelo.

INTRODUÇÃO

O estudo da ecologia de riachos de montanha em regiões tropicais e subtropicais é relativamente recente, se comparado aos estudos nas regiões temperadas (JACOBSEN, 2008). Dessa forma, o conhecimento histórico sobre a ecologia dos riachos da Mata Atlântica é escasso, e estudos que utilizam um cenário referência para a comparação com outros riachos constitui uma das poucas alternativas para tentar explicar como as alterações no ambiente aquático afetam o funcionamento do ecossistema. Tais comparações permitem investigar as funções ecológicas das espécies de peixes, diagnosticar as alterações causadas por atividades antrópicas, gerar conhecimento para a definição de áreas prioritárias de conservação e identificar espécies-chave a serem preservadas (RAIO, 2010). Contudo, Bernardino (2009) alerta que muitas espécies que habitam esses riachos estão desaparecendo, antes mesmo de serem descritas pela ciência.

A avaliação das características de riachos íntegros é essencial para o entendimento do funcionamento desses ambientes, pois a diversidade biológica e as condições ambientais estão relacionadas aos aspectos físicos do habitat (RAVEN et al., 1998; RODRIGUES et al., 2012). Em riachos, a complexidade física do ambiente pode ser definida como um mosaico de meso-habitat, unidades aparentemente uniformes e distintas formadas pela interação entre fatores hidrológicos e geomorfológicos (ARMITAGE; PARDO; BROWN, 1995; LANGEANI, et al., 2005; SILVA et al., 2014). Os três meso-habitat mais facilmente reconhecidos são a corredeira, representada por trechos rasos e com água rápida; o poção, que apresenta água lenta e profunda, formando trechos de deposição de sedimento e folhiço e, por último, o corredor, com características intermediárias entre a corredeira e o poção (TERESA; CASATTI, 2012).

Neste capítulo, são discutidas maneiras de verificar os atributos estruturais do habitat e a aplicação deste método na classificação de riachos em categorias de integridade. Assim, o Varanal, um riacho de montanha pertencente à bacia do rio Tibagi, considerado referência para a região devido aos seus altos valores de integridade biótica (BENNEMANN; SHIBATTA; VIEIRA, 2008), é comparado com outros dois afluentes do rio Tibagi, os riachos João Pinheiro e Preto, que apresentam diferentes características físicas e alterações antrópicas, possibilitando a elaboração de um protocolo de avaliação rápida para analisar as condições ambientais e a diversidade de habitat de riachos de montanha da Mata Atlântica.

DESCRIÇÃO DAS CARACTERÍSTICAS AMBIENTAIS

RIACHO VARANAL

O riacho Varanal é afluente do rio Tibagi e está localizado no município de Telêmaco Borba, estado do Paraná, na Fazenda Monte Alegre, propriedade da Empresa Klabin S.A. A microbacia do Varanal está localizada no Parque Ecológico da empresa, com florestas naturais caracterizadas como Floresta Ombrófila Mista, complementada por Floresta Estacional Semidecidual e Campos Naturais, uma das áreas mais importantes do Paraná em termos de biodiversidade (Figura 1) (AZEVEDO et al., 2008).

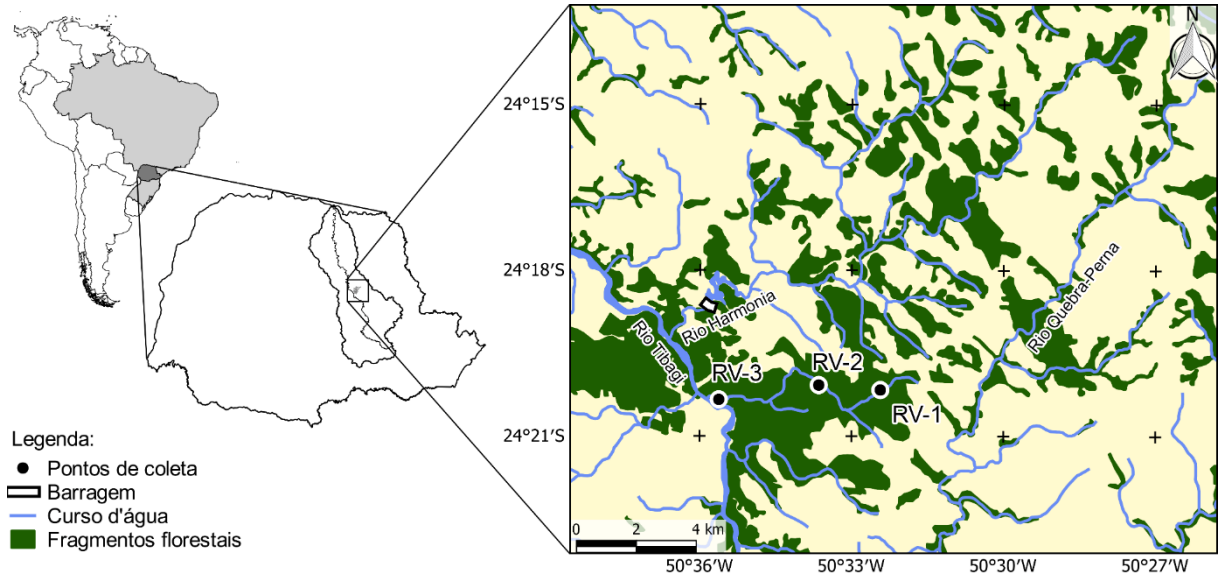
Figura 1: Vista da floresta na região do riacho Varanal, no Parque Ecológico da Fazenda Monte Alegre, em Telêmaco Borba, Paraná.



Fonte: Foto de R.R. Rufino.

O riacho Varanal possui 9.220 m de extensão com trechos de primeira e segunda ordem. As coletas foram realizadas em três trechos: o superior (RV-1), médio (RV-2) e o inferior (RV-3) (Figura 2).

Figura 2: Trechos de amostragem no riacho Varanal (RV), estado de conservação dos remanescentes florestais da Mata Atlântica e localização da bacia do rio Tibagi no estado do Paraná, Brasil.



Fonte: Modificado de Fundação SOS Mata Atlântica e Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (2011) e Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (2015).

Trecho Superior (RV-1)

O trecho mais a montante do riacho Varanal é de primeira ordem, com o leito estreito e pouco profundo e o substrato argiloso, com seixos. O fluxo de água é uniforme e com baixa vazão, é formado por corredores na maior parte da sua extensão, intercalados por poções onde se observa acúmulo de folhiço (Figura 3).

Figura 3: Trecho superior do riacho Varanal.



Fonte: Foto de R.R. Rufino

Trecho Médio (RV-2)

O trecho médio é de segunda ordem e apresenta fluxo de água alternando de rápido nas corredeiras a lento nos poções, formando o ambiente mais heterogêneo entre os trechos do riacho Varanal. O leito é mais largo e mais profundo do que o trecho superior, mas a velocidade da água apresenta valores semelhantes, resultando em maior vazão de água. O substrato é de areia, seixos e alguns matacões (Figura 4).

Figura 4: Trecho médio do riacho Varanal.



Fonte: Foto de R.R. Rufino.

Trecho Inferior (RV-3)

O trecho à jusante do Varanal é de segunda ordem. Apresenta a largura média semelhante ao trecho médio, porém com profundidade e velocidade da água maiores, o que aumenta, consideravelmente, a vazão. A parte final é encaixada, com barrancos nas margens formados por argila e rochas. O substrato dominante é argila, com pouca areia e algumas rochas. O fluxo de água se alterna entre áreas rápidas na porção superior do trecho, formando áreas de corredeiras, e mais calmas nas áreas mais profundas do canal, formando corredores (Figura 5).

Figura 5: Trecho inferior do riacho Varanal. Esquerda: porção superior do trecho amostrado. Direita: porção inferior do trecho amostrado.



Fonte: Foto de S.T. Bennemann

RIACHO JOÃO PINHEIRO

O riacho João Pinheiro é um afluente do rio Harmonia e subafluente do rio Tibagi e, assim como o riacho Varanal, está localizado no município de Telêmaco Borba, PR, na Fazenda Monte Alegre, propriedade da Empresa Klabin S.A. (Figura 6).

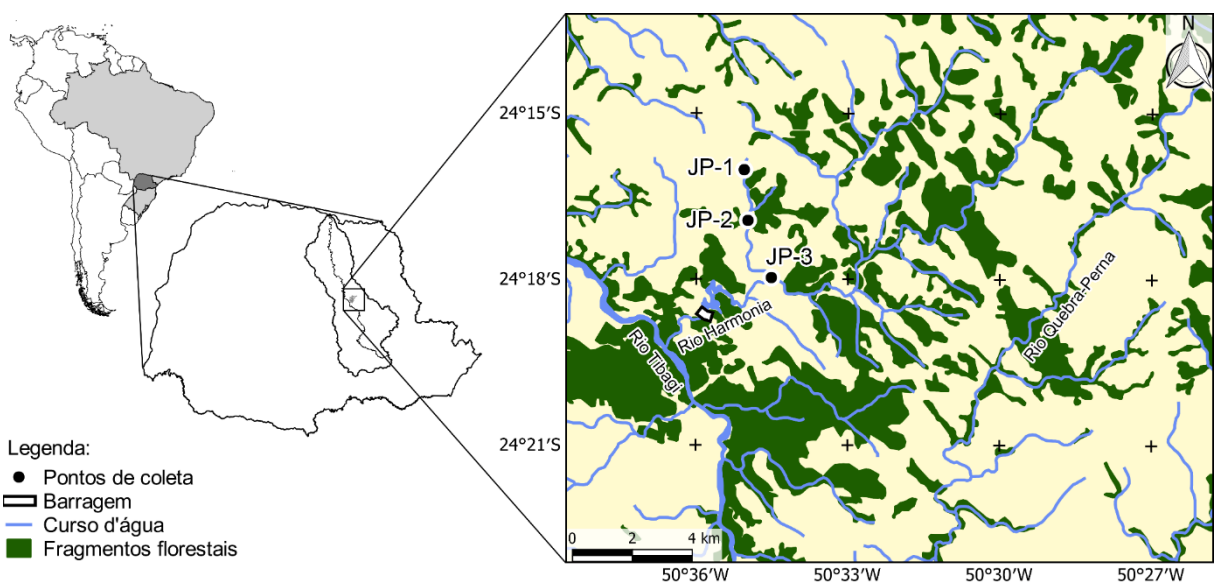
O riacho João Pinheiro possui 4.390m de extensão com trechos de primeira e segunda ordem. O riacho foi subdividido em três trechos para a realização das coletas: superior (JP-1), médio (JP-2) e inferior (JP-3) (Figura 7). No montante do trecho médio há uma represa artificial criada há mais de quarenta anos, onde foram introduzidas as espécies exóticas *Micropterus salmoides* (Lacepède, 1802) e *Cyprinus carpio* Linnaeus, 1758, ambas utilizadas na pesca esportiva.

Figura 6: Entorno da nascente do riacho João Pinheiro na Fazenda Monte Alegre, Telêmaco Borba, PR.



Fonte: Foto de S.T. Bennemann.

Figura 7: Trechos de amostragem no riacho João Pinheiro (JP), estado de conservação dos remanescentes florestais da Mata Atlântica e localização da bacia do rio Tibagi no estado do Paraná, Brasil.

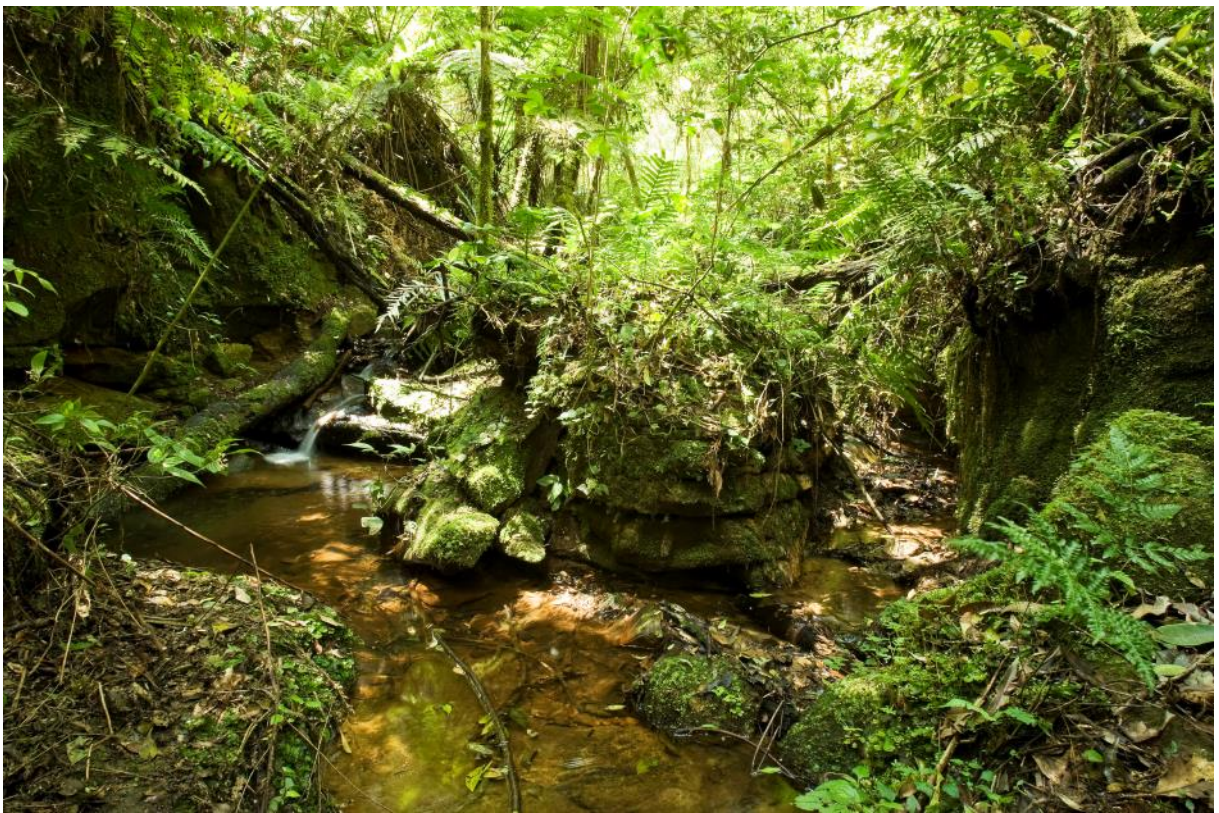


Fonte: Modificado de Fundação SOS Mata Atlântica e Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (2011) e Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (2015).

Trecho Superior (JP-1)

O trecho superior do riacho João Pinheiro é de primeira ordem, localizado próximo a uma área de plantio comercial de *Eucalyptus* spp.; possui o leito estreito e pouco profundo. O substrato é formado por areia e seixos, com pequenas quedas d'água. O fluxo de água é uniforme e com baixa vazão, apresentando meso-habitat corredor na maior parte de sua extensão, com trechos de corredeira (Figura 8).

Figura 8: Trecho superior do riacho João Pinheiro.



Fonte: Foto de R.R. Rufino.

Trecho Médio (JP-2)

O trecho médio é de segunda ordem, com substrato predominantemente de areia e presença de uma queda d'água. É mais largo e profundo do que o trecho superior do riacho e apresenta gramíneas em sua margem. O habitat predominante é o corredor, mas também ocorrem trechos de corredeiras e poções (Figura 9).

Figura 9: Trecho médio do riacho João Pinheiro.



Fonte: Foto de R.R. Rufino.

Trecho Inferior (JP-3)

O trecho inferior do riacho João Pinheiro é de segunda ordem com várias alterações antrópicas evidentes. A mata ripária está alterada, predominando gramíneas; o fundo é argiloso e apresenta trechos de solo exposto nas margens. O habitat predominante é corredor (Figura 10).

Figura 10: Trecho inferior do riacho João Pinheiro e encontro com o rio Harmonia.



Fonte: Foto de R.R. Rufino.

RIACHO PRETO

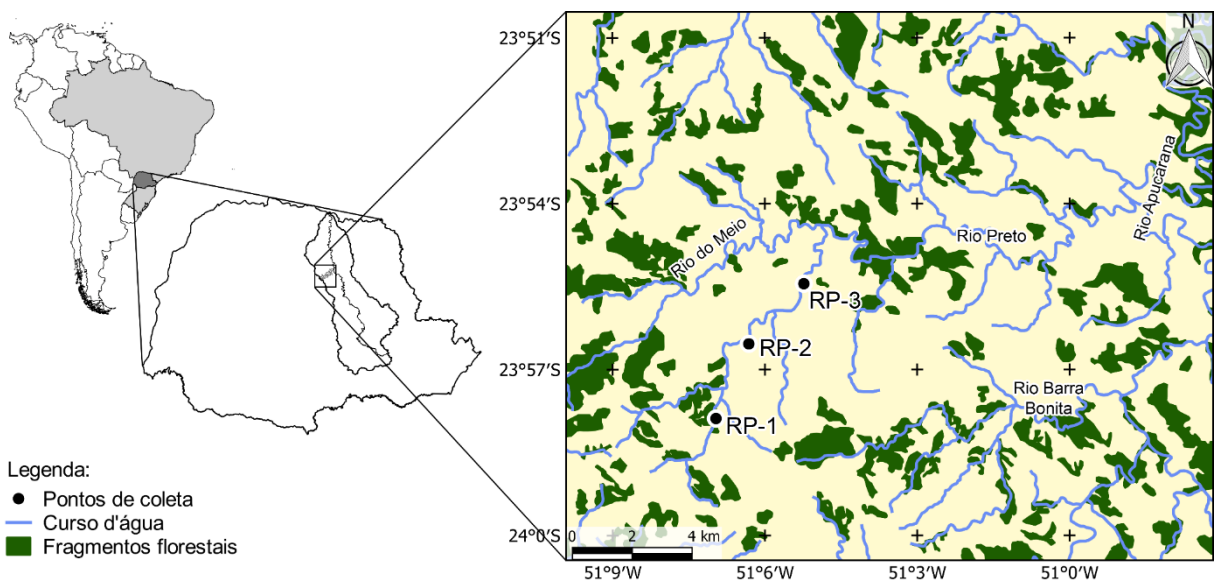
O rio Preto é um afluente do rio Apucarana, cuja nascente se localiza no município de Mauá da Serra, PR, e possui aproximadamente 35 Km de extensão, divisa entre os municípios de Tamarana, PR e Ortigueira, PR. É um ambiente lótico maior do que os demais, com trechos de até quarta ordem. A porção do rio Preto, superior à confluência com o rio do Meio, foi selecionada para o estudo e possui 13.318 m de extensão, apresentando características que permitem a sua classificação como riacho e, neste estudo, recebeu a denominação de riacho Preto. Apresenta grande variedade de ambientes em seu entorno em virtude dos diferentes usos do solo, como fragmentos de Mata Atlântica e regiões utilizadas para agropecuária (Figura 11). Este riacho foi amostrado em três trechos: trecho superior (RP-1), médio (RP-2) e inferior (RP-3) (Figura 12).

Figura 11: Entorno do riacho Preto, entre Ortigueira e Tamarana, Paraná.



Fonte: Foto de J.F.M. Silva.

Figura 12: Trechos de amostragem no riacho Preto (RP), estado de conservação dos remanescentes florestais da Mata Atlântica e localização da bacia do rio Tibagi no estado do Paraná, Brasil.



Fonte: Modificado de Fundação SOS Mata Atlântica e Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (2011) e Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (2015).

Trecho Superior (RP-1)

O trecho superior é de segunda ordem, localizado em um fragmento florestal. Apresenta habitat diversificado e estável, com o fundo formado por seixos e cascalho e a presença de poucos blocos e matacões. Por ser um trecho de segunda ordem, apresenta características físicas semelhantes aos trechos médios dos riachos Varanal e João Pinheiro. É um trecho bem encaixado, com barrancos nas margens formados por argila e rochas. Apresenta corredor e corredeira em proporções semelhantes (Figura 13).

Figura 13: Trecho superior do riacho Preto.



Fonte: Foto de J.F.M. Silva.

Trecho Médio (RP-2)

O trecho médio do riacho Preto é de terceira ordem e apresenta alterações antrópicas evidentes, com extração de seixos para construção. O fundo é recoberto com depósitos de lama, com poucas áreas de corredeira. As margens são instáveis, com trechos de solo exposto e

presença de gramíneas. A água não apresenta turbulência e o habitat predominante é corredor (Figura 14).

Figura 14: Trecho médio do riacho Preto.



Fonte: Foto de J.F.M. Silva.

Trecho Inferior (RP-3)

O trecho a jusante do riacho Preto é de terceira ordem e está inserido em uma matriz agropastoril. Apresenta águas rápidas, com predominância de corredor, alternando com trechos de corredeiras. O leito é composto por areia e seixos e apresenta trecho canalizado nas imediações de uma ponte, em estrada rural (Figura 15).

Figura 15: Trecho inferior do riacho Preto.



Fonte: Foto de J.F.M. Silva.

PROTOCOLO DE AVALIAÇÃO RÁPIDA (PAR)

A elaboração de protocolos para a avaliação de recursos hídricos surgiu em meados dos anos 1980, nos Estados Unidos, como uma alternativa rápida e de baixo custo para que os órgãos ambientais padronizassem métodos qualitativos para a identificação dos problemas ambientais existentes nesse tipo de ambiente. Desde então, esses protocolos vêm sendo desenvolvidos e utilizados por diversas instituições governamentais, especialmente nos Estados Unidos (BARBOUR et al., 1999) e na Austrália (WATER ECOSCIENCE, 2002). No Brasil, a técnica ainda se restringe a pesquisas em desenvolvimento em programas de Pós-Graduação (e.g., DILLENBURG, 2007; XAVIER; TEIXEIRA, 2007; RODRIGUES; CASTRO, 2008; KRUPPEK, 2010; PADOVESI-FONSECA et al., 2010; FIRMINO; MALAFAIA; RODRIGUES, 2011; LOBO; VOOS; ABREU JÚNIOR, 2011; RODRIGUES et al., 2012; KIELING-RUBIO et al., 2015).

O uso de protocolos de avaliação facilita o processo de caracterização da estrutura e funcionamento de ecossistemas aquáticos e não necessita da presença de um especialista para ser aplicado (CALLISTO et al., 2002). Além disso, é uma importante ferramenta para avaliar as consequências imediatas das atividades humanas para os ambientes hídricos, sem a necessidade de um registro científico prévio à alteração ambiental. No entanto, não existe uma fórmula geral e protocolos exclusivos devem ser elaborados para diferentes ambientes, sendo que os atributos analisados devem ser adaptados para cada bioma e para cada tipo de riacho (PLAFKIN et al., 1989). Segundo estes autores, os protocolos são desenvolvidos a partir da caracterização de um ambiente minimamente impactado que serve como cenário referencial para a comparação com outros ambientes de mesmas características ou similares, porém com diferentes graus de alterações ambientais.

Neste contexto, o riacho Varanal foi considerado um cenário referencial de comparação aos riachos João Pinheiro e Preto, que apresentam impactos em sua extensão que podem desestabilizar os habitat disponíveis para colonização por peixes e macroinvertebrados. Para essa comparação foi elaborado um Protocolo de Avaliação Rápida (PAR) das condições físicas dos ambientes analisados. É importante ressaltar que este protocolo foi adaptado especificamente para riachos de montanha da Mata Atlântica e só deve ser aplicado para a avaliação destes ambientes.

Os atributos constantes no PAR foram determinados conforme recomendações da Agência de Proteção Ambiental Norte Americana (*Environmental Protection Agency* – EPA) (BARBOUR et al., 1999) com adaptações embasadas nas condições encontradas no ambiente referencial. Cada atributo é avaliado separadamente por trecho de amostragem de 75 metros e pontuado em uma escala que vai de zero, representando condições desfavoráveis, até 15, que indica um ambiente íntegro. O valor total obtido para cada trecho foi dividido pela pontuação máxima (225) e multiplicado por 100, assim, o resultado demonstra a porcentagem de integridade de cada trecho. Trechos com 99% a 66% de condições de integridade foram classificados em condições favoráveis de integridade; trechos com 65% a 33% foram classificados como trechos medianos e, com 32% ou menos, foram classificados como trechos de baixa condição de integridade. O ambiente referencial recebeu a pontuação máxima (100% de condição de integridade) e foi considerado prístino. As descrições e quadros com os valores de estresse ambiental para cada atributo analisado são apresentadas a seguir. Consultar o Apêndice 1 para o guia de campo completo do PAR.

ATRIBUTOS UTILIZADOS NO PAR

1. Heterogeneidade de Substratos e Habitat Disponíveis

Neste atributo, deve-se avaliar a quantidade de substratos estáveis disponíveis para a colonização biológica, tais como cascalhos, seixos, rochas, troncos de árvores e folhas em decomposição no interior do riacho. Também deve ser considerado o substrato emerso, habitat utilizado pela epifauna. Trechos de primeira ordem apresentam, naturalmente, uma menor disponibilidade de substratos, portanto devem ser aplicadas diferentes variações para este atributo (Figuras 16, 17 e 18).

Quadro 1: Atributo “Heterogeneidade de substratos e habitat disponíveis”

| ÍNTEGRO | FAVORÁVEL | MEDIANO | DESFAVORÁVEL |
|---|---|---|--|
| Mais de 70% do trecho ocupado por substratos estáveis propícios à colonização biológica | De 40 a 70% do trecho ocupado por substratos estáveis propícios à colonização biológica | De 20 a 40% do trecho ocupado por substratos estáveis propícios à colonização biológica | Área monótona, com menos de 20% do trecho ocupado por substratos propícios à colonização |
| 15 | 10 | 5 | 0 |
| TRECHOS DE PRIMEIRA ORDEM | | | |
| Mais de 50% do trecho ocupado por substratos estáveis propícios à colonização biológica | De 30 a 50% do trecho ocupado por substratos estáveis propícios à colonização biológica | De 10 a 30% do trecho ocupado por substratos estáveis propícios à colonização biológica | Área monótona, com menos de 10% do trecho ocupado por substratos propícios à colonização |
| 15 | 10 | 5 | 0 |

Figura 16: Exemplo de habitat estável, rochas, disponível para a colonização biológica.



Fonte: Foto de R.R. Rufino.

Figura 17: Exemplo de habitat estável, seixos e galhos disponíveis para colonização.



Fonte: Foto de R.R. Rufino.

Figura 18: Exemplo de habitat estável, folhiço e cascalho disponíveis para colonização.



Fonte: Foto de R.R. Rufino.

2. Porção Encoberta do Substrato nas Corredeiras

Este atributo remete à extensão no qual as rochas (cascalho, seixos e blocos) e galhos dos trechos de corredeiras estão encobertos por partículas finas. À medida que o substrato é enterrado, a superfície disponível para colonização da biota diminui (Figura 19). Este atributo deve ser avaliado na região a montante e central de todas áreas de corredeira do trecho analisado.

Quadro 2: Atributo “Porção encoberta do substrato nas corredeiras”

| ÍNTEGRO | FAVORÁVEL | MEDIANO | DESFAVORÁVEL |
|---|---|---|--|
| De 0 a 25% das rochas cobertas por substrato fino. Disposição das rochas gera ampla diversidade de nichos | De 25% a 50% das rochas cobertas por substrato fino | De 50% a 75% das rochas cobertas por substrato fino | Mais de 75% das rochas cobertas por substrato fino |
| 15 | 10 | 5 | 0 |

Figura 19: Trecho de corredeira com distribuição esparsa de areia.



Fonte: Foto de R.R. Rufino.

3. Velocidade e Profundidade da Água

Os padrões de velocidade e profundidade em riachos são importantes para manter habitat diversos. Riachos prístinos vão apresentar quatro padrões: (1) águas lentas e rasas, (2) águas lentas e profundas, (3) águas rápidas e rasas e (4) águas rápidas e profundas. Os limites para separar as águas lentas das rápidas e trechos rasos dos profundos devem ser decididos com

bases nas características locais. Trechos de primeira ordem são pontuados de maneira diferente, de acordo com o proposto por Rodrigues e Castro (2008).

Quadro 3: Atributo “Velocidade e profundidade da água”

| ÍNTEGRO | FAVORÁVEL | MEDIANO | DESFAVORÁVEL |
|---|--|--|--|
| Presença dos quatro tipos de regime hídrico, águas lentas e rasas, lentas e profundas, rápidas e rasas, rápidas e profundas | Presença de três regimes hídricos, obrigatória a presença de águas rápidas e rasas | Apenas dois regimes hídricos presentes, ou três regimes faltando águas rápidas e rasas | Apenas um regime hídrico presente |
| 15 | 10 | 5 | 0 |
| TRECHOS DE PRIMEIRA ORDEM | | | |
| ÍNTEGRO | FAVORÁVEL | MEDIANO | DESFAVORÁVEL |
| Presença de dois regimes hídricos, obrigatória a presença de águas rápidas e rasas | Presença de dois regimes hídricos, faltando águas rápidas e rasas | Dominância de apenas um regime hídrico, preferência os de água rápida | Dominância de apenas um regime hídrico de águas lentas |
| 15 | 10 | 5 | 0 |

4. Deposição de Sedimentos

Este atributo mede a quantidade de sedimentos que se acumulam nas regiões de águas mais lentas, como poções e meandros, e as alterações que ocorrem no leito como resultado da deposição. A deposição pode causar o surgimento de ilhas e barras, resultando no enchimento dos corredores e poções (Figura 20). Altos níveis de sedimentação são sintomas de habitat instáveis, indisponíveis para colonização biológica.

Quadro 4: Atributo “Deposição de sedimentos”

| ÍNTEGRO | FAVORÁVEL | MEDIANO | DESFAVORÁVEL |
|---|--|--|---|
| Ausência de deposição de substrato ou formação de pequenas ilhas. Menos de 5% do leito é afetado por deposição de substrato | Fraca deposição de sedimentos em poções, com 5 a 30% do leito afetado pelo sedimento. Predominância de cascalho, areia ou argila | Depósito moderado de areia ou argila, formando barras, de 30 a 50% do leito são afetados. Depósitos moderados nos poções | Alta deposição de matéria fina, como argila, na formação de barras. Mais de 50% do leito afetado. Depósito substancial de sedimentos nos poções |
| 15 | 10 | 5 | 0 |

Figura 20: Deposição de areia em trechos de água lântica.



Fonte: Fotos de R.R. Rufino.

5. Condição do Fluxo

Quando a água não cobre o leito do riacho, a quantidade de substratos disponíveis para os organismos aquáticos é limitada, ameaçando as comunidades locais. O fluxo pode diminuir como resultado de barragens, captação de água ou períodos de seca.

Quadro 5: Atributo “Condição do fluxo”

| ÍNTEGRO | FAVORÁVEL | MEDIANO | DESFAVORÁVEL |
|--|--|---|--|
| Água alcança a base das duas margens, e quantidade mínima de substrato é exposta | Água preenche mais de 75% do canal, ou menos de 25% do substrato é exposto | Água preenche de 25 a 75% do canal, e áreas de corredeiras são expostas | Pouca água no canal, com a maior parte estagnada em poções |
| 15 | 10 | 5 | 0 |

6. Alteração do Curso de Água

Áreas canalizadas de cursos de água têm uma menor disponibilidade de habitat para peixes e macroinvertebrados. A alteração do trecho pode ser por desvio do curso natural, por canalização decorrente da presença de pontes ou pela construção de taludes artificiais.

Quadro 6: Atributo “Alteração do curso de água”

| ÍNTEGRO | FAVORÁVEL | MEDIANO | DESFAVORÁVEL |
|----------------|--|---|--|
| Sem alteração | Trecho com alguma área canalizada, normalmente devido a pontes. Mantém o curso natural do riacho | 40 a 80% do canal canalizado. Presença de represas, aterros ou escoramentos no trecho | Curso natural do trecho com mais 80% da área canalizada. Substratos alterados ou removidos |
| 15 | 10 | 5 | 0 |

7. Frequência de Corredeiras

A presença e quantidade de obstáculos rochosos estão relacionadas com a diversificação de habitat e, conseqüentemente, da fauna. A presença desses obstáculos fornece abrigo para peixes e invertebrados bentônicos, em caso de ondas de tempestade. Em locais onde as corredeiras são contínuas, a presença de cascatas e grandes rochas promove proteção e melhora a estrutura do habitat. Este atributo foi modificado, de acordo com as recomendações de Rodrigues e Castro (2008), sendo medido apenas visualmente em campo.

Quadro 7: Atributo “Frequência de corredeiras”

| ÍNTEGRO | FAVORÁVEL | MEDIANO | DESFAVORÁVEL |
|--|--|---|--|
| Corredeiras são frequentes. Entre as corredeiras são formados pequenos poções, aumentando o número de habitat. Em trechos de corredeira contínua, ocorrem quedas d'água e grandes rochas | Corredeiras frequentes, mas não ocorre formação de habitat diversificado | Superfície da água é lisa ou com pequenas corredeiras | Corredeiras ausentes, a maior parte da água parada em poções |
| 15 | 10 | 5 | 0 |

8. Estabilidade das Margens

Este atributo avalia a possibilidade de erosão das margens. O avaliador deve analisar a possibilidade de erosão através de evidências como ausência da vegetação do entorno em uma área delimitada, solo exposto ou quebradiço e raízes expostas. As margens direita e esquerda devem ser pontuadas separadamente e somadas para pontuação final do atributo.

Quadro 8: Atributo “Estabilidade das margens”

| ÍNTEGRO | FAVORÁVEL | MEDIANO | DESFAVORÁVEL |
|-----------------------|--|---|-----------------------------|
| Completamente estável | Estável, mas com possibilidade de instabilidade. Presença de áreas que indicam recuperação de erosões passadas | Evidência de instabilidade, ao menos em uma época do ano. Alto potencial de erosão em épocas de cheia | Presença evidente de erosão |
| 15 | 10 | 5 | 0 |

9. Proteção das Margens por Vegetação

Este atributo verifica a quantidade de proteção que a vegetação marginal gera ao riacho, protegendo as margens de erosão, reduzindo o processo de assoreamento e sombreando o riacho. As margens direita e esquerda devem ser pontuadas separadamente e somadas para pontuação final do atributo.

Quadro 9. Atributo “Proteção das margens por vegetação”

| ÍNTEGRO | FAVORÁVEL | MEDIANO | DESFAVORÁVEL |
|---|---|--|--|
| Mais de 90% das margens são cobertas por vegetação. As plantas podem crescer naturalmente | De 70% a 90% das margens são cobertas por vegetação. Evidências mínimas de áreas de cultivo ou pastagem | De 50% a 70% da margem coberta por vegetação. Áreas de cultivo ou pastagem presentes | Menos de 50% das margens cobertas por vegetação marginal. Descontinuidade da vegetação marginal evidente |
| 15 | 10 | 5 | 0 |

10. Largura de Borda da Mata Ciliar

A legislação brasileira considera Área de Preservação Permanente (APP) as faixas marginais de qualquer curso d’água, desde a borda da calha do leito regular em largura mínima de 30m para os cursos d’água que tenham menos de 10m de largura, e 50m para cursos d’água que tenham de 10m a 50m de largura (BRASIL, 2012).

Esta faixa de preservação é considerada mínima para a preservação dos recursos hídricos, mas não considera a influência da composição da mata ciliar na fauna. No presente protocolo, a largura da mata ciliar menor do que o previsto na legislação foi considerado desfavorável para a integridade do ambiente. Como não existem valores ideais definidos para a largura da mata ciliar de riachos de montanha da Mata Atlântica, foi considerado como íntegro o ambiente que apresenta, ao menos, o dobro dos valores previstos na legislação. As margens direita e esquerda devem ser pontuadas separadamente e somadas para pontuação final do atributo.

Quadro 10: Atributo “Largura de borda da mata ciliar”

| ÍNTEGRO | FAVORÁVEL | MEDIANO | DESFAVORÁVEL |
|--|--|---|--|
| Mais de 60m (para cursos d’água de até 10m de largura). Mais de 100m de largura (para cursos d’água com 10m a 50m de extensão) | Entre 45-60m (para cursos d’água de até 10m de largura). Entre 75-100m de largura (para cursos d’água com 10m a 50m de extensão) | Entre 30-45m (para cursos d’água de até 10m de largura). Entre 50-75m de largura (para cursos d’água com 10m a 50m de extensão) | Menos de 30m (para cursos d’água com menos de 10m de largura). Menos de 50m (para cursos d’água com 10-50m de largura) |
| 15 | 10 | 5 | 0 |

11. Estado da Mata Ciliar

Ainda que a legislação brasileira não exija que a Área de Preservação Permanente (APP) seja coberta por vegetação nativa, neste protocolo de avaliação foi considerado em condições de integridade o ambiente que apresenta a estrutura da vegetação ciliar semelhante àquela da vegetação original. Além disso, este atributo também avalia se há alterações do entorno, mas que não alteram necessariamente a estrutura do riacho, como a presença de trilhas ecológicas, pinguelas ou pontes ancoradas nas margens. As margens direita e esquerda devem ser pontuadas

separadamente e somadas para pontuação final. Este atributo foi adaptado de Rodrigues e Castro (2008).

Quadro 11: Atributo “Estado da mata ciliar”

| ÍNTEGRO | FAVORÁVEL | MEDIANO | DESFAVORÁVEL |
|---|---|--|---|
| A vegetação é composta por espécies nativas bem preservadas, sem indícios de alterações causadas por atividade humana | Vegetação bem preservada, porém, com espécies exóticas ou com evidências de atividades humanas (ex. trilhas ecológicas) | Vegetação preservada, porém, espécies exóticas são mais abundantes ou evidências notórias de atividade humana (ex. pinguelas e estradas) | Vegetação esparsa ou completamente alterada por atividades humanas. |
| 15 | 10 | 5 | 0 |

APLICAÇÃO DO PAR

Pela avaliação do PAR, os três trechos analisados do riacho Varanal (RV-1, RV-2 e RV-3) foram considerados íntegros. Os trechos JP-1, JP-2 e RP-1 apresentaram condições de integridade favoráveis, o trecho RP-3 apresentou condições medianas de integridade e os trechos JP-3 e RP-2 apresentaram condições de integridade desfavoráveis (Tabela 1).

Tabela 1: Pontuação, porcentagem de integridade e categoria (Ínt: íntegro, Fav: favorável, Med: mediano e Desf: desfavorável) de cada trecho dos riachos analisados. Riachos Varanal (RV), João Pinheiro (JP) e Preto (RP).

| Atributos | RV-1 | RV-2 | RV-3 | JP-1 | JP-2 | JP-3 | RP-1 | RP-2 | RP-3 |
|-------------------------------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|
| 1. Substratos disponíveis | 15 | 15 | 15 | 15 | 10 | 0 | 15 | 5 | 10 |
| 2. Substrato enterrado | 15 | 15 | 15 | 15 | 10 | 0 | 10 | 0 | 10 |
| 3. Velocidade da água | 15 | 15 | 15 | 15 | 10 | 0 | 10 | 5 | 10 |
| 4. Sedimentos depositados | 15 | 15 | 15 | 15 | 0 | 5 | 15 | 0 | 10 |
| 5. Condição do fluxo | 15 | 15 | 15 | 15 | 15 | 15 | 15 | 10 | 15 |
| 6. Alteração do canal | 15 | 15 | 15 | 15 | 10 | 10 | 15 | 0 | 10 |
| 7. Frequência de corredeiras | 15 | 15 | 15 | 15 | 10 | 5 | 15 | 5 | 10 |
| 8. Estabilidade da margem direita | 15 | 15 | 15 | 15 | 10 | 5 | 10 | 0 | 10 |
| 8. Estabilidade da margem esquerda | 15 | 15 | 15 | 15 | 15 | 5 | 10 | 5 | 10 |
| 9. Proteção da margem direita | 15 | 15 | 15 | 15 | 10 | 10 | 15 | 5 | 10 |
| 9. Proteção da margem esquerda | 15 | 15 | 15 | 15 | 10 | 5 | 15 | 5 | 10 |
| 10. Largura da mata ciliar direita | 15 | 15 | 15 | 15 | 15 | 0 | 15 | 15 | 5 |
| 10. Largura da mata ciliar esquerda | 15 | 15 | 15 | 15 | 15 | 5 | 0 | 5 | 5 |
| 11. Estado da mata ciliar direita | 15 | 15 | 15 | 10 | 10 | 0 | 10 | 5 | 10 |
| 11. Estado da mata ciliar esquerda | 15 | 15 | 15 | 15 | 15 | 5 | 10 | 5 | 5 |
| Total | 225 | 225 | 225 | 220 | 170 | 70 | 180 | 70 | 140 |
| Integridade (%) | 100 | 100 | 100 | 98 | 73 | 31 | 80 | 31 | 62 |
| Categoria | Ínt | Ínt | Ínt | Fav | Fav | Desf | Fav | Desf | Med |

Usualmente, os protocolos utilizam as categorias “ótimo”, “subótimo”, “mediano” e “pobre” (BARBOUR et al., 1999; CALLISTO; MORETTI; GOULART, 2001) ou “excelente”,

“bom”, “regular” e “pobre” (RODRIGUES; CASTRO, 2008). Aqui consideramos mais adequado apresentar os resultados como porcentagem de integridade, com as categorias “íntegro”, “favorável”, “mediano” e “desfavorável”. O emprego de porcentagem permitiu a identificação das variações existentes dentro da mesma classe, por exemplo, o trecho JP-1 e JP-2 foram ambos categorizados em “condições favoráveis de integridade”, porém o trecho JP-1 apresentou maior porcentagem de integridade, mostrando que se difere de JP-2, ainda que ambos estejam na mesma categoria. Barbour et al. (1999) e Rodrigues e Castro (2008) utilizam variações numéricas dentro de uma mesma categoria, no entanto, a utilização de um único valor para cada categoria, como utilizado por Callisto, Moretti e Goulart (2001), e o modelo apresentado aqui, pode diminuir a variação da pontuação atribuída por diferentes avaliadores, ao diminuir a subjetividade da pontuação.

De acordo com os resultados e as descrições dos trechos analisados, conclui-se que as modificações propostas ao PAR, elaborado por Barbour et al. (1999), se mostraram eficientes para avaliação das condições ambientais dos riachos de montanha analisados. Embora indispensáveis, a medição dos parâmetros físicos e químicos da água são pontuais, refletindo o momento da amostragem, enquanto que o PAR de habitat inclui indicadores qualitativos do riacho e seus arredores, refletindo a história de conservação da área (KIELING-RUBIO et al., 2015). De maneira conjunta, estes dados são bons indicadores dos impactos existentes em riachos e da habilidade do riacho em suportar uma comunidade saudável.

REFERÊNCIAS

ARMITAGE, P.D.; PARDO, I.; BROWN, A. Temporal constancy of faunal assemblages in 'mesohabitats' – application to management? *Archiv für Hydrobiologie*, Stuttgart: Schweizerbart, v. 133, n. 3, p. 367-387, 1995.

AZEVEDO, T.I.N.; SEKIAMA, M.L.; VIEIRA, A.O.S.; BENNEMANN, S.T. Descrição física da microbacia do Ribeirão Varanal e caracterização dos trechos. In: BENNEMANN, S.T.; SHIBATTA, O.A.; VIEIRA, A.O.S. (Org.). *A flora e a fauna do Ribeirão Varanal: um estudo da biodiversidade no Paraná*. Londrina: Eduel, 2008, p. 5-14.

BARBOUR, M.T.; GERRITSEN, J.; SNYDER, B.D.; STRIBLING, J.B. *Rapid bioassessment protocols for use in streams and wadeable rivers: periphyton, benthic macroinvertebrates, and fish*. 2. ed. Washington: U.S. Environmental Protection Agency, 1999.

BENNEMANN, S.T.; SHIBATTA, O.A.; VIEIRA, A.O.S. Síntese e medidas de conservação. In: BENNEMANN, S.T.; SHIBATTA, O.A.; VIEIRA, A.O.S. (Org.). *A flora e a fauna do Ribeirão Varanal: um estudo da biodiversidade no Paraná*. Londrina: Eduel, 2008, p. 69-76.

BERNARDINO, D.F.S. *Caracterização e dinâmica trófica em um riacho íntegro de Mata Atlântica do sul do Brasil*. 2009. 60f. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas) – Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 2009.

BRASIL. Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis nos 6.938, de 31 de agosto de 1981, 9.393, de 19 de dezembro de 1996, e 11.428, de 22 de dezembro de 2006; revoga as Leis nos 4.771, de 15 de setembro de 1965, e 7.754, de 14 de abril de 1989, e a Medida Provisória no 2.166-67, de 24 de agosto de 2001; e dá outras providências. Diário Oficial da União, Brasília. 28 maio 2012. Seção 1, p. 1-37. Disponível em: <[http://www2.camara.leg.br/legin/fed/lei/2012/lei-12651-25-maio-2012-613076-norma-atualizada-pl.pdf](http://www2.camara.leg.br/legin/fed/lei/2012/lei-12651-25-maio-2012-613076-norma-12651-25-maio-2012-613076-norma-atualizada-pl.pdf)>

CALLISTO, M.; FERREIRA, W.; MORENO, P.; GOULART, M.D.C.; PETRUCIO, M. Aplicação de um protocolo de avaliação rápida da diversidade de habitats em atividades de ensino e pesquisa (MG-RJ). *Acta Limnologica Brasiliensia*, Rio Claro: Associação Brasileira de Limnologia, v. 14, n. 1, p. 91-98, 2002.

CALLISTO, M.; MORETTI, M.; GOULART, M. Macroinvertebrados bentônicos como ferramenta para avaliar a saúde de riachos. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, Porto Alegre: Associação Brasileira de Recursos Hídricos, v. 6, n. 1, p. 71-82, 2001.

DILLENBURG, A.K. A importância do monitoramento ambiental na avaliação da qualidade de um rio – estudo de caso – Mercedes, PR. *Revista Urutágua – Revista Acadêmica Multidisciplinar*, Maringá: DCS/UEMn. 12, p. 1-10, 2007.

FIRMINO, P.F.; MALAFAIA, G.; RODRIGUES, A.S.L. Diagnóstico da integridade ambiental de trechos de rios localizados no município de Ipameri, Sudeste do Estado de Goiás, através de um protocolo de avaliação rápida. *Brazilian Journal of Aquatic Science and Technology*, Itajaí: CTTMar/UNIVALI, v. 15, n. 2, p. 1-12, 2011.

FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA; INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS. *Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica: período 2008-2010*. São Paulo, 2011.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. *Base cartográfica contínua do Brasil – 1:250.000*. 2015. Disponível em: <ftp://geofp.ibge.gov.br/cartas_e_mapas/bases_cartograficas_continuas/bc250/versao2015/Shapefile/>. Acesso em: 15 fev. 2017.

JACOBSEN, D. Tropical high-altitude streams. In: DUDGEON, D. (Ed.). *Aquatic ecology: Tropical stream ecology*. London: Elsevier Science, 2008, p. 219-256.

KIELING-RUBIO, M.A.; BENVENUTI, T.; COSTA, G.M.; PETRY, C.T.; RODRIGUES, M.A.; SCHMITT, J.L.; DROSTE, A. Integrated Environmental Assessment of streams in the Sinos River basin in the state of Rio Grande do Sul, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, São Carlos: Instituto Internacional de Ecologia, v. 75, n. 2 (suppl.), p. 105-113, 2015.

KRUPEK, R.A. Análise comparativa entre duas bacias hidrográficas utilizando um protocolo de avaliação rápida da diversidade de habitats. *Ambiência*, Guarapuava: Unicentro, v. 6, n. 1, p. 147-158, 2010.

LANGHEANI, F.; CASATTI, L.; GAMEIRO, H.S.; CARMO, A.B.; ROSSA-FERES, D.C. Riffle and pool fish communities in a large stream of southeastern Brazil. *Neotropical Ichthyology*, Porto Alegre: Sociedade Brasileira de Ictiologia, v. 3, n. 2, p. 305-311, 2005.

LOBO, E.A.; VOOS, J.G.; ABREU JÚNIOR, E.F. Utilização de um protocolo de avaliação rápida de impacto ambiental em sistemas lóticos do Sul do Brasil. *Caderno de Pesquisa Série Biologia*, Santa Cruz do Sul: UNISC, v. 23, n. 1, p. 18-33, 2011.

PADOVESI-FONSECA, C.; CORRÊA, A.C.G.; LEITE, G.F.M.; JOVELI, J.C.; COSTA, L.S.; PEREIRA, S.T. Diagnóstico da sub-bacia do ribeirão Mestre d'Armas por meio de dois métodos de avaliação ambiental rápida, Distrito Federal, Brasil Central. *Revista Ambiente & Água*, Taubaté: Instituto de Pesquisas Ambientais em Bacias Hidrográficas, v. 5, n. 1, p. 43-56, 2010.

PLAFKIN, J.L.; BARBOUR, M.T.; PORTER, K.D.; GROSS, S.K.; HUGHES, R.M. *Rapid bioassessment protocols for use in streams and rivers: benthic macroinvertebrates and fish*. Washington: U.S. Environmental Protection Agency, 1989.

RAIO, C.B. *Riacho de montanha, Mata Atlântica, Paraná, Brasil: caracterização e estrutura trófica*. 2010. 68f. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas) – Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 2010.

RAVEN, P.J.; HOLMES, N.T.H.; DAWSON, F.H.; FOX, P.J.A.; EVERARD, M.; FOZZARD, I.R.; ROUEN, K.J. *River habitat quality: The physical character of rivers and streams in the UK and Isle of Man*. Bristol: Sepa, 1998.

RODRIGUES, A.S.L.; CASTRO, P.T.A. Adaptation of a rapid assessment protocol for Rivers on rocky meadows. *Acta Limnologica Brasiliensia*, Rio Claro: Associação Brasileira de Limnologia, v. 20, n. 4, p. 291-303, 2008.

RODRIGUES, A.S.L.; MALAFAIA, G.; COSTA, A.T.; NALINI-JÚNIOR, H.A. Adequação e avaliação da aplicabilidade de um protocolo de avaliação rápida na bacia do rio Gualaxo do Norte, Leste-Sudeste do Quadrilátero Ferrífero, MG, Brasil. *Revista Ambiente & Água*, Taubaté: Instituto de Pesquisas Ambientais em Bacias Hidrográficas, v. 7, n. 2, p. 231-244, 2012.

SILVA, D.R.O.; LIGEIRO, R.; HUGHES, R.M.; CALLISTO, M. Visually determined stream mesohabitats influence benthic macroinvertebrate assessments in headwater streams. *Environmental Monitoring and Assessment*, Switzerland: Springer, v. 186, n. 9, p. 5479-5488, 2014.

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*, Malden: John Wiley and Sons, v. 21, n. 3, p. 433-442, 2012.

WATER ECOSCIENCE. *Australian River Assessment System: AusRivAS Protocols Development and Testing Report (Final Report)*. Canberra: Environment Australia, 2002.

XAVIER, A.L.; TEIXEIRA, D.A. Diagnóstico das nascentes da sub-bacia hidrográfica do rio São João em Itaúna, MG. In: CONGRESSO DE ECOLOGIA DO BRASIL, 8., 2007, Caxambu. Anais... Caxambu: Sociedade de Ecologia do Brasil, 2007, p. 1-2.

CAPÍTULO 2

METODOLOGIA DE AMOSTRAGEM DE DADOS AMBIENTAIS E FAUNA AQUÁTICA

SILVA, J.F.M.; JEREP, F.C.; BENNEMANN, S.T. Metodologia de amostragem de dados ambientais e fauna aquática. In: BENNEMANN, S.T.; SILVA, J.F.M. (Org.). *Ecologia de riachos de montanha da Mata Atlântica*. Londrina: Eduel, no prelo.

INTRODUÇÃO

A coleta de material biológico em ambientes lóticos exige uma série de cuidados, devido à seletividade dos métodos utilizados para as amostragens e sua funcionalidade diante das características ambientais de cada biótopo. O conhecimento da área a ser trabalhada é indispensável a qualquer estudo ecológico, pois permite ao pesquisador selecionar quais metodologias serão apropriadas para as características de cada riacho, bem como padronizá-las, para que futuramente a comparação dos resultados seja possível.

Desse modo, realizaram-se visitas e coletas prévias em cada local de coleta a fim de definir os trechos e a metodologia padrão utilizada para este estudo. Após a definição da metodologia, foram realizadas quatro expedições em cada trecho selecionado, uma em cada estação do ano (primavera, verão, outono e inverno). Estas expedições foram realizadas em fevereiro, abril, julho e novembro de 2005 para o riacho Varanal, julho e novembro de 2008 e fevereiro e maio de 2009 para o riacho João Pinheiro e julho e outubro de 2010 e fevereiro e maio de 2011 para o riacho Preto.

Foram padronizados 75 metros de comprimento para cada trecho e, durante a amostragem, estes trechos foram bloqueados por rede de malha fina (2 mm) (Figura 1). Neste segmento isolado foram realizadas as medidas dos atributos físicos e químicos da água e, em seguida, as coletas de peixes e macroinvertebrados. Todos os procedimentos foram realizados no período diurno.

PARÂMETROS FÍSICOS E QUÍMICOS

Previamente à coleta em cada trecho, foram registradas as coordenadas geográficas através de aparelho GPS Garmin Etrex Vista HCx e, em cada segmento, foram tomadas as medidas das variáveis abióticas comumente utilizados em estudo de ecologia de riachos, segundo Rincón (1999). As medidas de concentração de oxigênio dissolvido (mg.L^{-1}), condutividade elétrica ($\mu\text{S.cm}^{-1}$) e temperatura da água ($^{\circ}\text{C}$) foram obtidas com auxílio de uma sonda multifunção YSI modelo 85 e o pH foi obtido a partir de um aparelho pHmetro portátil Instrutherm PH-1700. É essencial que a coleta das variáveis abióticas do ambiente seja realizada antes dos outros procedimentos da coleta, a fim de diminuir a influência que a perturbação do substrato do riacho pode causar nas variáveis químicas (Figura 2).

Figura 1: Trecho inferior do riacho Varanal bloqueado e medida do comprimento do trecho amostrado.



Fonte: Foto de R.R. Rufino.

Figura 2: Momento da obtenção das variáveis físicas e químicas da água. Note-se que não há perturbação da água.



Fonte: Foto de S.T. Bennemann.

As medidas de largura (m) e profundidade (m) foram obtidas a partir da média de 10 mensurações ao longo de cada trecho, utilizando uma trena e uma haste graduada. A velocidade média da água ($\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$) foi determinada a partir da média do tempo que um flutuador, já em movimento, levava para percorrer uma distância de cinco metros, em 10 repetições (Figura 3). Com base nos valores de largura, profundidade e velocidade da água foi calculada a vazão ($\text{m}^3\cdot\text{s}^{-1}$) de cada trecho. A ordem hidrológica de cada trecho foi definida com o auxílio de cartas cartográficas de escala 1:250.000 e tiveram seus meso-habitats descritos de acordo com o método apresentado por Rincón (1999) em corredeira (*riffles*), poção (*pools*) e corredor (*run*).

Figura 3. Esquerda: Medida da largura do riacho. Direita: Observação do flutuador para cálculo da velocidade da água.



Fonte: Foto de S.T. Bennemann (esquerda) e S.A. Filipaki (direita)

COLETA DE PEIXES

Para a amostragem dos peixes, a metodologia de coleta foi modificada a partir dos métodos descritos por Uieda e Castro (1999) e Oyakawa e Esteves (2004). Nas corredeiras, os peixes foram coletados com o uso de peneiras (malha de 2 mm); nas áreas de corredor utilizaram-se redes de arrasto com 1,5 m e 3 m (malha de 2 mm). Nos poções foram utilizadas rede de arrasto e peneira (Figura 4). O procedimento de coleta foi realizado durante o período padronizado de uma hora por trecho.

Figura 4: Artes de pesca empregadas para captura dos peixes. Esquerda: rede de arrasto. Direita: peneira



Fonte: Fotos de R.R. Rufino.

Em campo, os peixes foram anestesiados com benzocaína ($0,1 \text{ g.L}^{-1}$) e fixados em solução de formalina 10%. Após dois dias, os peixes foram lavados em água corrente e conservados em etanol (70%). A identificação das espécies seguiu a literatura científica específica (SHIBATTA et al., 2002; SHIBATTA et al., 2008), além da comparação com espécimes depositados no Museu de Zoologia da Universidade Estadual de Londrina (MZUEL), onde espécimes-testemunhos também foram depositados.

COLETA DE MACROINVERTEBRADOS

Concomitantemente à coleta dos peixes, foi realizada a coleta dos macroinvertebrados, adaptada a partir das metodologias propostas por Hauer e Resh (1996) e Brandimarte et al. (2004). Em cada trecho foram selecionados, aleatoriamente, cinco blocos de rocha (*ca.* 25 cm) e cinco pedaços de tronco em fase de fragmentação (*ca.* 30 cm), submersos na água. Os animais visíveis foram retirados dos substratos com pinças e os substratos foram lavados com álcool, em bandejas plásticas. O líquido da lavagem foi armazenado em diferentes frascos plásticos para posterior triagem no laboratório (Figura 5).

Além da coleta em rochas e troncos, os macroinvertebrados também foram amostrados no folhiço e na areia. Para coleta de macroinvertebrados presentes na areia do leito dos trechos, utilizou-se uma rede D, mantida perpendicular ao substrato, com abertura voltada para a correnteza por cinco minutos, enquanto o substrato era remexido à sua frente. Coletaram-se, ainda, cinco amostras de folhiço utilizando peneira, as quais foram triadas em bandeja branca, em campo. Os macroinvertebrados coletados no folhiço e na areia, junto com os resíduos finos

da areia e folhiço, foram fixados em etanol (70%) e armazenados em frascos plásticos (Figura 6).

No laboratório, as amostras dos macroinvertebrados dos diferentes substratos foram lavadas, filtradas (malha 600 μm) e identificadas até o nível de família com base em literatura específica (PÉREZ, 1988; PES; HAMADA; NESSIMIAN, 2005; COSTA; IDE; SIMONKA, 2006; SALLES, 2006; PEREIRA; MELO; HAMADA, 2007; SEGURA; VALENTE-NETO; FONSECA-GESSNER, 2011).

Figura 5: Coleta de macroinvertebrados em rochas (esquerda) e troncos (direita).



Fonte: Fotos de R.R. Rufino.

Figura 6: Coleta na areia (esquerda) e de folhiço (direita) para amostragem de macroinvertebrados.



Fonte: Fotos de R.R. Rufino.

REFERÊNCIAS

- BRANDIMARTE, A.L.; SHIMIZU, G.Y.; ANAYA, M.; KUHLMANN, M.L. Amostras de invertebrados bentônicos. In: BICUDO, C.E.M.; BICUDO, D.C. (Ed.). *Amostragem em Limnologia*. São Carlos: Rima, 2004, p. 213-230.
- COSTA, C.; IDE, S.; SIMONKA, C.E. *Insetos Imaturos: Metamorfose e identificação*. Ribeirão Preto: Holos, 2006.
- HAUER, F.R.; RESH, V.H. Benthic macroinvertebrates. In: HAUER, F.R.; LAMBERTI, G.A. (Ed.). *Methods in stream ecology*. 2. ed. San Diego: Academic Press, 1996, p. 339-369.
- OYAKAWA, O.T.; ESTEVES, K.E. Métodos de amostragem de peixes de água doce. In: BICUDO, C.E.M.; BICUDO, D.C. (Ed.). *Amostragem em Limnologia*. São Carlos: Rima, 2004, p. 231-243.
- PEREIRA, D.L.V.; MELO, A.L.; HAMADA, N. Chaves de identificação para famílias e gêneros de Gerromorpha e Nepomorpha (Insecta: Heteroptera) na Amazônia Central. *Neotropical Entomology*, Londrina: Sociedade Entomológica do Brasil, v. 36, n. 2, p. 210-228, 2007.
- PÉREZ, G.R. *Guia para el estudio de los macroinvertebrados acuáticos del Departamento de Antioquia*. Bogotá: Universidad de Antioquia, 1988.
- PES, A.M.O.; HAMADA, N.; NESSIMIAN, J.L. Chaves de identificação de larvas para famílias e gêneros de Trichoptera (Insecta) da Amazônia Central, Brasil. *Revista Brasileira de Entomologia*, São Paulo: Sociedade Brasileira de Entomologia, v. 49, n. 2, p. 181-204, 2005.
- RINCÓN, P.A. Uso do micro-habitat em peixes de riachos: Métodos e Perspectivas. In: CARAMASCHI, E.P.; MAZZONI, R.; PERES-NETO, P.R. (Ed.). *Oecologia Brasiliensis: Ecologia de peixes de riachos*. Rio de Janeiro: PPGE-UFRJ, 1999, p. 23-90. v. 6.
- SALLES, F.F. *A ordem Ephemeroptera no Brasil (Insecta): taxonomia e diversidade*. 2006. 300f. Tese (Doutorado em Entomologia) – Universidade Estadual de Viçosa, Viçosa, 2006.
- SEGURA, M.O.; VALENTE-NETO, F.; FONSECA-GESSNER, A.A. Family level key to aquatic Coleoptera (Insecta) of São Paulo State, Brazil. *Biota Neotropica*, Campinas: Programa BIOTA/FAPESP, v. 11, n. 1, p. 393-412, 2011.
- SHIBATTA, O.A.; BENNEMANN, S.T.; MORI, H.; SILVA, D.F. Riqueza biológica e ecológica dos peixes do Ribeirão Varanal. In: BENNEMANN, S.T.; SHIBATTA, O.A.; VIEIRA, A.O.S. (Org.). *A flora e a fauna do Ribeirão Varanal: um estudo da biodiversidade no Paraná*. Londrina: Eduel, 2008, p. 77-98.
- SHIBATTA, O.A.; ORSI, M.L.; BENNEMANN, S.T.; SILVA-SOUZA, Â.T. Diversidade e distribuição de Peixes na bacia do rio Tibagi. In: MEDRI, M.E.; BIANCHINI, E.; SHIBATTA, O.A.; PIMENTA, J.A. (Ed.). *A Bacia do rio Tibagi*. Londrina: Eduel, 2002, p. 403-424.
- UIEDA, V.S.; CASTRO, R.M.C. Coleta e fixação de peixes de riachos. In: CARAMASCHI, E.P.; MAZZONI, R.; PERES-NETO, P.R. (Ed.). *Oecologia Brasiliensis: Ecologia de peixes de riachos*. Rio de Janeiro: PPGE-UFRJ, 1999, p. 1-22. v. 6.

CAPÍTULO 3

RIQUEZA DE PEIXES E MACROINVERTEBRADOS E A INTEGRIDADE BIÓTICA EM RIACHOS DE MONTANHA NA MATA ATLÂNTICA: UM MODELO DE ESTUDO

SILVA, J.F.M.; RAIIO, C.B.; JEREP, F.C.; BENNEMANN, S.T.; KASHIWAQUI, E.A.L. Riqueza de peixes e macroinvertebrados e a integridade biótica em riachos de montanha na Mata Atlântica: um modelo de estudo. In: BENNEMANN, S.T.; SILVA, J.F.M. (Org.). *Ecologia de riachos de montanha da Mata Atlântica*. Londrina: Eduel, no prelo.

INTRODUÇÃO

Os ambientes aquáticos de pequeno porte, como os riachos, possuem ampla riqueza de peixes e macroinvertebrados e a preocupação atual é que estudos que não considerem modificações humanas, presentes ou passadas, possam resultar numa compreensão incompleta das observações realizadas nesses ambientes (ALLAN; CASTILHO, 2007). Para se conhecer a riqueza aquática é necessário completa caracterização dos fatores bióticos e abióticos que influenciam e estruturam os ambientes, além da explicitação dos tipos de impactos antrópicos. Contudo, há de se levar em conta as escalas espaciais, pois ao se trabalhar em escala espacial mais ampla, os fatores geológicos, bem como o clima e relevo, são importantes fatores na estruturação da bacia hidrográfica (WIENS, 1989; BOYERO, 2003; GÓMEZ-AGUIRRE; LONGO-SÁNCHEZ; BLANCO, 2009). Já em escala local, a hierarquia fluvial e, principalmente, as características do habitat influenciam o corpo aquático (GÓMEZ-AGUIRRE; LONGO-SÁNCHEZ; BLANCO, 2009).

Pequenas bacias hidrográficas são comuns na América do Sul, formadas por riachos de cabeceira (ARAÚJO; TEJERINA-GARRO, 2007; ALBERT; REIS, 2011). No Brasil, esses ambientes estão em praticamente todo o território nacional, em particular na bacia do alto rio Paraná (ALBERT; REIS, 2011). A bacia do alto rio Paraná é uma área biogeográfica com divisor nos antigos Saltos de Sete Quedas, a montante da cidade de Guaíra, estado do Paraná (região hoje inundada, com divisor atual na UHE de Itaipu) (AGOSTINHO et al., 2003). O alto Paraná é reconhecido pela elevada riqueza da biota aquática (AGOSTINHO; THOMAZ; GOMES, 2005; LANGEANI et al., 2007), apesar de ser impactado em muitas áreas (AGOSTINHO; GOMES; PELICICE, 2007; AGOSTINHO; PELICICE; GOMES, 2008). Dentre a literatura gerada para essa bacia, os estudos ecológicos em riachos podem ser considerados recentes (UIEDA; CASTRO, 1999; CELESTINO et al., 2012).

Embora o alto rio Paraná seja uma das bacias brasileiras mais estudadas (LANGEANI et al., 2007), estudos sobre a fauna dos riachos de montanha ainda são escassos, bem como nas demais bacias hidrográficas brasileiras que apresentam esse tipo de ambiente. Os poucos trabalhos existentes são direcionados aos peixes e aos macroinvertebrados (e.g., MELO; MACHADO; PINTO-SILVA, 2004; SÚAREZ; LIMA-JÚNIOR, 2009; OLIVEIRA; CALLISTO, 2010; PAULA; FONSECA-GESSNER, 2010; ABILHOA et al., 2011; CALLISTO et al., 2011; COUTO; AQUINO, 2011; VALE; BUSS; BAPTISTA, 2013; FERREIRA et al., 2014). Além disso, em muitos estudos, a descrição da hierarquia fluvial e

das condições ambientais dos segmentos fluviais estudados é ineficiente ou negligenciada, o que dificulta as comparações da biota entre os ambientes aquáticos desta bacia hidrográfica.

Assim, neste capítulo é apresentado um modelo de estudo da riqueza e distribuição das assembleias de peixes e de macroinvertebrados, bem como os índices de integridade biótica em três riachos de montanha: Varanal (considerado referência – ver Capítulo 1), João Pinheiro e Preto, categorizando seus trechos em primeira, segunda e terceira ordens. Os atributos de estrutura de comunidades analisados e os valores dos índices de integridade biótica foram comparados entre riachos e entre trechos. A proposta desse capítulo foi caracterizar trechos de primeira a terceira ordem de riachos de montanha e relacionar a variação das assembleias registradas entre os riachos com alterações ambientais e o riacho referência, bem como comparar os trechos de mesma ordem hidrológica.

ANÁLISE DOS DADOS

Em cada riacho, as amostragens foram realizadas em três trechos com características relativas à hierarquia fluvial, segundo Strahler (1957) (Ver Capítulo 2). Os peixes coletados foram identificados até a categoria taxonômica de espécie e os macroinvertebrados até a categoria família, com exceção do crustáceo coletado, identificado até a espécie. Detalhes dos trechos amostrados e metodologia de coleta estão presentes nos Capítulos 1 e 2.

Os dados de abundância das espécies de peixes e das famílias de macroinvertebrados foram log-transformados a fim de reduzir o impacto dos grupos mais abundantes nas análises multivariadas (matriz triangular de dissimilaridade, UPGMA, SIMPROF, SIMPER e nMDS). Para visualizar os padrões de distribuição dos táxons nos trechos amostrados foi utilizada a análise de agrupamento com o método de ligação média não ponderada (UPGMA), utilizando o índice de dissimilaridade de Bray-Curtis. O dendrograma resultante foi testado pelo teste de perfil de similaridade (SIMPROF) através de 1.000 permutações, a fim de avaliar quais ramos se diferenciam entre si, numa escala multivariada em nível de significância de 5% (CLARKE; SOMERFIELD; GORLEY, 2008). A análise de percentagem de similaridade (SIMPER) foi aplicada para verificar quais táxons foram responsáveis pela diferenciação entre os grupos definidos pelo teste SIMPROF (CLARKE, 1993; WARTON; WRIGHT; WANG, 2012).

Os grupos definidos pelo SIMPROF foram visualizados pela Análise de Escalonamento Multidimensional Não Métrico (nMDS) com 1.000 permutações e 100 inícios aleatórios de ordenação dos dados expressos pela matriz dissimilaridade do índice de Bray-Curtis. Esta análise mostra as dimensões de gradientes biológicos, representando um *continuum* na natureza

(GAUCH JR., 1982; JACKSON, 1993; LEGENDRE; LEGENDRE, 2012). O resultado do nMDS é um mapa onde a posição de cada amostra é determinada pela sua distância de todas as outras amostras da análise, e o *stress* do gráfico é uma medida de quão boa foi a estimativa. O *stress* até 10 indica uma ordenação ideal, valores entre 10 e 20 geram uma imagem útil e, valores superiores a 20, indicam que o gráfico tende à aleatoriedade (CLARKE, 1993).

A análise de integridade biótica foi realizada pelos índices de porcentagem de EPT e pelo EPT/C (Razão de EPT e Chironomidae). O índice de porcentagem de EPT é calculado pela abundância relativa da amostra das ordens Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera em comparação ao número de indivíduos da amostra (MANDAVILLE, 2002). Já o índice EPT/C é calculado pela divisão da soma do número total de indivíduos classificados como Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera pelo total de indivíduos Chironomidae.

As análises UPGMA, SIMPROF, SIMPER e nMDS foram realizadas no software R v.3.1.2 (R CORE TEAM, 2014), com os pacotes *clustsig* (WHITAKER; CHRISTMAN, 2014), *labdsv* (ROBERTS, 2013), *MASS* (VENABLES; RIPLEY, 2002) e *vegan* (OKSANEN et al., 2014). O *script* usado é apresentado no apêndice 2. As análises de porcentagem de EPT e EPT/C foram realizadas no *software* Microsoft Excel (2013).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Um total de 36.379 peixes e macroinvertebrados foram coletados. Insetos contribuíram com 94%, crustáceos com 2,88% e peixes com 3,04% (Tabelas 1 e 2). A elevada quantidade de insetos nos riachos estudados pode ser explicada pela considerável abundância desses organismos nos ecossistemas, tanto no terrestre, quanto no aquático. Essa contribuição numérica dos insetos nos variados ecossistemas fornece a esse grupo elevada riqueza (REZENDE; SANTOS; GONÇALVEZ JR., 2012), além de um relevante papel nos processos ecossistêmicos (THOMANZINI; THOMANZINI, 2002).

Nos riachos amostrados foram identificadas 68 famílias de insetos, pertencentes a nove ordens. No riacho Preto encontramos 60 famílias, no Varanal 44 e no João Pinheiro 35 famílias. Coleoptera e Diptera foram as ordens mais ricas e contribuíram com 14 famílias cada uma, seguidas de Trichoptera (12) e Hemiptera (11). As ordens representadas por poucas famílias foram Plecoptera, Lepidoptera e Megaloptera (Tabela 1), contudo, a baixa representatividade destas ordens reflete o padrão de distribuição delas na região tropical (JACOBSEN et al., 2008). Apesar da baixa abundância relativa dessas ordens, cabe destacar que as duas únicas famílias de Plecoptera ocorrentes no Brasil foram amostradas neste estudo, além da única família,

verdadeiramente aquática, de Lepidoptera. Das duas famílias de Megaloptera descritas na literatura, uma foi presente nas amostragens (Tabela 1). Por outro lado, as ordens Diptera e Ephemeroptera foram as mais abundantes, sendo as famílias Chironomidae e Leptohiphidae as mais representativas. Em relação à ocorrência dos insetos, 30 famílias foram comuns entre os riachos e 21 foram exclusivas, destas, 17 famílias no riacho Preto e quatro no riacho Varanal. *Aegla castro* Schmitt, 1942, o único representante Crustacea, foi comum a todos os riachos amostrados (Tabela 1).

Tabela 1: Composição e abundância de macroinvertebrados coletados nos três trechos de cada riacho, Varanal (RV-1, RV-2 e RV-3), João Pinheiro (JP-1, JP-2, JP-3) e Preto (RP-1, RP-2, RP-3).

| Taxa | VARANAL | | | JOÃO PINHEIRO | | | PRETO | | |
|----------------------|---------|------|------|---------------|------|------|-------|------|------|
| | RV-1 | RV-2 | RV-3 | JP-1 | JP-2 | JP-3 | RP-1 | RP-2 | RP-3 |
| I. INSECTA | | | | | | | | | |
| Coleoptera | | | | | | | | | |
| Artematopidae | 1 | - | - | - | - | - | - | - | - |
| Curculionidae | 1 | - | - | - | - | - | 1 | - | 1 |
| Dryopidae | - | - | - | - | - | - | 2 | 2 | - |
| Dytiscidae | 5 | - | - | 7 | 3 | 7 | - | 3 | 3 |
| Elmidae | 4 | 20 | 7 | 7 | 18 | 1 | 83 | 30 | 693 |
| Gyrinidae | 2 | - | 6 | - | 32 | 176 | 2 | 2 | 6 |
| Hydraenidae | - | - | - | - | - | - | 1 | - | - |
| Hydrophilidae | 1 | 3 | 2 | 1 | - | 2 | 2 | 2 | 30 |
| Lutrochidae | 1 | 1 | 13 | - | - | - | 8 | 4 | 5 |
| Noteridae | - | - | - | - | - | - | 1 | - | 5 |
| Psephenidae | - | 16 | 3 | 2 | 3 | - | 26 | 42 | 75 |
| Ptilodactylidae | 7 | 4 | 16 | 174 | 4 | - | 1 | - | - |
| Staphylinidae | 3 | 1 | - | - | 1 | 1 | 2 | - | - |
| Torridincolidae | - | - | - | - | - | - | 2 | - | - |
| Diptera | | | | | | | | | |
| Ceratopogonidae | 35 | 22 | 5 | 93 | 44 | 1 | 27 | 19 | 29 |
| Chironomidae | 459 | 925 | 400 | 1214 | 1232 | 308 | 2284 | 8447 | 5995 |
| Culicidae | - | - | 3 | 1 | - | - | - | - | - |
| Dixidae | 1 | - | 9 | - | - | 30 | 6 | - | 1 |
| Dolichopodidae | 1 | 1 | 2 | - | - | - | - | - | 1 |
| Empididae | 3 | 5 | 1 | - | - | - | 26 | 8 | 12 |
| Muscidae | 1 | - | - | - | - | - | 2 | - | 3 |
| Phoridae | - | - | - | - | - | - | 7 | - | - |
| Psychodidae | 7 | - | 1 | - | - | - | 2 | - | - |
| Rhagionidae | 1 | - | - | - | - | - | - | - | - |
| Simuliidae | 48 | 197 | 13 | 2 | 35 | 2 | 91 | 138 | 273 |
| Stratiomyidae | - | - | - | - | - | - | - | - | 1 |
| Tabanidae | - | 2 | 2 | 3 | 1 | - | 14 | - | 4 |
| Tipulidae | 27 | 2 | 6 | 13 | 5 | - | 9 | 2 | 8 |
| Ephemeroptera | | | | | | | | | |
| Baetidae | 31 | 146 | 20 | 25 | 15 | - | 186 | 798 | 900 |
| Caenidae | - | - | - | 28 | 17 | 2 | 38 | 36 | 17 |
| Euthyplociidae | - | 1 | - | 4 | - | - | - | - | - |
| Leptohiphidae | - | 8 | 1 | 7 | 13 | - | 425 | 683 | 2271 |
| Leptophlebiidae | 3 | 152 | 76 | 54 | 124 | - | 137 | 103 | 576 |
| Polymitarciidae | - | 5 | - | - | - | - | - | - | - |

| | | | | | | | | | |
|-----------------------------------|------------|-------------|------------|-------------|-------------|------------|-------------|--------------|--------------|
| Hemiptera | | | | | | | | | |
| Belostomatidae | 13 | 2 | 5 | 6 | 2 | 7 | - | 9 | 2 |
| Corixidae | - | - | - | - | - | - | - | - | 1 |
| Gerridae | 1 | 61 | 2 | - | - | - | 8 | 2 | 1 |
| Hydrometridae | - | - | - | - | - | - | - | 1 | - |
| Mesoveliidae | - | - | - | - | - | - | - | - | 1 |
| Naucoridae | - | - | - | - | - | - | 1 | - | 38 |
| Nepidae | - | - | - | - | - | - | - | - | 1 |
| Notonectidae | - | - | - | - | - | - | 1 | 2 | 1 |
| Pleidae | - | - | - | - | - | - | - | - | 3 |
| Saldidae | - | - | - | - | - | - | - | - | 1 |
| Veliidae | 14 | 55 | 18 | 28 | 6 | 18 | 179 | 12 | 43 |
| Lepidoptera | | | | | | | | | |
| Pyralidae | - | - | - | - | - | 1 | - | 19 | 6 |
| Megaloptera | | | | | | | | | |
| Corydalidae | 2 | 7 | 4 | 6 | 4 | 2 | 1 | 1 | 8 |
| Odonata | | | | | | | | | |
| Aeshnidae | - | - | - | 11 | 9 | 15 | - | - | 7 |
| Calopterygidae | 5 | 12 | 1 | 4 | 22 | 23 | 7 | 12 | 28 |
| Coenagrionidae | 17 | 1 | 3 | 7 | 3 | 33 | 1 | 3 | 5 |
| Gomphidae | 41 | 71 | 6 | 23 | 198 | 2 | 8 | 25 | 23 |
| Lestidae | 1 | - | - | - | - | - | - | - | - |
| Libellulidae | 9 | 15 | - | 27 | 9 | 4 | - | - | 7 |
| Megapodagrionidae | - | - | - | - | - | - | 10 | 1 | 8 |
| Plecoptera | | | | | | | | | |
| Gripopterygidae | - | - | 8 | - | 2 | - | 55 | 56 | 108 |
| Perlidae | 13 | 117 | 25 | 8 | 26 | - | 27 | 12 | 103 |
| Trichoptera | | | | | | | | | |
| Calamoceratidae | - | - | - | 3 | 2 | - | 4 | 6 | 44 |
| Glossosomatidae | 1 | - | 1 | - | 1 | - | 1 | 1 | 66 |
| Helicopsychidae | 1 | 3 | 1 | - | 6 | - | 2 | 5 | 312 |
| Hydrobiosidae | 21 | 8 | 3 | 5 | 3 | 2 | - | - | 7 |
| Hydropsychidae | 12 | 178 | 24 | 13 | 6 | 1 | 8 | 21 | 62 |
| Hydroptilidae | - | - | 8 | - | - | - | 11 | 131 | 16 |
| Leptoceridae | 17 | 16 | 7 | 14 | 39 | 2 | 27 | 31 | 74 |
| Odontoceridae | 3 | - | - | - | - | - | - | 1 | 15 |
| Philopotamidae | 1 | - | - | - | - | - | - | - | 1 |
| Polycentropodidae | - | - | - | - | - | 1 | - | 7 | 19 |
| Sericostomatidae | - | - | - | - | - | - | 1 | - | - |
| Xiphocentronidae | - | - | - | - | - | - | - | - | 6 |
| II. CRUSTACEA | | | | | | | | | |
| Decapoda | | | | | | | | | |
| <i>Aegla castro</i> Schmitt, 1942 | 20 | 228 | 135 | 22 | 231 | 23 | 251 | 96 | 40 |
| TOTAL | 834 | 2285 | 837 | 1812 | 2116 | 664 | 3988 | 10773 | 11966 |

A assembleia de peixes capturada nos riachos estudados foi composta de 21 espécies, distribuídas entre 10 famílias e cinco ordens. Siluriformes e Characiformes foram representados por quatro e três famílias, respectivamente (Tabela 2). Characidae foi a mais rica em espécies (sete), seguida de Loricariidae (quatro), Callichthyidae e Parodontidae (ambas com duas). Cyprinodontiformes, Perciformes e Gymnotiformes foram representados por somente uma espécie cada. O padrão de composição de táxons apresentado pelos riachos foi similar ao encontrado em outros ambientes aquáticos da região Neotropical (LANGEANI et al., 2007).

As espécies com elevada abundância foram *Phalloceros harpagos* Lucinda, 2008, *Trichomycterus davisi* (Haseman, 1911) e *Astyanax* cf. *paranae* Eigenmann, 1914, sendo as duas últimas mais capturadas no riacho Varanal e *P. harpagos*, no riacho Preto. Essas espécies, além de serem comuns aos três riachos estudados, são típicas de trechos de baixa ordem. Espécies exclusivas também foram registradas, sendo cinco para o João Pinheiro, quatro para o riacho Varanal e duas espécies exclusivas para o riacho Preto (Tabela 2).

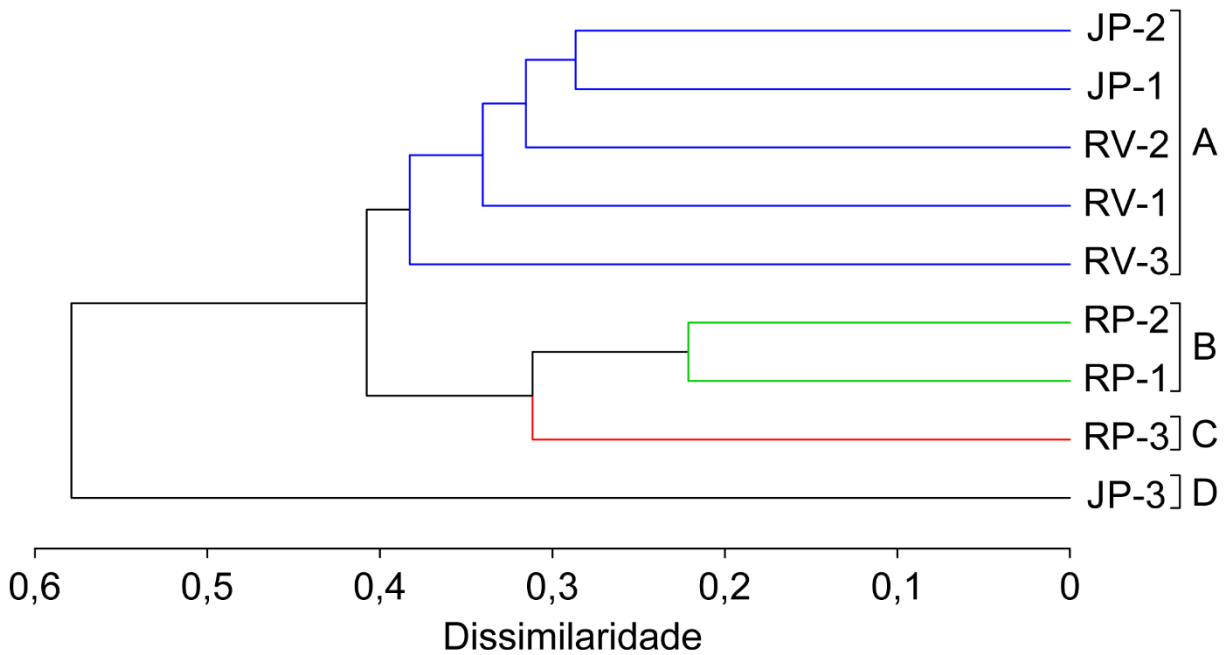
Tabela 2: Composição e abundância de peixes amostrados nos três trechos de cada riacho, Varanal (RV-1, RV-2 e RV-3), João Pinheiro (JP-1, JP-2, JP-3) e Preto (RP-1, RP-2, RP-3).

| Taxa | VARANAL | | | JOÃO PINHEIRO | | | PRETO | | |
|--|---------|------|------|---------------|------|------|-------|------|------|
| | RV-1 | RV-2 | RV-3 | JP-1 | JP-2 | JP-3 | RP-1 | RP-2 | RP-3 |
| CHARACIFORMES | | | | | | | | | |
| Characidae | | | | | | | | | |
| <i>Astyanax</i> cf. <i>paranae</i> Eigenmann, 1914 | - | 21 | 39 | - | 7 | 2 | 1 | 26 | 28 |
| <i>Astyanax lacustris</i> (Lütken, 1875) | - | - | - | - | 6 | - | - | - | - |
| <i>Bryconamericus iheringii</i> (Boulenger, 1887) | - | - | - | - | - | 10 | - | - | - |
| <i>Bryconamericus stramineus</i> Eigenmann, 1908 | - | - | 5 | - | - | - | - | - | - |
| <i>Hyphessobrycon boulengeri</i> (Eigenmann, 1907) | - | - | 1 | - | - | - | - | - | - |
| <i>Oligosarcus paranensis</i> Menezes & Géry, 1983 | - | - | - | - | - | - | - | - | 3 |
| <i>Piabina argentea</i> Reinhardt, 1867 | - | - | 87 | - | 1 | - | - | - | - |
| Erythrinidae | | | | | | | | | |
| <i>Hoplias</i> cf. <i>malabaricus</i> (Bloch, 1794) | - | - | - | - | - | 5 | - | - | 2 |
| Parodontidae | | | | | | | | | |
| <i>Apareiodon ibitiensis</i> Amaral Campos, 1944 | - | - | 2 | - | - | - | - | - | 1 |
| <i>Apareiodon piracicabae</i> Eigenmann, 1907 | - | - | 1 | - | - | - | - | - | - |
| CYPRINODONTIFORMES | | | | | | | | | |
| Poeciliidae | | | | | | | | | |
| <i>Phalloceros harpagos</i> Lucinda, 2008 | - | - | 4 | - | 108 | 2 | 89 | 225 | 5 |
| PERCIFORMES | | | | | | | | | |
| Cichlidae | | | | | | | | | |
| <i>Geophagus</i> cf. <i>brasiliensis</i> (Quoy & Gaimard, 1824) | - | - | 1 | - | - | 17 | - | - | - |
| SILURIFORMES | | | | | | | | | |
| Heptapteridae | | | | | | | | | |
| <i>Rhamdia</i> cf. <i>quelen</i> (Quoy & Gaimard, 1824) | - | - | 1 | - | - | - | - | - | 10 |
| Loricariidae | | | | | | | | | |
| <i>Hisonotus francirochai</i> (Ihering, 1928) | - | - | - | - | 1 | 1 | - | - | - |
| <i>Hypostomus ancistroides</i> (Ihering, 1911) | - | - | 14 | - | - | - | - | - | 15 |
| <i>Isbrueckerichthys calvus</i> Jerep, Shibatta, Pereira & Oyakawa, 2006 | - | - | - | - | - | - | - | - | 1 |
| <i>Otothyropsis biamnicus</i> Calegari, Lehmann A. & Reis, 2013 | - | - | 1 | - | 2 | 3 | - | - | - |
| Trichomycteridae | | | | | | | | | |
| <i>Trichomycterus davisi</i> (Haseman, 1911) | 24 | 79 | 39 | 17 | 17 | 13 | 25 | 25 | 3 |
| Callichthyidae | | | | | | | | | |
| <i>Corydoras ehrhardti</i> Steindachner, 1910 | - | - | - | - | 8 | 104 | - | - | - |
| <i>Corydoras</i> cf. <i>longipinnis</i> Knaack, 2007 | - | - | 1 | - | - | - | - | - | - |
| GYMNOTIFORMES | | | | | | | | | |
| Gymnotidae | | | | | | | | | |
| <i>Gymnotus sylvius</i> Albert & Fernandes-Matioli, 1999 | - | - | - | - | - | 1 | - | - | - |
| TOTAL | 24 | 100 | 196 | 17 | 150 | 158 | 115 | 276 | 68 |

A ocorrência e a abundância do conjunto total dos taxa, analisado pelo método de agrupamento UPGMA, realizado em conjunto com o teste SIMPROF, estabeleceu quatro grupos que se diferenciam em uma escala multivariada (A, B, C e D), demonstrando maior

similaridade entre trechos de baixa ordem dos riachos Varanal e João Pinheiro (Figura 1), formando o grupo A. Os riachos desse grupo possuem menor extensão e apresentam melhores condições ambientais (ver Capítulo 1).

Figura 1: Dendrograma da análise de agrupamento (UPGMA-Bray Curtis) de taxa entre os trechos superior (1), médio (2) e inferior (3) dos riachos Varanal (RV-1, RV-2 e RV-3), João Pinheiro (JP-1, JP-2, JP-3) e Preto (RP-1, RP-2, RP-3). Linhas em preto indicam composição significativa ($p < 0,05$).



Fonte: Elaborado pelos autores.

Os grupos B e C foram formados pelos trechos do riacho de maior porte, o riacho Preto. Os trechos superior e médio (segunda e terceira ordem, respectivamente) formaram o grupo B, devido à semelhança na ocorrência e abundância de alguns taxa (Tabelas 1, 2 e 3). Seria esperado que o trecho RP-2 apresentasse maior diversidade e agrupasse com o trecho RP-3, mas esse agrupamento entre trechos de diferentes ordens pode ser reflexo da alteração de habitat do trecho médio do riacho Preto. Nesse trecho, o substrato está modificado pela retirada dos seixos, e conforme observação em campo, essa alteração o deixou menos complexo e mais linear, o que justifica o agrupamento deste com o trecho de menor ordem (ver Capítulo 1). Modificações como esta influenciam os atributos físicos do habitat e podem levar à perda de micro-habitat, alterando a estrutura da comunidade, via extinção local de espécies (GORMAN; KARR, 1978; ARAÚJO; TEJERINA-GARRO, 2009).

O grupo C foi formado exclusivamente pelo trecho inferior do riacho Preto, categorizado de terceira ordem. O trecho inferior do riacho Preto apresentou considerável abundância de macroinvertebrados, semelhante ao trecho médio (Tabela 1), entretanto o número de peixes capturados foi baixo em relação ao trecho superior e médio desse riacho (Tabela 2). Por outro lado, entre os trechos do riacho Preto, o inferior apresentou considerável riqueza de espécies de peixes, além de acumular maior riqueza das famílias de macroinvertebrados dentre os riachos estudados (Tabela 3). Já o trecho inferior do João Pinheiro foi o representante do grupo D. Particularmente nesse trecho as alterações antrópicas são mais evidentes (SILVA et al., 2013), a ponto de suprimir as características de um riacho de montanha (ver Capítulo 1).

A análise nMDS foi capaz de representar visualmente, com baixo valor de *stress* (Figura 2), a separação entre os grupos formados pelo SIMPROF. Esse fato confirma uma distribuição biológica que coincide com as características ambientais dos trechos por ordem hidrológica. Assim, podemos estabelecer um *continuum* longitudinal dos trechos do grupo A, formado por trechos de primeira (RV-1 e JP-1) e segunda ordem (RV-2, RV-3 e JP-2), seguido pelos trechos de segunda (RP-1) e terceira ordem (RP-2) do grupo B e, finalmente, o trecho RP-3, de terceira ordem, formando o grupo C. O diagrama multidimensional (Figura 2) destacou o tamanho da bacia hidrográfica, pois os trechos do riacho Preto formaram grupos separados dos demais. Além disso, o diagrama ainda evidenciou a diferença do trecho JP-3 (fator antrópico) aos demais trechos, por esse ter perdido as características de riacho de montanha.

O resultado do teste SIMPER (Tabela 4), indicou que o grupo D (JP-3) se diferenciou dos demais por não apresentar representantes das famílias de insetos Baetidae, LeptoHyphidae e Leptophlebiidae (Ephemeroptera), Gripopterygidae (Plecoptera) e Helicopsychidae (Trichoptera), além da maior abundância de Gyrinidae (Coleoptera) e do peixe *Corydoras ehrhardti* Steindachner, 1910. Espécies de *Corydoras* preferem áreas com deposição de sedimento (CASATTI; LANGEANI; CASTRO, 2001; SHIBATTA et al., 2008) e a família Gyrinidae ocupa águas de superfície pouco agitadas, se acumulam em colônias nos remansos sombreados (habitat recorrentes no trecho inferior do João Pinheiro) e, em caso de perigo, se escondem em plantas submersas (NALIM et al., 2008).

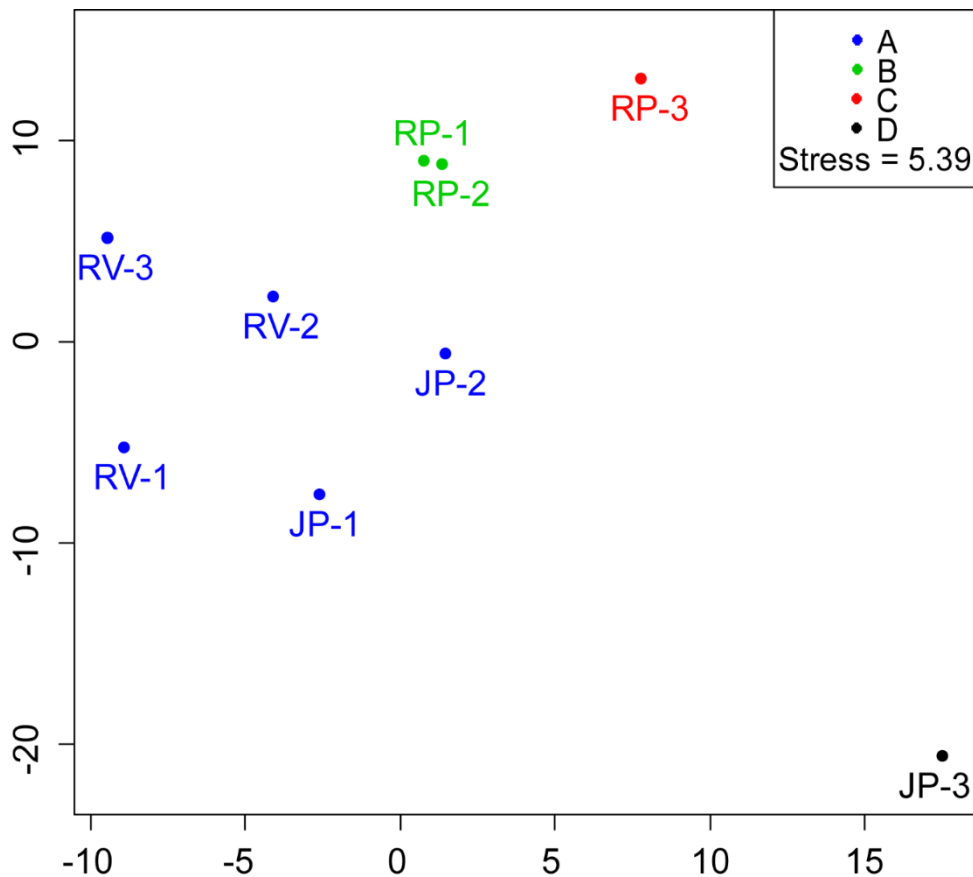
Os grupos B e C se diferenciaram dos demais por apresentarem maior abundância de LeptoHyphidae (Ephemeroptera) e Gripopterygidae (Plecoptera). O grupo B mostrou maior abundância de *P. harpagos* do que os outros grupos, enquanto que o grupo C apresentou maior abundância de Helicopsychidae (Trichoptera), além de Naucoridae (Hemiptera) e *Rhamdia cf. quelen* (Quoy & Gaimard, 1824). O fato de os grupos B e C apresentarem maior abundância de

uma família de Ephemeroptera e uma de Trichoptera do que o grupo A, pode atestar a relação da abundância a exigências específicas dos grupos, pois muitas espécies destas ordens são adaptadas a presença substratos duros, como blocos e matacões (BISPO; CRISCI-BISPO, 2006; GONÇALVES; MENEZES, 2011), mais frequentes no riacho Preto do que no Varanal ou no João Pinheiro.

Tabela 3: Número de táxons de peixes e macroinvertebrados amostrados nos três trechos de cada riacho, Varanal (RV-1, RV-2 e RV-3), João Pinheiro (JP-1, JP-2, JP-3) e Preto (RP-1, RP-2, RP-3).

| | VARANAL | | | JOÃO PINHEIRO | | | PRETO | | |
|--------------------|----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|
| | RV-1 | RV-2 | RV-3 | JP-1 | JP-2 | JP-3 | RP-1 | RP-2 | RP-3 |
| Hierarquia fluvial | 1 ^a | 2 ^a | 2 ^a | 1 ^a | 2 ^a | 2 ^a | 2 ^a | 3 ^a | 3 ^a |
| Macroinvertebrados | 39 | 32 | 35 | 30 | 32 | 24 | 45 | 38 | 54 |
| Peixes | 1 | 2 | 13 | 1 | 8 | 11 | 3 | 3 | 9 |
| TOTAL | 40 | 34 | 48 | 31 | 40 | 35 | 48 | 41 | 63 |

Figura 2: Diagrama de ordenação multidimensional (nMDS) representando os táxons entre os trechos superior (1), médio (2) e inferior (3) dos riachos Varanal (RV-1, RV-2 e RV-3), João Pinheiro (JP-1, JP-2, JP-3) e Preto (RP-1, RP-2, RP-3).



Fonte: Elaborado pelos autores.

Tabela 4: Abundância média dos táxons que diferenciaram os grupos definidos pelo teste SIMPROF de acordo com o SIMPER. Os numerais sobrescritos indicam os grupos que apresentam diferenças significativas.

| | A | B | C | D |
|-----------------------------|-------------------|---------------------|----------------------|---------------------|
| INSECTA | | | | |
| Coleoptera | | | | |
| Gyrinidae | 8,0 ^I | 2,0 ^I | 6,0 ^I | 176,0 ^{II} |
| Ephemeroptera | | | | |
| Baetidae | 47,4 ^I | 492,0 ^I | 900,0 ^I | 0,0 ^{II} |
| Leptohyphidae | 5,8 ^I | 554,0 ^{II} | 2271,0 ^{II} | 0,0 ^{III} |
| Leptophlebiidae | 81,8 ^I | 120,0 ^I | 576,0 ^I | 0,0 ^{II} |
| Hemiptera | | | | |
| Naucoridae | 0,0 ^I | 0,5 ^I | 38,0 ^{II} | 0,0 ^I |
| Plecoptera | | | | |
| Gripopterygidae | 2,0 ^I | 55,5 ^{II} | 108,0 ^{II} | 0,0 ^{III} |
| Trichoptera | | | | |
| Helicopsychidae | 2,2 ^I | 3,5 ^I | 312,0 ^{II} | 0,0 ^{III} |
| PEIXES | | | | |
| Poeciliidae | | | | |
| <i>Phalloceros harpagos</i> | 22,4 ^I | 157,0 ^{II} | 5,0 ^I | 2,0 ^I |
| Heptapteridae | | | | |
| <i>Rhamdia cf. quelen</i> | 0,2 ^I | 0,0 ^I | 10,0 ^{II} | 0,0 ^I |
| Callichthyidae | | | | |
| <i>Corydoras ehrhardti</i> | 1,6 ^I | 0,0 ^I | 0,0 ^I | 104,0 ^{II} |

Phalloceros harpagos possui ampla distribuição natural (LUCINDA, 2008), ocupando micro-habitat lênticos (CASATTI; LANGEANI; CASTRO, 2001) e é conhecida por ocorrer em áreas com modificações antrópicas (ALEXANDRE; ESTEVES; MELO, 2010; MENDONÇA et al., 2014). A predominância desta espécie no grupo B, principalmente no trecho RP-2, demonstra sua característica oportunista e alta tolerância à perda de qualidade ambiental (VIEIRA; SHIBATTA, 2007; ARAÚJO et al., 2009, FELIPE; SÚAREZ, 2010; SILVA et al., 2013). Os táxons que diferenciaram o grupo C são grupos predadores (Naucoridae e *R. cf. quelen*) que necessitam de maior volume de água (PÉREZ, 1988; CASATTI; LANGEANI; CASTRO, 2001).

As ordens Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera, que tiveram algumas famílias ausentes no grupo D, são consideradas boas indicadoras da qualidade ambiental (ROSENBERG; RESH, 1993). A integridade biótica entre os trechos, avaliada por meio destas ordens (porcentagem de EPT e o índice EPT/C), permitiu relacionar os valores encontrados aos da avaliação ambiental (ver Capítulo 1). Além disso, os valores dos índices (porcentagem de EPT e EPT/C) confirmam os resultados do dendograma UPGMA, do diagrama nMDS e da análise SIMPER e evidenciam a relevância da hierarquia fluvial.

Nesse sentido, dos trechos de primeira e segunda ordem, o riacho Varanal apresentou melhores valores das métricas analisadas (porcentagem de EPT e EPT/C; Tabela 5). Apesar de

o trecho superior apresentar valores baixos nos índices EPT, esta situação parece ser natural em segmentos de baixa ordem, como verificado por Ferreira et al. (2014), indicando que as variáveis dos habitat são importantes em estruturar os gêneros das famílias EPT, além das condições ambientais alteradas que podem afetar adversamente a composição dos táxons. Com valores aproximados ao Varanal está o riacho Preto, que apresentou um valor adequado de integridade biótica para o trecho superior (trecho de segunda ordem). Já nos trechos de terceira ordem, os valores variaram de qualidade ambiental baixa, no trecho médio, e boa qualidade ambiental, no trecho inferior. No entanto, o riacho Preto, apesar de ter características de riacho de montanha, possui maior extensão, apresentando um maior número de micro-habitat disponíveis para colonização dos insetos e justificando o maior valor encontrado no índice no trecho inferior.

Tabela 5: Valores percentuais de EPT e EPT/C registrados nos trechos dos três riachos. Entre parênteses a hierarquia fluvial dos trechos.

| | VARANAL | | JOÃO PINHEIRO | | PRETO | |
|----------|-----------|-------|---------------|-------|-----------|-------|
| | %EPT | EPT/C | %EPT | EPT/C | %EPT | EPT/C |
| Trecho 1 | (1ª)12.65 | 22.44 | (1ª)8.99 | 13.26 | (2ª)24.67 | 40.37 |
| Trecho 2 | (2ª)30.82 | 68.54 | (2ª)13.47 | 20.62 | (3ª)17.71 | 22.39 |
| Trecho 3 | (2ª)24.79 | 43.50 | (2ª)1.25 | 2.60 | (3ª)38.55 | 76.68 |

O riacho João Pinheiro, apesar de ter proporções parecidas com o riacho Varanal, mostrou valores menores de integridade ambiental para todos os trechos, especialmente para o inferior (ver Capítulo I). Além disso, os resultados da análise biológica indicaram que o trecho inferior possui baixa abundância das ordens Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera, que são altamente sensíveis às alterações ambientais (OLIVEIRA; CALLISTO, 2010), e predomínio de Gyrinidae, considerada resistente (SIMIÃO-FERREIRA; CARVALHO, 2008), confirmando que o trecho inferior do João Pinheiro se encontra em piores condições ambientais do que os demais trechos dos três riachos estudados.

A utilização de um riacho íntegro como cenário referência foi eficiente para a avaliação e comparação da riqueza e índices biológicos com os demais riachos. A composição da assembleia de peixes, de insetos e do crustáceo variou e foi afetada distintamente pelas condições ambientais dos três riachos. Numa escala maior, os fatores que influenciaram foram a ordem hidrológica, o tamanho e o efeito da confluência dos riachos. Em uma escala local, os meso-habitat e as alterações pelas atividades humanas também foram responsáveis pela estruturação dos grupos estudados, principalmente nos macroinvertebrados.

REFERÊNCIAS

- ABILHOA, V.; BRAGA, R.R.; BORNATOWSKI, H.; VITULE, J.R.S. Fishes of the Atlantic rain forest streams: ecological patterns and conservation. In: GRILLO, O. (Ed.). *Changing diversity in changing environment*. Rijeka: InTech, 2011, p. 259-282.
- AGOSTINHO, A.A.; GOMES, L.C.; PELICICE, F.M. *Ecologia e manejo de recursos pesqueiros em reservatórios do Brasil*. Maringá: Eduem, 2007.
- AGOSTINHO, A.A.; GOMES, L.C.; SUZUKI, H.I.; JÚLIO JÚNIOR, H.F. Migratory fishes of the Upper Paraná river basin, Brazil. In: CAROLSFELD, J.; HARVEY, B.; ROSS, C.; BAER, A. (Ed.). *Migratory fishes of South America: biology, fisheries and conservation status*. Ottawa: World Fisheries Trust: The World Bank: International Development Research Centre, 2003, p. 19-98.
- AGOSTINHO, A.A.; PELICICE, F.M.; GOMES, L.C. Dams and the fish fauna of the Neotropical region: impacts and management related to diversity and fisheries. *Brazilian Journal of Biology*, São Carlos: Instituto Internacional de Ecologia, v. 68, n. 4 suppl., p. 1119-1132, 2008.
- AGOSTINHO, A.A.; THOMAZ, S.M.; GOMES, L.C. Conservation of the biodiversity of Brazil's inland waters. *Conservation Biology*, Washington: Society for Conservation Biology, v. 19, n. 3, p. 646-652, 2005.
- ALBERT, J.S.; REIS, R.E. *Historical biogeography of neotropical freshwater fishes*. Berkeley: University of California Press, 2011.
- ALEXANDRE, C.V.; ESTEVES, K.E.; MELO, M.A.M.M. Analysis of fish communities along a rural-urban gradient in a neotropical stream (Piracicaba River Basin, São Paulo, Brazil). *Hydrobiologia*, Dordrecht: Springer, v. 641, n. 1, p. 97-114, 2010.
- ALLAN J.D.; CASTILLO, M.M. *Stream ecology: structure and function of running waters*. 2. ed. Dordrecht: Springer, 2007.
- ARAÚJO, F.G.; PEIXOTO, M.G.; PINTO, B.C.T.; TEIXEIRA, T.P. Distribution of guppies *Poecilia reticulata* (Peters, 1860) and *Phalloceros caudimaculatus* (Hensel, 1868) along a polluted stretch of the Paraíba do Sul River. *Brazilian Journal of Biology*, São Carlos: Instituto Internacional de Ecologia, v. 69, n. 1, p. 41-48, 2009.
- ARAÚJO, N.B.; TEJERINA-GARRO, F.L. Composição e diversidade da ictiofauna em riachos do Cerrado, bacia do ribeirão Ouvidor, alto rio Paraná, Goiás. *Revista Brasileira de Zoologia*, Curitiba: Sociedade Brasileira de Zoologia, v. 24, n. 4, p. 981-990, 2007.
- ARAÚJO, N.B.; TEJERINA-GARRO, F.L. Influence of environmental variables and anthropogenic perturbations on stream fish assemblages, Upper Paraná River, Central Brazil. *Neotropical Ichthyology*, Porto Alegre: Sociedade Brasileira de Ictiologia, v. 7, n. 1, p. 31-38, 2009.
- BISPO, P.C.; CRISCI-BISPO, V.L. Plecoptera. In: COSTA, C.; IDE, S.; SIMONKA, C.E. (Org.). *Insetos imaturos: metamorfose e identificação*. Ribeirão Preto: Holos, 2006, p. 67-70.

BOYERO, L. Multiscale patterns of spatial variation of stream macroinvertebrate communities. *Ecological Research*, Tokyo: Springer, v. 18, n. 4, p. 365-379, 2003.

CALLISTO, M.; RIBEIRO, A.S.; SANTANA, V.B.; FRANÇA, J.S.; LIGEIRO, R.; FERREIRA, W.R.; SILVA, D.; CASTRO, D.; TUPINAMBÁS, T.H.; SANTANA, D.; SOUZA, B.; GONÇALVES, F.; RODRIGUES, L.; ANDRADE, C.B.; SALES, S.C.M.; SOUZA, R. Rapid ecological assessment of benthic indicators of water quality: a successful capacity-building experience for Brazilian postgraduate students in ecology. *Brazilian Journal of Biology*, São Carlos: Instituto Internacional de Ecologia, v. 71, n. 4, p. 937-947, 2011.

CASATTI, L.; LANGEANI, F.; CASTRO, R.M.C. Peixes de riacho do Parque Estadual Morro do Diabo, bacia do Alto Paraná, SP. *Biota Neotropica*, Campinas: Programa BIOTA/FAPESP, v. 1, n. 1, p. 1-15, 2001.

CELESTINO, E.; KASHIWAQUI, E.A.L.; MAKRAKIS, S.; MAKRAKIS, M.C.; MARIANO, J.R. Métodos de coleta para avaliação longitudinal da ictiofauna em riachos interceptados por tubulações. In: BAGGIO, A. (Ed.). *Ecologia de Estradas: tendências e pesquisas*. Lavras: Ufla, 2012, p. 115-136.

CLARKE, K.R. Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Australian Journal of Ecology*, Canberra: Ecological Society of Australia, v. 18, n. 1, p. 117-143, 1993.

CLARKE, K.R.; SOMERFIELD, P.J.; GORLEY, R.N. Testing of null hypotheses in exploratory community analyses similarity profiles and biota-environment linkage. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, Amsterdam: Elsevier Science, v. 366, n. 1-2, p. 56-69, 2008.

COUTO, T.B.A.; AQUINO, P.D.P.U. Structure and integrity of fish assemblages in streams associated to conservation units in Central Brazil. *Neotropical Ichthyology*, Porto Alegre: Sociedade Brasileira de Ictiologia, v. 9, n. 2, p. 445-454, 2011.

FELIPE, T.R.A.; SÚAREZ, Y.R. Characterization and influence of environmental factors on stream fish assemblages in two small urban sub-basins, Upper Paraná River. *Biota Neotropica*, Campinas: Programa BIOTA/FAPESP, v. 10, n. 2, p. 143-151, 2010.

FERREIRA, W.E.; LIGEIRO, R.; MACEDO, D.R.; HUGHES, R.M.; KAUFMANN, P.R.; OLIVEIRA, L.G.; CALLISTO, M. Importance of environmental factors for the richness and distribution of benthic macroinvertebrates in tropical headwater stream. *Freshwater Science*, Chicago: Society for Freshwater Science, v. 33, n. 3, p. 860-871, 2014.

GAUCH JR., H.G. *Multivariate analysis in community ecology*. London: Cambridge University, 1982.

GÓMEZ-AGUIRRE, A.M.; LONGO-SÁNCHEZ, M.; BLANCO, J.F. Macroinvertebrate assemblages in Gorgona Island streams: spatial patterns during two contrasting hydrologic periods. *Actualidades Biológicas*, Medellín: Instituto de Biología, Universidad de Antioquia, v. 31, n. 91, p. 161-178, 2009.

GONÇALVES, F.B.; MENEZES, M.S. A comparative analysis of biotic indices that use macroinvertebrates to assess water quality in a coastal river of Paraná state, southern Brazil. *Biota Neotropica*, Campinas: Programa BIOTA/FAPESP, v. 11, n. 4, p. 27-36, 2011.

GORMAN, O.T.; KARR, J.R. Habitat structure and stream fish community. *Ecology*, Washington: Ecological Society of America, v. 59, n. 3, p. 507-516, 1978.

JACKSON, D.A. Stopping rules in principal component analysis: a comparison of heuristical and statistical approaches. *Ecology*, Washington: Ecological Society of America, v. 74, n. 8, p. 2204-2214, 1993.

JACOBSEN, D.; CRESSA, C.; MATHOOKO, J.M.; DUDGEON, D. Macroinvertebrates: Composition, life histories and production. In: DUDGEON, D. (Ed.). *Aquatic ecology: Tropical stream ecology*. London: Elsevier Science, 2008, p. 66-106.

LANGEANI, F.; CASTRO, R.M.C.; OYAKAWA, O.T.; SHIBATTA, O.A.; PAVANELLI, C.S.; CASATTI, L. Diversidade da ictiofauna do Alto Rio Paraná: composição atual e perspectivas futuras. *Biota Neotropica*, Campinas: Programa BIOTA/FAPESP, v. 5, n. 1, p. 75-78, 2007.

LEGENDRE, P.; LEGENDRE, L. *Numerical Ecology*. 3. ed. Amsterdam: Elsevier, 2012.

LUCINDA, P.H.F. Systematics and biogeography of the genus *Phalloceros* Eigenmann, 1907 (Cyprinodontiformes: Poeciliidae: Poeciliinae) with de description of twenty-one new species. *Neotropical Ichthyology*, Porto Alegre: Sociedade Brasileira de Ictiologia, v. 6, n. 2, p. 113-158, 2008.

MANDAVILLE, S.M. *Benthic macroinvertebrates in freshwaters: taxa tolerance values, metrics and protocols*. Dartmouth: Soil & Water Conservation Society of Metro Halifax, 2002.

MELO, C.E.; MACHADO, F. DE A.; PINTO-SILVA, V. Feeding habits of fish from a stream in the savana of Central Brazil, Araguaia Basin. *Neotropical Ichthyology*, Porto Alegre: Sociedade Brasileira de Ictiologia, v. 2, n. 1, p. 37-44, 2004.

MENDONÇA, A.; ABELHA, M.C.F.; BATISTA-SILVA, V.F.; KASHIWAQUI, E.A.L.; BAILLY, D.; FERNANDES, C.A. Population parameters of Poeciline in streams of Mato Grosso do Sul State, Brazil. *Boletim do Instituto de Pesca*, São Paulo: Instituto de Pesca, v. 40, n. 4, p. 557-567, 2014.

NALIM, D.M.; GALVES JR., W.; MENDES, E.C.; MARONEZE, D.M. Insetos aquáticos. In: BENNEMANN, S.T.; SHIBATTA, O.A.; VIEIRA, A.O.S. (Org.). *A flora e a fauna do Ribeirão Varanal: um estudo da biodiversidade no Paraná*. Londrina: Eduel, 2008, p. 111-138.

OKSANEN, J.; BLANCHET, F.G.; KINDT, R.; LEGENDRE, P.; MINCHIN, P.R.; O'HARA, R.B.; SIMPSON, G.L.; SOLYMOS, P.; HENRY, M.; STEVENS, H.; WAGNER, H. *vegan: Community Ecology Package*. R package version 2.2-0, 2014. Disponível em: <http://CRAN.R-project.org/package=vegan>

OLIVEIRA, A.; CALLISTO, M. Benthic macroinvertebrates as bioindicators of water quality in an Atlantic forest fragment. *Iheringia Série Zoologia*, Porto Alegre: Fundação Zoobotânica do Rio Grande do Sul, v. 100, n. 4, p. 291-300, 2010.

PAULA, M.C.; FONSECA-GESSNER, A.A. Macroinvertebrates in low-order streams in two fragments of Atlantic Forest in different states of conservation in the State of São Paulo (Brazil). *Brazilian Journal of Biology*, São Carlos: Instituto Internacional de Ecologia, v. 70, n. 3, p. 899-909, 2010.

PÉREZ, G.R. *Guia para el estudio de los macroinvertebrados acuáticos del Departamento de Antioquia*. Bogotá: Universidad de Antioquia, 1988.

R CORE TEAM. *R: A language and environment for statistical computing*. Vienna: R Foundation for Statistical Computing, 2014.

REZENDE, R.S.; SANTOS, A.M.; GONÇALVES JR., J.F. Avaliação ambiental do rio Pandeiros utilizando macroinvertebrados como indicadores de qualidade de água. *Ecologia Austral*, Córdoba: Asociación Argentina de Ecología, v. 22, n. 3, p. 159-169, 2012.

ROBERTS, D.W. *labdsv: Ordination and Multivariate Analysis for Ecology*. R package version 1.6-1, 2013. Disponível em: <http://CRAN.R-project.org/package=labdsv>

ROSENBERG, H.C.; RESH, V.H. *Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates*. New York: Chapman & Hall, 1993.

SHIBATTA, O.A.; BENNEMANN, S.T.; MORI, H.; SILVA, D.F. Riqueza biológica e ecológica dos peixes do Ribeirão Varanal. In: BENNEMANN, S.T.; SHIBATTA, O.A.; VIEIRA, A.O.S. (Org.). *A flora e a fauna do Ribeirão Varanal: um estudo da biodiversidade no Paraná*. Londrina: Eduel, 2008, p. 77-98.

SILVA, J.F.M.; RAIIO, C.B.; BERNARDINO, D.F.S.; BENNEMANN, S.T. Longitudinal patterns of fish assemblages in mountain streams from tropical forest biome. *Biota Neotropica*, Campinas: Programa BIOTA/FAPESP, v. 13, n. 3, p. 64-73, 2013.

SIMIÃO-FERREIRA, J; CARVALHO, A.R. Biomonitoramento do efluente da ETE do distrito agroindustrial de Anápolis, Goiás (DAIA). *Revista Saúde e Ambiente*, Joinville: UNIVILLE, v. 9, n. 1, p. 47-56, 2008.

STRAHLER, A.N. Quantitative analysis of watershed geomorphology. *Transactions of the American Geophysical Union*, Washington: American Geophysical Union, v. 38, n. 6, p. 913-920, 1957.

SÚAREZ, Y.R.; LIMA-JÚNIOR, S.E. Variação espacial e temporal nas assembleias de peixes de riachos na bacia do rio Guiraí, Alto Rio Paraná. *Biota Neotropica*, Campinas: Programa BIOTA/FAPESP, v. 9, n. 1, p. 101-111, 2009.

THOMANZINI, M.J.; THOMANZINI, A.P.B.W. *Levantamento de insetos e análise entomofaunística em floresta, capoeira e pastagem no Sudeste Acreano*. Rio Branco: Embrapa Acre, 2002.

UIEDA, V.S.; CASTRO, R.M.C. Coleta e fixação de peixes de riachos. In: CARAMASCHI, E.P.; MAZZONI, R.; PERES-NETO, P.R. (Ed.). *Oecologia Brasiliensis: Ecologia de peixes de riachos*. Rio de Janeiro: PPGE-UFRJ, 1999, p. 1-22. v. 6.

VALE, I.C.; BUSS, D.F.; BAPTISTA, D.F. The influence of connectivity in forest patches, and riparian vegetation width on stream macroinvertebrate fauna. *Brazilian Journal of Biology*, São Carlos: Instituto Internacional de Ecologia, v. 73, n. 2, p. 231-238, 2013.

VENABLES, W.N.; RIPLEY, B.D. *Modern Applied Statistics with S*. 4 ed. New York: Springer, 2002.

VIEIRA, D.B.; SHIBATTA, O.A. Peixes como indicadores da qualidade ambiental do ribeirão Esperança, Município de Londrina, Paraná, Brasil. *Biota Neotropica*, Campinas: Programa BIOTA/FAPESP, v. 7, n. 1, p. 57-65, 2007.

WARTON, D.I.; WRIGHT, T.W.; WANG, Y. Distance-based multivariate analyses confound location and dispersion effects. *Methods in Ecology and Evolution*, London: British Ecological Society, v. 3, n. 1, p. 89-101, 2012.

WHITAKER, D.; CHRISTMAN, M. *clustsig*: Significant Cluster Analysis. R package version 1.1, 2014. Disponível em: <http://CRAN.R-project.org/package=clustsig>

WIENS, J.A. Spatial Scaling in Ecology. *Functional Ecology*, London: British Ecological Society, v. 3, n. 4, p. 385-397, 1989.

CAPÍTULO 4**NEW RECORD AND DISTRIBUTION EXTENSION OF THE ENDANGERED
FRESHWATER FISH *Cnesterodon hypselurus* (CYPRINODONTIFORMES:
POECILIIDAE) IN THE UPPER PARANÁ RIVER BASIN, BRAZIL**

Silva, J.F.M., F.C. Jerep and S.T. Bennemann. 2015. New record and distribution extension of the endangered freshwater fish *Cnesterodon hypselurus* (Cyprinodontiformes: Poeciliidae) in the upper Paraná River basin, Brazil. Check List 11(6): 1811. doi: <http://dx.doi.org/10.15560/11.6.1811>

New record and distribution extension of the endangered freshwater fish *Cnesterodon hypselurus* (Cyprinodontiformes: Poeciliidae) in the upper Paraná River basin, Brazil

João Fernando Marques da Silva^{1*}, Fernando C. Jerep^{2,3} and Sirlei Terezinha Bennemann¹

1 Universidade Estadual de Londrina (UEL), Centro de Ciências Biológicas, Departamento de Biologia Animal e Vegetal, Laboratório de Ecologia Trófica de Peixes. Rod. Celso Garcia Cid, Pr. 445 Km 380, CEP 86051-980, Londrina, PR, Brazil

2 Universidade Estadual de Londrina (UEL), Centro de Ciências Biológicas, Departamento de Biologia Animal e Vegetal, Museu de Zoologia. Rod. Celso Garcia Cid, Pr. 445 Km 380, CEP 86051-980, Londrina, PR, Brazil

3 Research Associate, Division of Fishes, Department of Vertebrate Zoology, National Museum of Natural History, Smithsonian Institution, Washington, DC, USA

* Corresponding author. E-mail: jfm.bio@gmail.com

Abstract: *Cnesterodon hypselurus* is an endangered species from the Upper Paraná River basin, with distribution restricted to three streams with diminished habitat quality. An updated distribution including new locations in the Tibagi River basin is presented, increasing its area of occurrence and providing a new low-elevation record of 728 m. The recognition of these populations suggests that *C. hypselurus* might have a larger distribution in the east-central Paraná State region, changing to vulnerable the previously endangered status of the species.

Key words: endemism; habitat degradation; Tibagi River; Itararé River

Cnesterodon Garman, 1895 is a monophyletic genus of the family Poeciliidae, of the live-bearing Cyprinodontiformes. An extensive revision of the genus was made by Lucinda (2005) and Lucinda and Reis (2005), recognizing eight valid species, with two more recently described: *Cnesterodon holopteros* Lucinda, Litz & Recuero, 2006 and *Cnesterodon pirai* Aguilera, Mirande & Azpeli-cueta, 2009. These 10 species inhabit coastal and inland drainages in Argentina, southern Brazil, Paraguay and Uruguay, restricted to headwaters and high elevation regions of these basins (Lucinda 2003, 2005; Lucinda et al. 2006).

Cnesterodon hypselurus Lucinda & Garavello, 2001:129 is endemic to streams in Paraná State, Brazil, and, according to the literature (Lucinda and Garavello 2001; Shibatta et al. 2002; Lucinda 2003, 2005; Lucinda and Reis 2005; Langeani et al. 2007; Meredith et al. 2010;

Pollux et al. 2014), its distribution is restricted to the Cilada and Lambari Rivers, both tributaries of the Capivari River, part of the Itararé River basin, and a nameless tributary of the Guaricanga River, of the Tibagi River basin. Both the Tibagi and Itararé River basins are part of the the Paranapanema drainage, flowing from South to North, approximately 550 km and 300 km in length respectively. Shibatta et al. (2002) proposed that *C. hypselurus* was endangered in the Tibagi River basin, however only recently the species was included in the Brazilian list of endangered species (MMA 2014). According to the IUCN Red List Categories and Criteria, it was classified as EN (B1ab(iii)), indicating that *C. hypselurus* is facing a very high risk of extinction, with a range of less than 5,000 km², and known from no more than five locations, with continuing decline of habitat quality (IUCN 2001; ICMBIO 2014). Herein we report new locations for *C. hypselurus* in the Tibagi River basin, increasing the known localities for this species and changing its threat category according to the IUCN parameters (IUCN 2001).

Field studies were conducted between February and November 2014, in first and second order stretches of eight streams in the middle Tibagi River basin, property of Klabin S.A. cellulose and paper company, east-central Paraná State. This area has been classified as possessing extremely high biological importance and high priority for conservation (MMA 2007). A total of 38 specimens of *Cnesterodon hypselurus* (Figures 1 and 2) were sampled in one of the eight streams, in a first order stretch of the Arroio do Gica stream (24°12'32.78" S, 050°36'35.65" W, 728 m), tributary of the Tibagi River, Telémaco Borba (Figure 3).



Figure 1. Specimens of *Cnesterodon hypselurus* showing coloration in life in male (above) and female (below). Specimens not preserved. Photos by F.C. Jerep.



Figures 2. Coloration of alcohol preserved specimens of *Cnesterodon hypselurus*. Mature male, MZUEL 12699, 24.1 mm SL (above) and female, MZUEL 12640, 34.5 mm SL (below). Photos by J.F.M. Silva.

Specimens were collected in pool habitats (according to Rincón 1999) using a seine net (2 mm mesh) and sieves (2 mm mesh) for one hour, under SISBIO permit #42829-1. Fishes were anesthetized with clove oil (Anderson et al. 1997; Lucena et al. 2013), fixed in 10% formalin for 48 hours, washed in running water and preserved in 70% ethanol (Uieda and Castro 1999). Voucher specimens analyzed in this study are deposited

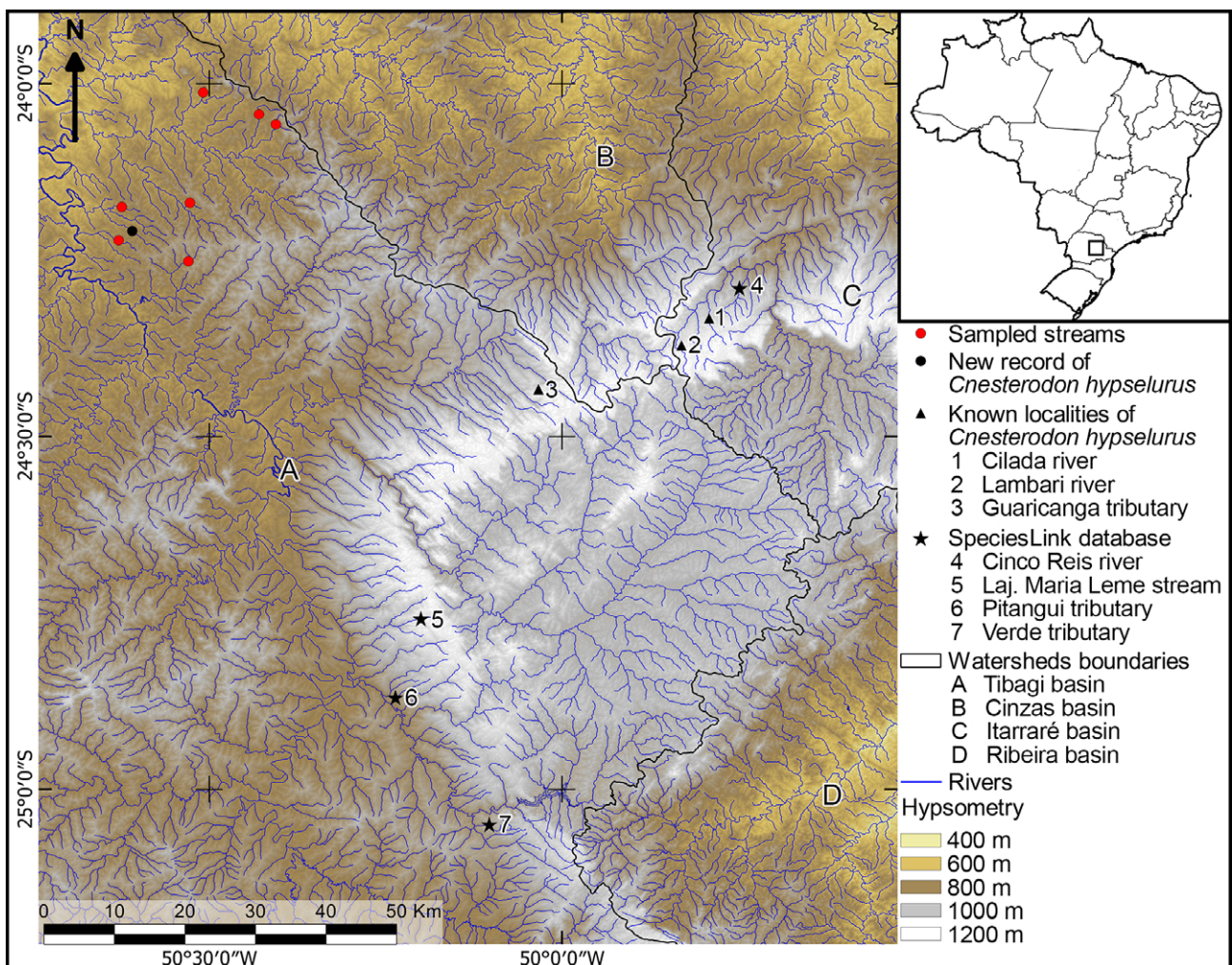


Figure 3. Updated geographic distribution of *Cnesterodon hypselurus*. Additional sites in red represent seven streams sampled during the present study. Source: adapted from Miranda (2005), SUDERHSA (2007) and IBGE (2013).

at the Museu de Zoologia da Universidade Estadual de Londrina (MZUEL) under the following catalogue numbers: MZUEL 12640, 12699, 12752 and 12798.

Two other species were collected in the same stream: *Astyanax paranae* Eigenmann, 1914 and *Trichomycterus davisii* (Haseman, 1911). *Astyanax paranae* inhabits the same pool habitat where *C. hypselurus* was collected, while *T. davisii* was collected strictly in riffle habitat.

The specimens were identified as *Cnesterodon hypselurus* following the identification key and diagnosis proposed by Lucinda (2005) and comparisons with the paratypes (MZUEL 1600), specimens of congeners (Lucinda et al. 2006; Aguilera et al. 2009), and specimens identified by P.H.F. Lucinda (MZUEL 1727 and MZUEL 1728). The updated distribution map of the species (Figure 3; Table 1) was based on data from literature (Lucinda and Garavello 2001; Shibatta et al. 2002; Lucinda 2003, 2005; Lucinda and Reis 2005; Langeani et al. 2007; Meredith et al. 2010; Pollux et al. 2014) and from the SpeciesLink database (CRIA 2015). Vouchers from new localities found in SpeciesLink were examined to verify identification.

Sites where specimens were collected were included in a GIS base map containing limits of the Paraná State Watersheds (SUDERHSA 2007), Digital Elevation Model (Miranda 2005) and hydrography (IBGE 2013). The new extent of occurrence was calculated by the area of a

minimum convex polygon, which is the smallest polygon with no internal angle exceeding 180° and containing all sites of occurrence (IUCN 2001).

According to Lucinda (2005), *Cnesterodon hypselurus* can be identified by two autapomorphies, the presence of a dark longitudinal band along the flank in preserved material (Figure 2), and the bony style of ray 3 of the gonopodium of fully developed males curly-bracket shaped, with a constriction located at two-thirds of its length (Figure 4). In addition, the combination of the dark brown blotches along body sides forming bars and covering more than four scales in a transverse row, the presence of a dark band along flank and depth of the caudal peduncle in adult males (15.5–17.8% SL) differentiate this species from its congeners. A variation in the number of segments at the tip of ray 4a of the gonopodium of mature males was observed, with four to six segments before the claw-shaped bony tip. The specimens also presented some variation in the coloration pattern (Figure 2) in comparison to the original description and specimens from other localities. The longitudinal dark stripe may be slightly fainter in some specimens, and the dark vertical bars might cover up to three scales of a transverse row instead of four, as mentioned in the original description (Lucinda and Garavello 2001). Notwithstanding, the variation herein observed is similar to the color pattern of the examined type material and photographs (Lucinda and Garavello 2001, fig. 5; Lucinda 2005, fig. 7).

The pool habitat where the specimens were collected at Arroio do Gica stream is 3.5–4.0 m wide, 40–59 cm deep, and 0.04–0.06 m/s current speed. The bottom of the stream was composed of rocks, leaf litter and non-consolidated clay (Figure 5). Riparian forest covered the right margin while the left margin was bordered by commercial cultivation of *Pinus* sp. that was harvested during the studies. The water temperature ranged from 15.4 to 19.8°C, pH 6.3 to 7.7, conductivity 15.2 to 25.1 µS/cm and dissolved oxygen 7.6 to 8.8 mg/L (80.5–88.1%).

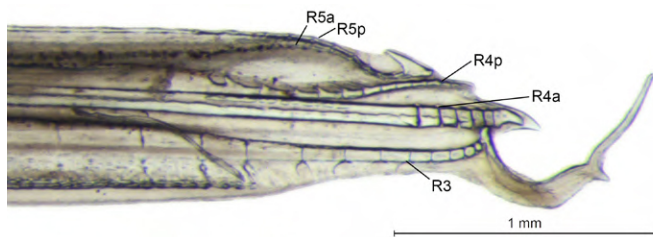


Figure 4. Distal tip of the gonopodium of a mature male of *Cnesterodon hypselurus*, MZUEL 12699, 25.2 mm SL. R3, R4a, R4p, R5a, R5p are sections of the anal-fin rays, modified in gonopodial rays. Left side, lateral view. Photo by F.C. Jerep.

Table 1. Known localities of *Cnesterodon hypselurus* in Paraná State and vouchers. Elevation in meters above sea level; N = number of specimens.

| Locality | Drainage | Municipality | Geographic coordinates | Altitude | Catalog number (N) |
|---|----------|----------------|---------------------------------|----------|---|
| Cilada River ^{7,8} | Itararé | Jaguariaíva | 24°19'58.03" S, 049°47'30.22" W | 1,078 m | MCP12593 (31) ^{1,4,5} , MCP22743 (1) ^{1,3,4,6} , MCP22744 (9) ^{1,4,5} , MHNCI5890 (10) ^{1,4} , UMMZ215219 (20) ^{1,4} , USNM356395 (2) ^{1,4} , MZUEL1728 (122) ^{1,4} , MZUSP85935.0 (100) ⁹ , UFRGS18402 (32) ⁹ |
| Lambari River | Itararé | Jaguariaíva | 24°22'24.28" S, 049°50'23.47" W | 1,136 m | MCP12602 (7) ^{1,4} , MCP22745 (5) ^{1,4} , MHNCI5892 (3) ^{1,4} |
| Cinco Reis River | Itararé | Jaguariaíva | 24°17'27.70" S, 049°44'54.30" W | 941 m | MZUSP85936.0 (3) ⁹ |
| Guaricanga River tributary ² | Tibagi | Piraí do Sul | 24°25'60.00" S, 050°01'60.00" W | 1,110 m | MZUEL1600 (14) ^{1,4} , MZUEL1727 (10) ^{1,4} , MCP23326 (10) ⁴ |
| Arroio do Gica stream | Tibagi | Telêmaco Borba | 24°12'32.78" S, 050°36'35.65" W | 728 m | MZUEL12640 (14), MZUEL12699 (14), MZUEL12752 (6), MZUEL12798 (4) |
| Lajeado Maria Leme stream | Tibagi | Castro | 24°45'34.00" S, 050°11'60.00" W | 1,102 m | NUP15659 (10) ⁹ |
| Pitangui River tributary | Tibagi | Carambeí | 24°52'16.00" S, 050°14'10.00" W | 861 m | NUP15828 (6) ⁹ |
| Verde River tributary | Tibagi | Ponta Grossa | 25°03'04.00" S, 050°06'11.02" W | 904 m | DZSJRP20376 (168) ⁹ |

¹Lucinda and Garavello 2001; ²Shibatta et al. 2002; ³Lucinda 2003; ⁴Lucinda 2005; ⁵Lucinda and Reis 2005; ⁶Langeani et al. 2007; ⁷Meredith et al. 2010; ⁸Pollux et al. 2014; ⁹CRIA 2015.



Figure 5. Photograph of the new record locality of *Cnesterodon hypselurus* in Arroio do Gica stream, Telêmaco Borba, PR, Brazil. Photo by S.T. Benemann.

The stream habitat where the species has been previously recorded were not described in the literature, although *C. hypselurus* lives in clear waters with little flow in the Tibagi basin (Shibatta et al. 2002). The other streams sampled during the study did not have pools with similar characteristics as found in the Arroio do Gica, indicating a possible habitat requirement of this species. The elevation of the previous known locations ranged from 861 to 1,136 m above sea level, but Arroio do Gica stream is at 728 m above sea level, making it the lowest site reported for the species.

New records from the SpeciesLink database indicated four additional locations for the species (CRIA 2015), for a total of eight different streams (Figure 3, Table 1). The updated extent of occurrence for *C. hypselurus* was found to be 3,989 km². Although the updated area of distribution still fits the criteria for EN(B1) (extent of occurrence less than 5,000 km²), the occurrence in eight different locations invalidates the criteria EN(B1a) (species known to exist at no more than five locations). Based on the abovementioned, the category of the species changes from endangered (EN) to vulnerable (VU) according to the VU(B1ab(iii)) criteria: extent of occurrence restricted to less than 20,000 km² and known to exist at no more than ten locations with continuing decline of habitat quality.

The vulnerable category still indicates that the species is facing a high risk of extinction. Additional data about reduction in population size, number of mature individuals in the population and probability of extinction in the wild in five generations are still needed for the species, and can only be achieved through standardized sampling in the locations for an extended period of time.

The present study increases the known distribution of *Cnesterodon hypselurus* to eight localities; changing

the conservation status of the species according to the IUCN (2001) parameters to VU(B1ab(iii)). The population recorded herein is relatively small and should be regularly monitored. On the other hand, the discovery of *C. hypselurus* in this stream suggests that there may be additional undiscovered populations in the Tibagi, Cinzas and Itararé River basins. We encourage targeted inventories efforts in streams with similar habitat characteristics as observed in Arroio do Gica stream throughout this region, as well as a phylogeographic study to determine the processes involved in the geographic distribution of this species.

ACKNOWLEDGEMENTS

We thank all the members of the Museu de Zoologia (UEL) who helped us with the fieldwork: A. Garcia, A. Souza, E. Santana, L. Jarduli, R. Nascimento and T. Lizarelli. We are especially grateful to Klabin S.A. and Sergio Adão Filipaki for the support given during field activities. JFMS is supported by a scholarship from CAPES/FA (11/2013) Doctorate Program. FCJ is supported by CNPq (453850-2014/6). We are thankful to Francisco Langeani (DZSJRP), Manoela Marinho (MZUSP), Weferson Júnio da Graça (UEM) and Vinícius Abilhoa (MHNCI) for providing photographs and specimens.

LITERATURE CITED

- Aguilera G., J.M. Mirande and M.D.L.M. Azpelicueta. 2009. A new species of *Cnesterodon* (Cyprinodontiformes: Poeciliidae) from a small tributary of arroyo Cuñá-Pirú, río Paraná basin, Misiones, Argentina. *Zootaxa* 2195: 34–42.
- Anderson, W.G., R.S. McKinley and M. Colavecchia. 1997. The use of clove oil as an anesthetic for rainbow trout and its effects on swimming performance. *North American Journal of Fisheries Management* 17(2): 301–307. doi: 10.1577/1548-8675(1997)017<0301:TUOC OA>2.3.CO;2
- CRIA. [2015]. SpeciesLink network. Centro de Referência em Informação Ambiental. Accessed at <http://www.splink.org.br>, 29 July 2015.
- IBGE. 2013. Base cartográfica contínua do Brasil na escala 1:250.000. Version 1.0. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Accessed at ftp://geofp.ibge.gov.br/mapeamento_sistemico/base_vetorial_continua_escala_250mil, 29 April 2015.
- ICMBIO. 2014. Espécies ameaçadas, lista 2014. Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. Accessed at <http://www.icmbio.gov.br/portal/biodiversidade/fauna-brasileira/lista-de-especies.html>, 29 April 2015.
- IUCN. 2001. IUCN red list categories and criteria. Version 3.1. International Union for Conservation of Nature. Accessed at <http://www.iucnredlist.org/technical-documents/categories-and-criteria/2001-categories-criteria>, 29 April 2015.
- Langeani, F., R.M.C. Castro, O.T. Oyakawa, O.A. Shibatta, C.S. Pavanelli and L. Casatti. 2007. Diversidade da ictiofauna do Alto Rio Paraná: composição atual e perspectivas futuras. *Biota Neotropica* 7(3): 181–197. doi: 10.1590/S1676-06032007000300020
- Lucena, C.A.S., B.B. Calegari, E.H.L. Pereira and E. Dallegrove. 2013. O uso de óleo de cravo na eutanásia de peixes. *Boletim Sociedade Brasileira de Ictiologia* 105: 20–24. <http://www.sbi.bio.br/sbi/pdfs/boletins/BoletimSBI105.pdf>

- Lucinda, P.H.F. 2003. Family Poeciliidae; pp. 558–584, in: R.E. Reis, S.O. Kullander and C.J. Ferraris Jr. (eds.). Check list of the freshwater fishes of South and Central America. Porto Alegre: EDIPUCRS.
- Lucinda, P.H.F. 2005. Systematics of the genus *Cnesterodon* Garman, 1895 (Cyprinodontiformes: Poeciliidae: Poeciliinae). *Neotropical Ichthyology* 3(2): 259–270. doi: [10.1590/S1679-62252005000200003](https://doi.org/10.1590/S1679-62252005000200003)
- Lucinda, P.H.F. and J.C. Garavello. 2001. Two new species of *Cnesterodon* Garman, 1895 (Cyprinodontiformes: Poeciliidae) from the upper rio Paraná drainage. *Comunicações do Museu de Ciências e Tecnologia da PUCRS, Série Zoologia* 13(2): 119–138.
- Lucinda, P.H.F. and R.E. Reis. 2005. Systematics of the subfamily Poeciliinae Bonaparte (Cyprinodontiformes: Poeciliidae), with an emphasis on the tribe Cnesterodontini Hubbs. *Neotropical Ichthyology* 3(1): 1–60. doi: [10.1590/S1679-62252005000100001](https://doi.org/10.1590/S1679-62252005000100001)
- Lucinda, P.H.F., T. Litz and R. Recuero. 2006. *Cnesterodon holopteros* (Cyprinodontiformes: Poeciliidae: Poeciliinae), a new species from the Republic of Uruguay. *Zootaxa* 1350: 21–31.
- Meredith, R.W., M.N. Pires, D.N. Reznick and M.S. Springer. 2010. Molecular phylogenetic relationships and the evolution of the placenta in *Poecilia* (*Micropoecilia*) (Poeciliidae: Cyprinodontiformes). *Molecular Phylogenetics and Evolution* 55(2): 631–639. doi: [10.1016/j.ympev.2009.11.006](https://doi.org/10.1016/j.ympev.2009.11.006)
- Miranda, E. E. 2005. Brasil em relevo. Embrapa Monitoramento por Satélite. Accessed at <http://www.relevobr.cnpm.embrapa.br>, 29 April 2015.
- MMA (Ministério do Meio Ambiente). 2007. Áreas prioritárias para a conservação, uso sustentável e repartição de benefícios da biodiversidade brasileira: atualização — Portaria MMA no. 09 de 23 de janeiro de 2007. Brasília: MMA/SBF. 300 pp.
- MMA (Ministério do Meio Ambiente). 2014. Lista nacional oficial de espécies da fauna ameaçadas de extinção — peixes e invertebrados aquáticos. Portaria no. 445 de 17 de dezembro de 2014. Diário Oficial da União 245: 126–130.
- Pollux, B.J.A., R.W. Meredith, M.S. Springer, T. Garland and D.N. Reznick. 2014. The evolution of the placenta drives a shift in sexual selection in livebearing fish. *Nature* 513(7517): 233–236. doi: [10.1038/nature13451](https://doi.org/10.1038/nature13451)
- Rincón, P.A. 1999. Uso do micro-habitat em peixes de riachos: métodos e perspectivas; pp. 23–90, in: E.P. Caramaschi, R. Mazzoni and P.R. Peres-Neto (eds.). *Ecologia de Peixes de Riachos. Série Oecologia Brasiliensis, volume VI*. Rio de Janeiro: PPGE-UFRJ.
- Shibatta, O.A., M.L. Orsi, S.T. Bennemann and A.T. Silva-Souza. 2002. Diversidade e distribuição de peixes na bacia do rio Tibagi; pp. 403–423, in: M.E. Medri, E. Bianchini, O.A. Shibatta and J.A. Pimenta (eds.). *A bacia do rio Tibagi*. Londrina: M.E. Medri.
- SUDERHSA. 2007. Bacias hidrográficas do Paraná. Superintendência de Desenvolvimento de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental. Accessed at http://www.aguasparana.pr.gov.br/arquivos/File/DADOS%20ESPACIAIS/Bacias_Hidrograficas_Parana.zip, 29 April 2015.
- Uieda, V.S. and R.M.C. Castro. 1999. Coleta e fixação de peixes de riacho; pp. 1–22, in: E.P. Caramaschi, R. Mazzoni and P.R. Peres-Neto (eds.). *Ecologia de Peixes de Riachos. Série Oecologia Brasiliensis, volume VI*. Rio de Janeiro: PPGE-UFRJ.
- Author contributions:** JFMS collected the data and wrote the text; FCJ and STB also contributed to the text writing; JFMS and FCJ identified specimens and assessed morphological variation; and FCJ, STB and JFMS collected specimens and prepared the photographs.
- Received:** 11 June 2015
Accepted: 5 December 2015
Academic editor: Marina Loeb

CAPÍTULO 5

EFEITO DE VARIÁVEIS AMBIENTAIS DE MÚLTIPLAS ESCALAS NA ESTRUTURA DA ICTIOFAUNA DE RIACHOS DE MONTANHA DA MATA ATLÂNTICA

* Este artigo será submetido ao periódico *Ecology of Freshwater Fish*.

Efeito de variáveis ambientais de múltiplas escalas na estrutura da ictiofauna de riachos de montanha da Mata Atlântica

João Fernando Marques da Silva*, Fernando C. Jerep e Sirlei Terezinha Bennemann
UEL, Universidade Estadual de Londrina, Centro de Ciências Biológicas, Departamento de Biologia Animal e Vegetal, Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas. Telefone: +55 (43) 3371-4667. Rod. Celso Garcia Cid, Pr 445 Km 380, CEP 86051-980, Cx. Postal 10.011, Londrina, PR, Brazil.

* Autor para correspondência: jfm.bio@gmail.com

Título curto: Influências de múltiplas escalas na ictiofauna de riachos

Palavras-chave: diversidade; meso-habitat; particionamento da variância; região neotropical; rio Tibagi; Brasil.

Resumo: O bioma Mata Atlântica apresenta uma ictiofauna rica e ameaçada, com grande parte das espécies habitando pequenos riachos. Como estes ambientes sofrem diversas pressões antrópicas, a análise de variáveis ambientais de diversas escalas espaciais e temporais permite a identificação das principais fontes de impactos, facilitando o desenvolvimento de projetos de manejo efetivos. Através de uma análise de partição da variância usando RDA parcial, foi verificada a importância de variáveis locais (do trecho), de bacia (uso e cobertura do solo), espaciais (distância via curso da água) e sazonais (estações do ano) para a ictiofauna, em trechos de segunda ordem, de oito riachos de montanha da região de clima temperado da porção sul do bioma Mata Atlântica, localizados em uma área de extrema importância ecológica. Não foram observadas diferenças sazonais na ictiofauna e utilizando 23 variáveis ambientais foi possível explicar 53% da variância de dados de ocorrência (PA) e 60,1% para dados de abundância (A). Ao comparar as diferentes escalas, as variáveis locais explicaram a maior porcentagem de variância da assembleia (PA: 18%; A: 24%). As variáveis locais mais relevantes no particionamento da variância foram diferentes tipos de substrato e a profundidade e velocidade da água. A fração explicada pela interação entre as diferentes escalas foi alta (PA: 17,2%; A: 14,5%), indicando uma hierarquia ambiental entre as variáveis de diferentes escalas. Estes resultados indicam que a ictiofauna de riachos de montanha da Mata Atlântica é fortemente dependente das condições locais, mas também indicou um controle ambiental hierárquico, com variáveis de maior escala moldando as variáveis locais.

Introdução

A ecologia de comunidades busca identificar os fatores ecológicos que regulam os padrões de riqueza e abundância das espécies na natureza. Para isso, integrar múltiplas escalas temporais e espaciais é fundamental, já que a diversidade local é dependente de uma hierarquia de restrições ambientais que englobam diferentes escalas (Poff, 1997; Hoeinghaus, Winemiller, & Birnbaum, 2007; Esselman & Allan, 2010; Sály, Takács, Kiss, Bíró, & Erős, 2011). Esta hierarquia sugere que as variáveis ambientais locais (e.g., fluxo hídrico e química da água) são controladas por variáveis expressas ao nível de bacia (e.g., geomorfologia e uso do solo), apresentando, desta forma, estruturação espacial. Como as variáveis locais afetam a distribuição das espécies, a comunidade é estruturada espacialmente de maneira indireta, refletindo a estruturação espacial das variáveis ambientais locais (Dray, Legendre, & Peres-Neto, 2006; Sály et al., 2011).

Além da estruturação espacial indireta, a comunidade pode ainda apresentar estruturação espacial direta, resultado de interações bióticas entre as espécies, como a dispersão e competição (Dray et al., 2006). Como a variação espacial controla diversos níveis da estruturação das comunidades, a utilização de variáveis espaciais (e.g., coordenadas geográficas e distância entre pontos) pode ajudar a deduzir processos ecológicos não medidos ou imensuráveis, indicando a origem da variação espacial (Legendre, Borcard, & Peres-Neto, 2005). No entanto, ainda são poucos os trabalhos que utilizam variáveis espaciais no estudo de assembleias de peixes (Sály et al., 2011; Dray et al., 2012).

A importância relativa de variáveis de diferentes escalas na estrutura de assembleias de peixes ainda é controversa (Junqueira et al., 2016). De maneira geral, variáveis ambientais do nível de bacia e variáveis espaciais apresentam melhor poder preditivo quanto maior for a área amostrada, como na comparação de diferentes regiões biogeográficas (Esselman & Allan, 2010). No entanto, alguns estudos indicam que variáveis regionais e espaciais podem ser relevantes mesmo em pequenas escalas, principalmente em ambientes alterados por ações antrópicas (Esselman & Allan, 2010; Sály et al., 2011; Cunico, Ferreira, Agostinho, Beaumord, & Fernandes, 2012). Neste sentido, compreender como os fatores de diferentes escalas moldam a diversidade e a distribuição de populações de peixes é essencial, pois os principais fatores de impacto podem ser identificados e intervenções de manejo podem focar na escala relevante aos processos ecossistêmicos (Lake, Bond, & Reich, 2007; Oyugi, Mavuti, Aloo, Ojuok, & Britton, 2014; Junqueira et al., 2016).

Estudos de múltiplas escalas são incipientes em riachos brasileiros, especialmente na região de clima temperado localizada na região sul do bioma Mata Atlântica, um dos 25

hotspots de biodiversidade mundial (Myers, Mittermeier, Mittermeier, Fonseca, & Kent, 2000), reduzido a menos de 15,3% de sua cobertura natural original (Fundação SOS Mata Atlântica & Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais [INPE], 2017). Embora os estudos de assembleias de peixes de riachos da Mata Atlântica tenham se intensificado (e.g. Langeani, Casatti, Gameiro, Carmo, & Rossa-Feres, 2005; Teresa & Casatti, 2012; Silva, Raio, Bernardino, & Bennemann, 2013; Cetra, Petreire Júnior, & Barrella, 2017), muitas lacunas ainda existem no conhecimento de sua ictiofauna (Súarez & Lima-Junior, 2009; Junqueira et al., 2016).

O estudo mais abrangente até o momento, realizado na região de clima temperado do bioma Mata Atlântica, foi realizado por Bennemann e Silva (no prelo). Neste estudo, os autores avaliaram variáveis de escala local de riachos com impactos ambientais, comparando com um riacho referência íntegro, inserido em área preservada de Mata Atlântica. O presente estudo teve como objetivo aprofundar o conhecimento de riachos de montanha da zona temperada da Mata Atlântica e investigar a importância de variáveis de múltiplas escalas para a estruturação da assembleia de peixes, com a padronização de locais de mesma hierarquia fluvial de segunda ordem. As seguintes questões foram levantadas:

(i). Qual escala das variáveis ambientais melhor explica a estrutura da ictiofauna? (ii). Como a resolução dos dados da assembleia influencia os resultados da análise? (iii). As variáveis ambientais e a assembleia de peixes apresentam estrutura espacial compartilhada, refletindo uma hierarquia espacial? (iv). Quais variáveis ambientais melhor explicam a distribuição das espécies de peixes quando a influência das demais escalas de variáveis é desconsiderada? Para responder a estas perguntas, foi realizado um particionamento da variância dos fatores ambientais não estruturados e estruturados sazonalmente e no espaço, utilizando as variáveis que puderam explicar a variação da assembleia de peixes em dois níveis de resolução, presença-ausência e abundância relativa das espécies.

Material e métodos

Área de estudo

Este estudo foi realizado em trechos de segunda ordem hidrológica de oito riachos pertencentes à bacia do rio Tibagi, sistema do Alto rio Paraná, localizados na região centro-leste do estado do Paraná, sul do Brasil (Figura 1). Os riachos estão localizados no bioma Mata Atlântica, em região de transição da formação fitogeográfica Campo Natural e Floresta Ombrófila Mista, no entorno e sobre a área Ma160, uma área considerada de importância biológica extremamente alta e com alta prioridade para ações de conservação (Ministério do Meio Ambiente [MMA], 2007). O clima predominante na região é o temperado marítimo, Cfb,

de acordo com a classificação de Köppen (Aparecido, Rolim, Richetti, Souza, & Johann, 2016). Este clima não possui estação seca, as chuvas são abundantes e distribuídas ao longo do ano, e o verão é fresco, com temperatura média não ultrapassando 22°C.

Os riachos pertencem à diferentes microbacias, mas todos apresentam fluxo no sentido oeste em direção ao rio Tibagi. O solo é de origem sedimentar, formado por arenitos da Bacia Sedimentar do Paraná, no Segundo Planalto Paranaense. O uso do solo é dividido em duas atividades principais, silvicultura e agricultura (Tabela 1).

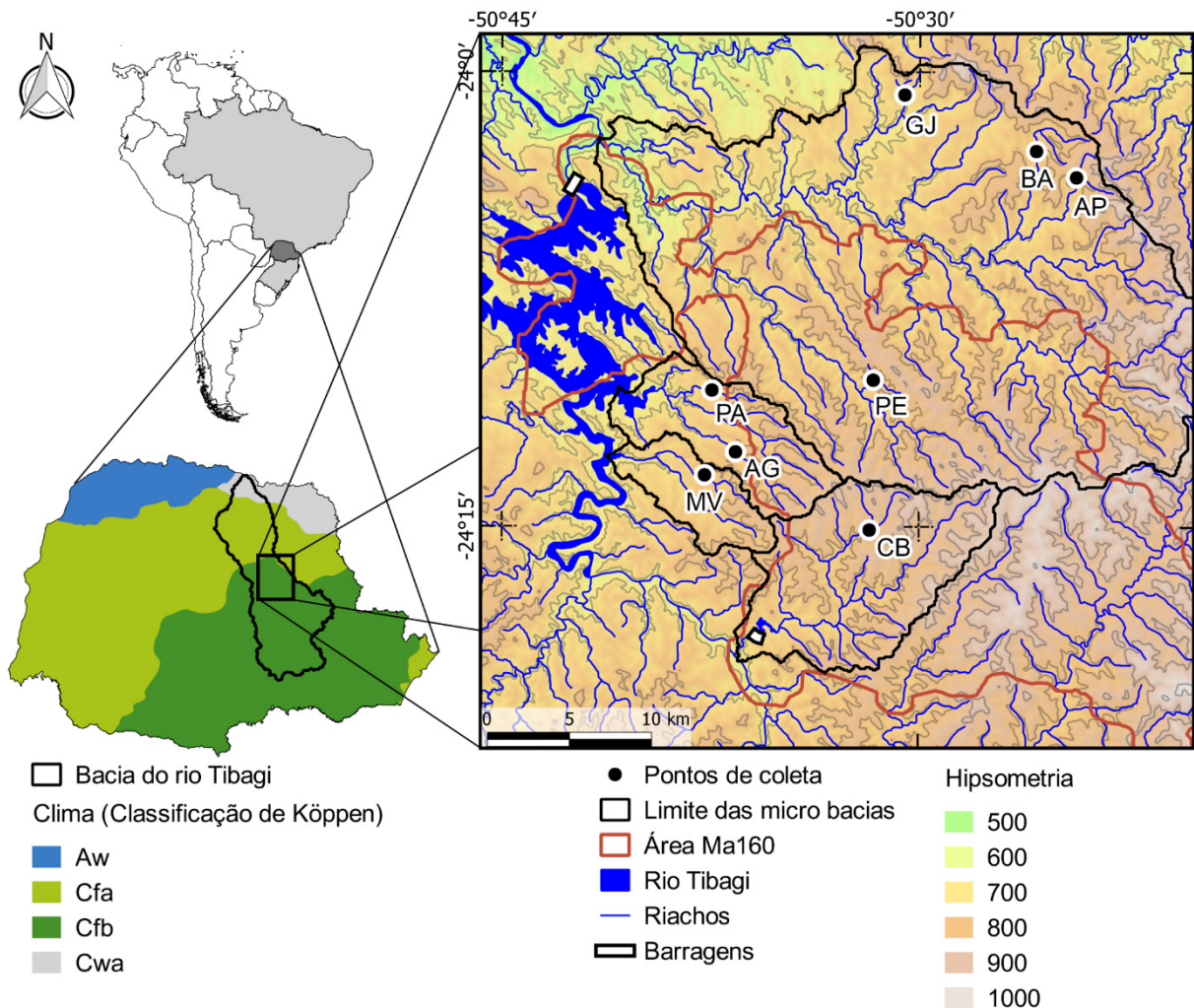


Figura 1. Riachos amostrados (CB: Codorna Branca; MV: Moinho Velho; AG: Arroio do Gica; PA: Palmas; PE: Pedreira; AP: Arroio das Pombas; BA: Barreirinha; GJ: Guajuvira) e microbacias pertencentes à bacia do rio Tibagi, mostrando sua localização geográfica no estado do Paraná e no Brasil. É apresentada a hipsometria (metros acima do nível do mar), a localização da área Ma160 e a classificação climática do Paraná. Datum: WGS-84. Dados cartográficos: Miranda, 2005; MMA, 2007; Superintendência de Desenvolvimento de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental [SUDERHSA], 2007; Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística [IBGE], 2015; Aparecido et al., 2016.

Tabela 1. Riachos amostrados na bacia do rio Tibagi e seus respectivos nomes, códigos adotados, microbacia, coordenadas, altitude média do riacho acima do local de amostragem (metros acima do nível do mar) e uso predominante do solo.

| Riacho | Código | Microbacia | Latitude (S) | Longitude (O) | Altitude | Uso do solo |
|-------------------|--------|------------|---------------|---------------|----------|--------------|
| Codorna Branca | CB | Harmonia | 24°15'06,70"S | 50°31'46,58"O | 861 | Silvicultura |
| Moinho Velho | MV | Capitão | 24°13'18,34"S | 50°37'42,42"O | 772 | Silvicultura |
| Arroio do Gica | AG | Pedrinhas | 24°12'32,78"S | 50°36'35,65"O | 782 | Silvicultura |
| Palmas | PA | Pedrinhas | 24°10'30,49"S | 50°37'26,83"O | 774 | Silvicultura |
| Pedreira | PE | Antas | 24°10'10,14"S | 50°31'38,78"O | 809 | Silvicultura |
| Arroio das Pombas | AP | Antas | 24°03'28,22"S | 50°24'21,95"O | 798 | Agricultura |
| Barreirinha | BA | Antas | 24°02'36,32"S | 50°25'48,54"O | 787 | Agricultura |
| Guajuvira | GJ | Antas | 24°00'45,39"S | 50°30'32,44"O | 758 | Agricultura |

Amostragem da ictiofauna

Em cada riacho foram selecionadas e isoladas três unidades amostrais, representando diferentes meso-habitat (e.g. corredeira e poção), de forma a capturar a variabilidade natural de cada riacho. A amostragem dos peixes por unidade amostral foi realizada utilizando uma combinação de redes de arrasto (2 x 1 m, 2 mm entre nós) e peneiras (raio de 45 cm, 2 mm entre nós), com o objetivo de capturar todos os peixes presentes na unidade amostral. Os peixes capturados foram mantidos separados por unidade amostral, anestesiados com óleo de cravo (Anderson, McKinley, & Colavecchia, 1997; Lucena, Calegari, Pereira, & Dallegrave, 2013), fixados com solução de formalina 10% por 48 horas e preservados em etanol 70% (Uieda & Castro, 1999). Espécimes de testemunho das espécies coletadas foram depositados no Museu de Zoologia da Universidade Estadual de Londrina (MZUEL) e os números de catálogo são apresentados no apêndice 3. Foram realizadas quatro expedições de coleta em 2014 e as estações do ano foram utilizadas como variável sazonal.

Variáveis locais

Em cada unidade amostral foram obtidos os valores de pH, temperatura da água (°C), oxigênio dissolvido (mg.L⁻¹), saturação de oxigênio (%) e condutividade elétrica (µS.cm⁻¹), utilizando uma sonda multifunção YSI 85 e pHmetro portátil anteriormente à coleta dos peixes. Largura e profundidade médias foram estimadas a partir de cinco medidas tomadas em pontos equidistantes. A velocidade da água foi estimada pelo tempo que um flutuador levava para atravessar uma distância de três metros, com cinco repetições. A porcentagem de tipos de substrato foi estimada visualmente de acordo com uma escala Wentworth modificada (Bain, 1999; Alcaraz-Hernández, Martínez-Capel, Peredo-Parada, & Hernández-Mascarell, 2011) em argila (< 0,05 mm de diâmetro), areia (0,05 a 4 mm), seixo (4 a 64 mm), bloco (64 a 255mm), matacão (255 a 1000 mm) e laje (> 1000 mm). Coordenadas geográficas e altitude foram determinadas em campo, utilizando uma unidade portátil de GPS.

Duas variáveis adicionais foram utilizadas para caracterizar a variabilidade de habitat em cada unidade amostral, como sugerido por Sály et al. (2011). A diversidade de substratos em cada unidade amostral foi calculada como a diversidade de Shannon da proporção dos diferentes tipos de substrato e a variabilidade hidromorfológica (VH) foi expressa com os valores do primeiro eixo de uma análise de componentes principais padronizada (PCA 1), utilizando os coeficientes de variação da largura, da profundidade e da velocidade na ordenação.

Variáveis de bacia

A área da bacia de cada riacho acima do ponto de coleta foi calculada utilizando modelos de elevação digital com resolução de 90 metros (Miranda, 2005) e mapa hidrogeográfico do Brasil (IBGE, 2015). O uso do solo e tipo de cobertura de cada bacia foi avaliado a partir de imagens multibanda (bandas azul, verde, vermelho, NIR, SWIR1 e SWIR2) do satélite Landsat 8 TM, cortesia do U.S. Geological Survey. As imagens Landsat passaram por melhora da nitidez pancromática (*pan-sharpening*) para obter resolução espacial de 15 metros. A classificação foi realizada por classificação supervisionada usando o algoritmo de máxima verossimilhança do plugin SCP (Luca, 2016) do software Qgis v.2.18.1 (QGIS Development Team, 2016) e refinadas manualmente, utilizando imagens de resolução fina (0,6 a 5 metros de resolução espacial, plugin qgis-openlayers-plugin © 2010-2017, imagens Google Earth © 2010) para obter a forma dos elementos. A imagem foi classificada em benfeitorias (cidades, estradas e linhas de transmissão de energia elétrica de alta potência), área de agricultura, de silvicultura e de floresta. Os tipos de uso do solo e cobertura foram expressos de acordo com a sua proporção da área da bacia de cada riacho. Também foi realizado a quantificação da complexidade da paisagem a partir da diversidade de Shannon da proporção dos diferentes tipos de uso do solo. O mapa de classificação do uso do solo dos riachos é apresentado no apêndice 4.

Variáveis espaciais

Foi utilizada a análise de coordenadas principais de matrizes vizinhas (PCNM) para quantificar a variação espacial dos riachos amostrados (Borcard & Legendre, 2002). A PCNM permite modelar a estrutura espacial de fina a larga escala, criando variáveis que correspondem a todas as escalas espaciais presentes em um conjunto de dados (Sály et al., 2011). Para o cálculo da PCNM, primeiramente foi calculada uma matriz triangular da distância via curso d'água entre as unidades amostrais utilizando o mapa hidrogeográfico do Brasil (IBGE, 2015), no software Qgis v.2.18.1 (QGIS Development Team, 2016). Foi utilizada a distância via curso

d'água, pois como demonstrado por Landeiro, Magnusson, Melo, Espírito-Santo, e Bini (2011), esta distância representa melhor os padrões espaciais gerados por dispersão em uma rede dendrítica do que a distância em linha reta entre os pontos. Uma matriz de distância truncada foi então obtida a partir da matriz de distância original, substituindo os valores de distância que excedem um valor limite por um valor quatro vezes superior ao limite, a fim de gerar a distância entre os vizinhos. O limite para construção da matriz de distância truncada foi equivalente ao tamanho da maior aresta de uma árvore de extensão mínima (*minimum spanning tree*) calculada a partir da matriz de distância original (Dray et al., 2006). Finalmente, foi realizada uma análise de coordenadas principais (PCoA) utilizando a matriz de distância truncada, e apenas as coordenadas principais com *eigenvalues* positivos foram retidas como variáveis espaciais.

Análise dos dados

As variáveis ambientais foram organizadas em quatro matrizes de variáveis explanatórias de acordo com sua escala: local, bacia, espacial e sazonal. Para evitar redundância nas matrizes explanatórias, variáveis altamente colineares de cada conjunto de dados foram excluídas (Blanchet, Legendre, & Borcard, 2008). Colinearidade foi detectada a partir do fator de inflação da variância (VIF) e pelo coeficiente de correlação par a par de Pearson. Foram excluídas variáveis com $VIF > 10$ e uma variável do par quando a correlação de Pearson foi superior a 0,7. Os dados da ictiofauna foram organizados em duas matrizes de variáveis resposta, presença-ausência e abundância, e as espécies que ocorreram em até quatro unidades amostrais (~5% de todas unidades amostrais) foram retiradas da análise.

Foi utilizada a técnica de ordenação parcial canônica para verificar a contribuição relativa de cada conjunto de variáveis explanatórias (local, bacia, espacial e sazonal) na estrutura da ictiofauna. Esta técnica permite verificar a contribuição única e compartilhada de diferentes grupos de variáveis em ordenações canônicas (Borcard, Legendre, & Drapeau, 1992). Para determinar a análise de ordenação canônica apropriada foi utilizada uma análise de correspondência destendenciada (DCA). Na DCA, o tamanho do primeiro eixo da ordenação permite estimar se a resposta das espécies ao gradiente ambiental é linear (eixo < 3 SD), e análise de redundância (RDA) deve ser utilizada, ou unimodal (eixo > 4 SD), e nesse caso análise de correspondência canônica (CCA) deve ser empregada (Lepš & Šmilauer, 2003). Como o tamanho do eixo da DCA foi de 3,0075 SD para dados de presença-ausência e 3,1363 para a matriz de abundância, valores intermediários que funcionam com os dois métodos de ordenação, foi utilizada a RDA para as duas matrizes, pois, ao contrário da CCA, a RDA não é

dominada por espécies raras e nem por amostras com muitos indivíduos (Legendre & Gallagher, 2001).

Como a RDA é uma ordenação canônica baseada em distância euclidiana, dados de comunidade (abundância e presença-ausência) não são apropriados para serem utilizados nesta análise (Legendre & Gallagher, 2001). Desta forma, as matrizes da ictiofauna foram transformadas por Hellinger, uma transformação que permite o uso de métodos de ordenação baseados em distância euclidiana com dados de comunidade (Legendre & Gallagher, 2001), além de gerar estimativas imparciais e precisas da fração explicada em ordenações canônicas (Peres-Neto, Legendre, Dray, & Borcard, 2006).

Para o cálculo da análise de redundância parcial (pRDA), cada matriz de variáveis explanatórias passou por um procedimento de seleção de variáveis em dois passos, a fim de selecionar apenas as variáveis que contribuem na estruturação da ictiofauna e construir um modelo parcimonioso (Blanchet et al., 2008). Primeiramente é realizada uma RDA com todas as variáveis da matriz e a significância deste modelo global é testada com uma análise permutacional. O segundo passo, a seleção para frente (*forward selection*) das variáveis, só é realizado se a matriz produziu modelos completos estatisticamente significativos, caso contrário toda a matriz é retirada de análises posteriores. A seleção para frente foi então realizada utilizando três critérios de seleção, maximização do coeficiente de determinação ajustado (R^2_{adj}) em cada passo, exceder o R^2_{adj} do modelo global e nível de significância alpha do conjunto de variáveis (Blanchet et al., 2008). O nível de significância foi definido como $\alpha = 0,10$ para reduzir a incidência de erros tipo II e evitar a exclusão de relações com relevância ecológica (Buhl-Mortensen, 1996; Underwood, 1997; Pires, Pires, Collares-Pereira, & Magalhães, 2010).

Após a seleção das variáveis, a pRDA foi utilizada para determinar a influência relativa das matrizes e variáveis selecionadas na estruturação da ictiofauna, gerando as frações da variância explicada exclusivamente por cada matriz, a fração explicada pela interação entre elas, e o resíduo, que é a fração da variância que não pôde ser explicada pelo modelo. A significância de cada fração foi testada com testes permutacionais e as frações da variância explicadas por cada análise foram ajustadas de acordo com o número de variáveis explanatórias e tamanho amostral, gerando um coeficiente de determinação ajustado (R^2_{adj}), uma estimativa imparcial das frações da variância explicada (Peres-Neto et al., 2006). Triplots foram construídos para revelar as correlações entre as espécies, locais de coleta e as variáveis selecionadas. O ângulo formado entre os vetores reflete a sua correlação e projetar um objeto do gráfico, formando um ângulo reto com um vetor, aproxima o valor do objeto ao longo do

vetor. As análises foram realizadas no software R (R Core Team, 2016) utilizando os pacotes *Hmisc* (Harrell, 2017), *usdm* (Naimi, 2015) e *vegan* (Oksanen et al., 2016). O script utilizado é apresentado no apêndice 5.

Resultados

Composição da assembleia de peixes

No total foram capturados 1.302 peixes, pertencentes a 10 espécies, que se distribuem em sete famílias e quatro ordens (Tabela 2). As famílias mais diversas foram Loricariidae, representada por três espécies, e Characidae, com duas espécies. As espécies mais abundantes foram *Trichomycterus davis* (abundância relativa = 0,307), *Bryconamericus* aff. *iheringii* (abundância relativa = 0,237) e *Astyanax* cf. *paranae* (abundância relativa = 0,232). A riqueza média foi de 4,375 espécies por riacho, variando de duas a oito espécies. Os riachos BA e GJ se destacaram por apresentar maior riqueza do que os demais, com 8 e 7 espécies. As espécies *Characidium* aff. *zebra*, *Hoplias* cf. *malabaricus*, *Cnesterodon hypselurus*, *Geophagus* cf. *brasiliensis* e *Neoplecostomus yapo* foram capturadas em até quatro unidades amostrais, e foram retiradas das análises.

Tabela 2. Espécies, códigos, abundância média por riacho (considerando as unidades amostrais e estações do ano) e abundância relativa (proporção de todos os peixes coletados) das espécies de peixes coletadas.

| Ordem, família e espécie | Código | Riachos | | | | | | | | Abund. Rel. |
|--|--------|---------|-----|------|-----|-----|-----|------|-----|-------------|
| | | CB | MV | AG | PA | PE | AP | BA | GJ | |
| CHARACIFORMES | | | | | | | | | | |
| Characidae | | | | | | | | | | |
| <i>Astyanax</i> cf. <i>paranae</i> Eigenmann, 1914 | Apar | 0,2 | 7,7 | 10,7 | 1,9 | 0,2 | 0,2 | 2,4 | 5,3 | 0,232 |
| <i>Bryconamericus</i> aff. <i>iheringii</i> (Boulenger, 1887) | Bihe | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 5,2 | 8,5 | 11,3 | 1,4 | 0,237 |
| Crenuchidae | | | | | | | | | | |
| <i>Characidium</i> aff. <i>zebra</i> Eigenmann, 1909 | Czeb | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,2 | 0,002 |
| Erythrinidae | | | | | | | | | | |
| <i>Hoplias</i> cf. <i>malabaricus</i> (Bloch, 1794) | Hmal | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,1 | 0,0 | 0,001 |
| CYPRINODONTIFORMES | | | | | | | | | | |
| Poeciliidae | | | | | | | | | | |
| <i>Cnesterodon hypselurus</i> Lucinda & Garavello, 2001 | Chyp | 0,0 | 0,0 | 3,8 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,029 |
| PERCIFORMES | | | | | | | | | | |
| Cichlidae | | | | | | | | | | |
| <i>Geophagus</i> cf. <i>brasiliensis</i> (Quoy & Gaimard, 1824) | Gbra | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,2 | 0,2 | 0,003 |
| SILURIFORMES | | | | | | | | | | |
| Loricariidae | | | | | | | | | | |
| <i>Hypostomus ancistroides</i> (Ihering, 1911) | Hanc | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 7,4 | 3,4 | 4,5 | 0,135 |
| <i>Isbrueckerichthys calvus</i> Jerep, Shibatta, Pereira & Oyakawa, 2006 | Ical | 1,6 | 0,0 | 0,0 | 0,1 | 0,2 | 2,4 | 1,5 | 0,2 | 0,048 |
| <i>Neoplecostomus yapo</i> Zawadzki, Pavanelli & Langeani, 2008 | Nyap | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,7 | 0,0 | 0,006 |
| Trichomycteridae | | | | | | | | | | |
| <i>Trichomycterus davis</i> (Haseman, 1911) | Tdav | 7,0 | 8,3 | 4,3 | 2,2 | 5,9 | 2,5 | 2,3 | 5,3 | 0,307 |

Seleção das variáveis

A análise PCNM obteve 30 eixos com eigenvalues positivos como descritores espaciais, e destes, quatro foram selecionados como descritores da estrutura da ictiofauna pelo processo de seleção para frente das variáveis, três para cada conjunto de dados analisados, presença-ausência e abundância. O teste de significância realizado para cada uma das matrizes explanatórias indicou que as matrizes de variáveis locais ($P = 0,001$), de bacia ($P = 0,001$) e espaciais ($P = 0,001$) foram significativamente relacionadas com a estrutura da assembleia de peixes, não tendo sido encontrada influência sazonal na ictiofauna.

Foram descartadas três variáveis ambientais dos conjuntos de variáveis locais e de bacia na análise preliminar (Tabela 3). Das 20 variáveis ambientais restantes, 10 foram selecionadas no processo de seleção de variáveis para frente para os dois conjuntos de dados, presença-ausência e abundância, e destas, nove foram as mesmas para os dois conjuntos de dados. As variáveis selecionadas de escala local para os dois conjuntos de dados foram altitude, profundidade, velocidade, frequência de blocos, frequência de matacão e condutividade. Saturação de oxigênio foi selecionada apenas para os dados de presença-ausência e frequência de areia para os dados de abundância. As variáveis de bacia selecionadas foram as mesmas para os dois conjuntos de dados: frequência de silvicultura, frequência de benfeitorias e complexidade da paisagem. As variáveis selecionadas apresentaram correlações significativas com várias variáveis não selecionadas (Tabela 4).

Variação na estrutura da assembleia

A variação explicada pelas variáveis locais, de bacia e espaciais representou uma grande parcela da variação total da assembleia de peixes, 53% para os dados de presença-ausência ($R^2_{adj} = 0,53000$; $P = 0,001$) e 60,1% para os dados de abundância ($R^2_{adj} = 0,60091$; $P = 0,001$). Para os dados de presença-ausência, a fração explicada exclusivamente pelas variáveis locais representou 18% da variação observada ($R^2_{adj} = 0,18022$; $P = 0,001$), representando uma fração maior do que a fração explicada exclusivamente pelas variáveis de bacia, 1,5% ($R^2_{adj} = 0,01457$; $P = 0,059$) ou pelas espaciais, 7,1% ($R^2_{adj} = 0,07095$; $P = 0,001$). Os componentes compartilhados [local + bacia], [local + espacial], [bacia + espacial] e [local + bacia + espacial] explicaram 3,0%, 3,9%, 2,3% e 17,2%, respectivamente, indicando um forte controle de variáveis de maior escala sobre as variáveis locais. O mesmo padrão foi observado para os dados de abundância, com as variáveis locais explicando, exclusivamente, 24% da variação observada ($R^2_{adj} = 0,24011$; $P = 0,001$), as variáveis de bacia 0,6% ($R^2_{adj} = 0,00649$; $P = 0,176$) e as espaciais 2,8% ($R^2_{adj} = 0,02845$; $P = 0,009$). Os componentes compartilhados [local

+ bacia], [local + espacial], [bacia + espacial] e [local + bacia + espacial] explicaram 1,8%, 8,5%, 7,9% e 14,5%, respectivamente, para os dados de abundância (Figura 2).

Tabela 3. Média, desvio padrão e valores mínimos e máximos das variáveis ambientais de escala local e de bacia obtidas para as unidades amostrais. A coluna “Descartada” indica variáveis excluídas da análise devido a altos valores de colinearidade e correlação com outras variáveis ambientais. A coluna “Explicativas” indica as variáveis selecionadas no processo de seleção para frente nos dois níveis estudados, presença-ausência (PA) e abundância (Abund.).

| Variáveis ambientais | Código | Média+DP | Intervalo | Descartada | Explicativas | |
|---|--------|----------------|---------------|------------|--------------|--------|
| | | | | | PA | Abund. |
| <i>Variáveis locais</i> | | | | | | |
| Altitude (m) | Alt | 743,12 ± 26,87 | 696 – 796 | | Sim | Sim |
| Largura média (m) | Larg | 3,06 ± 1,50 | 1,36 – 9,38 | | - | - |
| Profundidade média (m) | Prof | 0,28 ± 0,16 | 0,06 – 0,77 | | Sim | Sim |
| Velocidade média da água (m s ⁻¹) | Vel | 0,28 ± 0,25 | 0 – 1,15 | | Sim | Sim |
| Variabilidade hidromorfológica | VH | 0 ± 1,17 | -7,75 – 1,88 | | - | - |
| % de argila (0-0,05 mm de diâmetro) | %.Arg | 8,84 ± 27,32 | 0 – 100 | X | | |
| % de areia (0,05-4 mm de diâmetro) | %.Are | 38,14 ± 37,99 | 0 – 100 | | - | Sim |
| % de seixo (4-64 mm de diâmetro) | %.Sei | 11,63 ± 21,12 | 0 – 80 | | - | - |
| % de bloco (64-255 mm de diâmetro) | %.Blo | 15,81 ± 29,01 | 0 – 100 | | Sim | Sim |
| % de matacão (255-1000 mm de diâmetro) | %.Mat | 13,49 ± 27,44 | 0 – 90 | | Sim | Sim |
| % de laje (> 1000 mm de diâmetro) | %.Laj | 12,09 ± 26,42 | 0 – 100 | | - | - |
| Diversidade de substratos | D.Sub | 0,46 ± 0,35 | 0 – 1,28 | | - | - |
| Temperatura da água (°C) | Temp | 18,17 ± 2,55 | 12,1 – 22,2 | | - | - |
| Condutividade (µS cm ⁻¹) | Cond | 54,13 ± 30,53 | 15,2 – 116,5 | | Sim | Sim |
| Oxigênio dissolvido (mg L ⁻¹) | Oxi | 7,69 ± 0,95 | 5,16 – 9,87 | X | | |
| Saturação de oxigênio (%) | SO | 81,02 ± 8,17 | 55,1 – 97,9 | | Sim | - |
| pH | pH | 7,10 ± 0,62 | 6,2 – 8,4 | | - | - |
| <i>Variáveis de bacia</i> | | | | | | |
| Área da bacia a montante (km ²) | Area | 7,03 ± 2,92 | 3,46 – 11,52 | | - | - |
| % solo utilizado para agricultura | %.Agr | 26,91 ± 32,97 | 0 – 75,12 | X | | |
| % solo coberto com floresta | %.Flo | 29,90 ± 12,79 | 16,55 – 51,56 | | - | - |
| % solo utilizado para silvicultura | %.Sil | 39,85 ± 28,12 | 4,33 – 81,29 | | Sim | Sim |
| % de benfeitorias | %.Ben | 3,34 ± 2,41 | 0,87 – 8,65 | | Sim | Sim |
| Complexidade da paisagem | D.Uso | 0,8 ± 0,14 | 0,55 – 1,06 | | Sim | Sim |

Tabela 4. Correlação par a par de Pearson entre as variáveis ambientais selecionadas pelo processo de seleção para frente e as variáveis descartadas. Correlações significativas em negrito ($P < 0,05$). Os códigos para as variáveis seguem a tabela 3.

| Variáveis descartadas | Variáveis locais selecionadas | | | | | | | | Variáveis de bacia selecionadas | | |
|-----------------------|-------------------------------|--------------|--------------|--------------------|--------------|--------------|--------------|-----------------|---------------------------------|--------------|--------------|
| | Alt | Prof | Vel | X.Are ¹ | X.Blo | X.Mat | Cond | SO ² | X.Sil | X.Ben | D.Uso |
| Larg | 0,36 | 0,49 | -0,27 | -0,03 | -0,32 | -0,01 | 0,21 | 0,02 | -0,27 | -0,01 | 0,25 |
| VH | 0,11 | -0,24 | 0,11 | 0,05 | 0,12 | 0,04 | -0,25 | -0,17 | 0,14 | 0,15 | 0,08 |
| X.Arg | -0,02 | 0,00 | -0,19 | -0,28 | -0,17 | -0,16 | -0,23 | 0,08 | 0,31 | -0,04 | -0,31 |
| X.Sei | -0,39 | -0,02 | 0,05 | -0,15 | -0,10 | -0,06 | 0,11 | -0,08 | -0,08 | -0,32 | -0,27 |
| X.Laj | 0,33 | 0,46 | -0,31 | -0,10 | -0,25 | -0,23 | 0,17 | 0,10 | -0,13 | 0,05 | 0,12 |
| D.Sub | 0,05 | -0,14 | 0,17 | -0,04 | 0,02 | 0,16 | -0,01 | 0,06 | 0,16 | -0,11 | -0,11 |
| Temp | -0,10 | -0,08 | 0,05 | -0,03 | 0,03 | -0,05 | 0,40 | -0,17 | -0,13 | -0,12 | -0,03 |
| Oxi | 0,23 | 0,06 | -0,03 | 0,01 | -0,05 | 0,00 | -0,13 | 0,90 | 0,25 | 0,21 | -0,07 |
| pH | -0,16 | 0,07 | 0,09 | -0,19 | 0,05 | 0,08 | 0,51 | -0,13 | -0,43 | -0,28 | 0,07 |
| Area | 0,30 | 0,33 | 0,07 | 0,18 | -0,23 | 0,33 | -0,38 | 0,03 | 0,19 | 0,65 | 0,35 |
| X.Agr | -0,23 | 0,19 | 0,06 | -0,19 | 0,07 | 0,15 | 0,74 | -0,17 | -0,92 | -0,47 | 0,36 |
| X.Flo | 0,03 | -0,35 | -0,05 | 0,12 | 0,12 | 0,04 | -0,16 | -0,02 | 0,09 | 0,08 | 0,28 |

¹ Variável selecionada apenas para dados de abundância.

² Variável selecionada apenas para dados de presença-ausência.

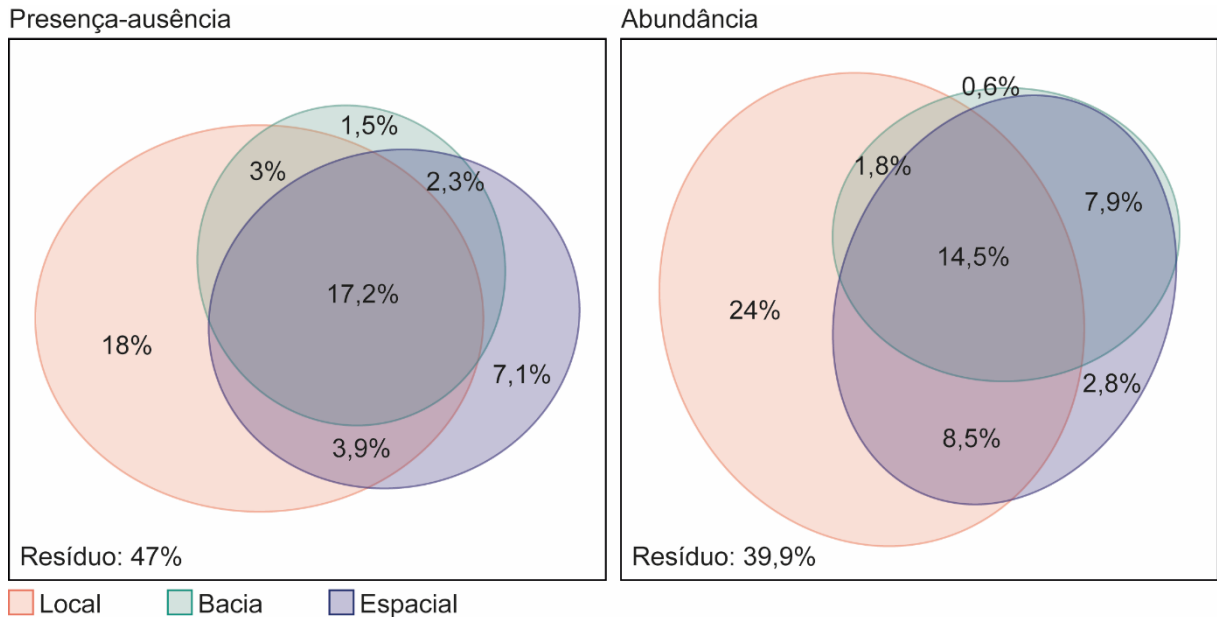


Figura 2. Diagrama de Venn com área proporcional, representando o resultado do particionamento da variância utilizando RDA parcial. Porcentagem da variação explicada na estrutura da ictiofauna, em dados de presença-ausência e abundância, por variáveis locais, de bacia e espaciais, assim como pela interação entre os três conjuntos de variáveis. Diagrama construído utilizando o software eulerAPE (Micallef & Rodgers, 2014).

Relações entre as variáveis e a assembleia de peixes

A análise RDA mostrou diversas associações entre a estrutura da assembleia de peixes e os conjuntos de variáveis locais, regionais e espaciais, assim como na interação entre os conjuntos de variáveis (Figura 3). A associação entre variáveis de maior escala foi evidente nos dois níveis analisados, o primeiro eixo da análise espacial (PCNM1) mostrou forte correlação negativa com áreas utilizadas para silvicultura, e, conseqüentemente, correlação positiva com áreas de agricultura (variável eliminada da análise por possuir correlação negativa com silvicultura, $r^2 = -0,92$, $p < 0,0001$), assim como apresentou correlação positiva com a complexidade da paisagem e com valores de condutividade. Somente para os dados de presença-ausência, o segundo eixo da análise espacial (PCNM2) foi relacionado com locais que apresentam menos altitude, mais profundos e lentos, assim como menos blocos. Áreas de silvicultura também foram relacionadas com uma maior saturação de oxigênio da água. Para os dados de abundância, o eixo PCNM5 apresentou correlação com locais com menor altitude, mais areia e menor quantidade de matacões. Associações entre as espécies e as variáveis ambientais também foram evidenciadas. Na análise de presença-ausência, *Isbrueckerichthys calvus* apresentou forte correlação com substratos mais grosseiros (bloco e matacão) e a velocidade da água. Tanto *T. davisi* quanto *A. cf. paranae* foram associados com áreas de silvicultura e águas mais oxigenadas, mas *T. davisi* foi encontrado em trechos de maior altitude,

mais rápidos e com blocos, enquanto que *A. cf. paranae* apresentou maior correlação com a profundidade do trecho. As espécies *Hypostomus ancistroides* e *B. aff. iheringii* apresentaram forte correlação com o eixo PCNM1, com águas com maior condutividade e menor saturação de oxigênio, sendo *B. aff. iheringii* encontrado em locais mais profundos do que *H. ancistroides*. Os mesmos padrões foram observados nos dados de abundância, porém a força de associação entre as espécies *H. ancistroides* e *B. aff. iheringii* com as variáveis PCNM1, complexidade da paisagem e condutividade foi mais forte, indicando uma melhor separação destas espécies das demais.

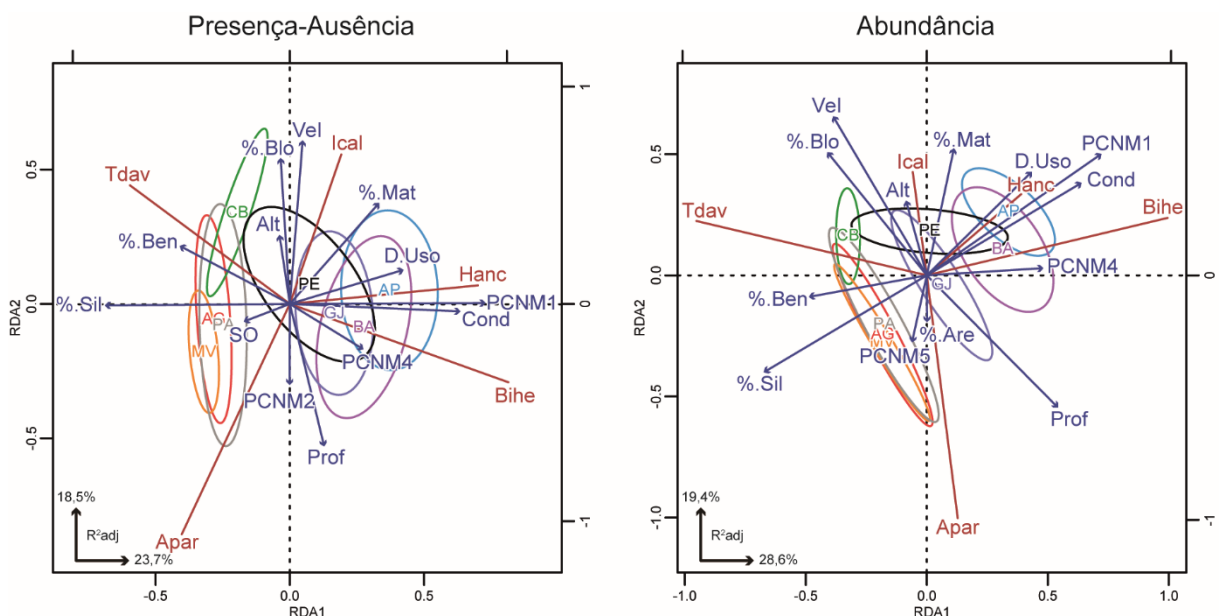


Figura 3. Resultados da análise de redundância (RDA1/RDA2), baseada em dados de presença-ausência e abundância, mostrando o efeito dos conjuntos de variáveis locais, de bacia e espaciais na assembleia de peixes. Setas azuis representam as variáveis explanatórias e as linhas vermelhas as espécies. Elipses indicam o centro de distribuição das unidades amostrais de cada riacho. Códigos para os riachos, variáveis ambientais e para as espécies seguem as tabelas 1, 2 e 3, respectivamente.

Como as variáveis locais explicaram a maior parte da variação da estrutura da assembleia de peixes de maneira exclusiva na análise de particionamento da variação, gráficos para a RDA parcial foram construídos apenas para as variáveis locais (Figura 4). A comparação dos gráficos da RDA parcial com os gráficos da RDA permite verificar quais variáveis locais apresentam dependência das variáveis de maior escala, sendo estruturadas por variações destas. Nos dois níveis analisados, as variáveis locais altitude e condutividade deixaram de ser significativas na estruturação da ictiofauna, indicando que estas variáveis apresentam interação com as variáveis de maior escala e seu efeito não pode ser verificado isoladamente. As relações espécie-ambiente foram similares com a análise RDA, mas indicou uma separação de *T. davisi*

e *I. calvus* nos trechos de corredeira, de acordo com o substrato predominante. *Isbrueckerichthys calvus* ocorreu principalmente em trechos com a presença de matacões, enquanto que *T. davisi* em trechos com blocos. A ocorrência de *T. davisi* foi dependente de águas com maior saturação de oxigênio, enquanto que os requisitos ambientais das espécies *B. aff. iheringii* e *H. ancistroides* foram melhores verificados na análise de abundância, *B. aff. iheringii* apresenta maior abundância em locais mais profundos e lentos, com maior quantidade de areia, e *H. ancistroides* em águas rápidas com matacões.

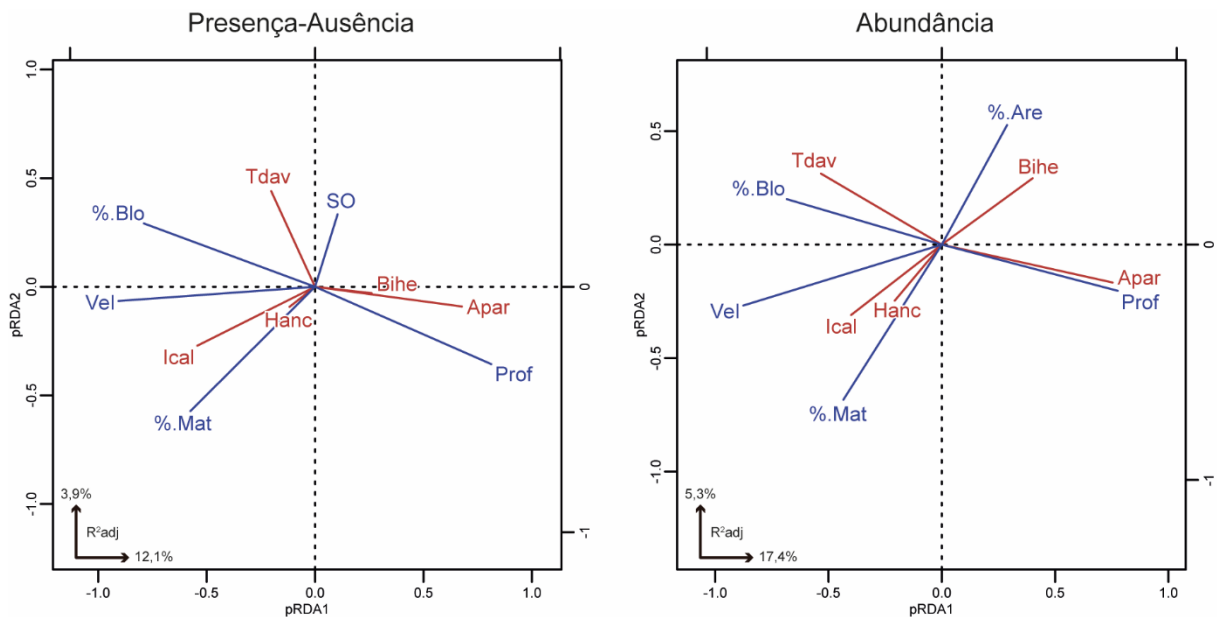


Figura 4. Resultados da análise de redundância parcial (pRDA1/pRDA2), baseada em dados de presença-ausência e abundância, mostrando o efeito do conjunto de variáveis locais, após o particionamento dos outros conjuntos de variáveis, na assembleia de peixes. Setas azuis representam as variáveis explanatórias e as linhas vermelhas as espécies. Códigos para as variáveis ambientais e para as espécies seguem as tabelas 2 e 3, respectivamente.

Discussão

O padrão da composição de espécies de peixes encontrado nos oito riachos é semelhante ao encontrado em segmentos de segunda ordem em outros riachos de montanha da mesma região (Silva et al. 2013; Garcia, 2016). De acordo com o verificado por estes autores e no presente estudo, o número de espécies de peixes neste tipo de ambiente varia de duas a oito espécies, com *T. davisi* e *A. cf. paranae* representando as duas únicas espécies encontradas em todos riachos. Estas espécies possuem as maiores abundâncias nos riachos analisados, e foram as únicas espécies amostradas no trecho de segunda ordem de um riacho referência (Silva et al. 2013). Analisando as variáveis ambientais locais, Silva et al. (no prelo) verificaram que, em

trechos de mesma ordem de diferentes riachos de montanha, a abundância destas duas espécies diminui em riachos impactados.

A variação do número de espécies e a diminuição da abundância de *T. davisi* e *A. cf. paranae* podem ser melhor entendidas quando avaliadas as maiores escalas. Entre as quatro escalas de variáveis utilizadas no processo de particionamento da variância (local, bacia, sazonal e espacial), apenas a variável sazonal não foi selecionada pelo processo de seleção em dois passos. A baixa influência sazonal pode estar relacionada com a integridade da mata ciliar e com a permeabilidade da área de drenagem. De maneira geral, os efeitos da estação chuvosa são mais severos na ictiofauna de riachos urbanos, com grandes áreas impermeáveis, do que em riachos rurais, que apresentam área de drenagem permeável (Cunico et al., 2012). Também já foi observada ausência de variação sazonal em riachos neotropicais íntegros (Bührnheim & Fernandes, 2001; Leite, Silva, Gonçalves, & Salles, 2015), porém, riachos tropicais localizados em áreas de pastagem, com pouca mata ciliar, apresentam grande variação sazonal (Ferreira & Casatti, 2006; Rocha, Casatti, & Pereira, 2009). Estes resultados evidenciam a importância da mata ciliar, que age como uma barreira, controlando o regime térmico das águas e mantendo constante as características dos riachos (Lorion & Kennedy, 2009).

A baixa influência sazonal também se deve a padronização da ordem hidrológica dos locais amostrados, em segmentos de segunda ordem. A padronização da ordem hidrológica foi destacada por Silva et al. (no prelo) como uma das mais importantes características a se considerar para comparações de assembleias de peixes em riachos de montanha da Mata Atlântica, pois facilita detectar as influências dos outros fatores analisados. Além da padronização da ordem hidrológica, a distância de locais de confluência com trechos de rios também deve ser considerada, pois espécies de maior porte que habitam os rios podem procurar abrigo nos riachos durante a época reprodutiva, causando variação sazonal da assembleia (Langeani et al., 2005; Suárez & Lima-Junior, 2009; Czeglédi et al., 2016).

Nos oito riachos estudados, a fração total explicada da variação da assembleia de peixes foi semelhante à de outros estudos que utilizaram variáveis espaciais na análise, 53% para os dados de presença-ausência e 60,1% para os de abundância. Sály et al. (2011) encontraram 36,1% e 55,9% da variação explicada, respectivamente, para dados de presença-ausência e abundância em riachos de planície na Europa Central, enquanto Junqueira et al. (2016) encontraram 51,36% e 54,86% da variação explicada, respectivamente para presença-ausência e abundância, em riachos do cerrado brasileiro. Terra, Hughes, e Araújo (2016), entretanto, conseguiram explicar apenas 31% da variação dos dados de abundância de peixes em riachos litorâneos da Mata Atlântica. Portanto, é difícil generalizar a variação explicada, pois ela varia

muito entre estudos, dependendo da região, tipo de riacho, tamanho do gradiente ambiental, alterações ambientais e método de análise (Sály et al., 2011).

O resíduo, ou variação não explicada, pode estar relacionado com variáveis ambientais não medidas, com processos neutros e estocásticos, ou ainda com interações bióticas, como a competição e predação (Cleary & Genner, 2004; Esselman & Allan, 2010; Terra et al., 2016). A capacidade preditiva foi menor para os dados de presença-ausência, similarmente ao encontrado anteriormente para peixes e outros grupos taxonômicos (e.g. Cushman & McGarigal, 2004; Sály et al., 2011; Silva, Ligeiro, Hughes, & Callisto, 2014). Apesar do menor poder preditivo, é importante realizar análises com a ocorrência das espécies, pois normalmente são as espécies, e não os indivíduos, a unidade de interesse em projetos de conservação da biodiversidade (Anderson et al., 2011).

A fração da variação explicada pela interação entre as diferentes escalas utilizadas foi alta, 17,2% para os dados de presença-ausência e 14,5% para os dados de abundância, indicando uma estrutura espacial compartilhada entre a ictiofauna e as variáveis ambientais. Este resultado indica fontes comuns para alterações na ictiofauna e nas variáveis ambientais (Esselman & Allan, 2010). A análise do triplot (Figura 3) indica uma forte associação positiva da condutividade, áreas de agricultura e o primeiro eixo da análise espacial, indicando uma estruturação espacial da variável local condutividade e das espécies associadas com esta variável, *H. ancistroides* e *B. aff. iheringii*.

A saturação de oxigênio, variável selecionada apenas para os dados de presença-ausência, também apresentou estrutura espacial, com menor saturação nos locais de maior condutividade. A condutividade elétrica é normalmente associada com pressões antrópicas, como descarga de efluentes e retirada da mata ciliar (Cunico et al., 2012; Rezende, Santos, Henke-Oliveira, & Gonçalves Jr, 2014), mas também pode variar de acordo com a geologia da região (Hellmann, Erikson, & Queenborough, 2015). Casatti, Langeani, Silva, & Castro (2006), como parte de um índice de integridade biótica para riachos do sistema do Alto rio Paraná, definem que a condutividade ótima deve ser inferior a $50 \mu\text{S cm}^{-1}$. Valores inferiores a este limite foram observados para os riachos das microbacias Harmonia, Capitão e Pedrinhas, localizadas em área de silvicultura. No entanto, o riacho Pedreira, único riacho da microbacia Antas localizado em área de silvicultura, apresenta valores elevados de condutividade, como os demais riachos desta microbacia localizados em área de agricultura. Desta forma, é possível que valores elevados de condutividade sejam característicos da microbacia Antas.

Os riachos associados com silvicultura apresentaram no máximo três espécies, com *T. davisii* e *A. cf. paranae* sempre como principais, assim como verificado por Silva et al. (no prelo)

em trecho de segunda ordem de um riacho de montanha pristino da Mata Atlântica. A maior diversidade de usos do solo associado com os riachos da microbacia Antas pode alterar as características locais e permitir o estabelecimento de um maior número de espécies. As espécies associadas com valores elevados de condutividade, *B. aff. iheringii* e *H. ancistroides*, somente foram registradas nos riachos da microbacia Antas. Estas espécies apresentam ampla distribuição no sistema do Alto rio Paraná (Castro et al., 2004; Suárez & Lima-Junior, 2009; Silva, Delariva, & Bonato, 2012; Costa, Mattos, Borges, & Araújo, 2013), ocorrendo tanto na calha principal do rio Tibagi (Shibatta, Gealh, & Bennemann, 2007), quanto em riachos com baixos valores de condutividade (Silva et al., 2013; García, 2016). É de se destacar, ainda, que nos riachos da microbacia Antas, a espécie *B. aff. iheringii* substituiu *A. cf. paranae*, em abundância.

A análise espacial indicou que as espécies *B. aff. iheringii* e *H. ancistroides* ocorreram associadas com o primeiro eixo da análise PCNM, que separou os locais abaixo da barragem da Usina Hidrelétrica Governador Jayme Canet Júnior, anteriormente denominada Usina Hidrelétrica Mauá, inaugurada em 2012, dos demais. Como trabalhos anteriores verificaram a ocorrência destas espécies à montante desta barragem (Silva et al., 2013; García, 2016), a ausência destas espécies nos riachos amostrados pode ser devido a posição dos riachos amostrados em relação a barragem. As desembocaduras das microbacias Capitão e Pedrinhas estão na área de influência da usina, um reservatório de aproximadamente 84 Km², enquanto que o rio Harmonia possui uma barragem aproximadamente 2 Km antes de seu encontro com o rio Tibagi (ver Figura 1). Durante as coletas deste estudo, foi verificada a presença de juvenis de *H. ancistroides* nos locais amostrados, indicando que ao menos esta espécie utiliza estes riachos para reprodução. Como os reservatórios apresentam uma redução significativa na diversidade e produtividade, eles servem como um filtro ecológico que limita o fluxo das espécies e as forçam a procurar novos locais para abrigo e reprodução (Agostinho, Pelicice, & Gomes, 2008; Silva, Gubiani, Piana, & Delariva, 2016).

O conjunto de variáveis locais explicou a maior variação da estrutura da assembleia de peixes de segmentos de segunda ordem, e a análise parcial indicou que as variáveis locais de maior importância foram profundidade, velocidade e diferentes tipos de substrato, variáveis utilizadas para definir os meso-habitat de riachos, unidades aparentemente uniformes e distintas formadas pela interação entre fatores hidrológicos e geomorfológicos (Langeani et al., 2005; Silva et al., 2014). A análise RDA parcial separou as amostras em dois meso-habitat, corredeira e poção, com as espécies *A. cf. paranae* e *B. aff. iheringii* associadas ao poção e *T. davisii* e *I. calvus* relacionadas com corredeiras, estando *I. calvus* presente em locais com formações

rochosas maiores, especificamente em quedas d'água. A fração explicada isoladamente pelas variáveis espaciais foi baixa, 7,1% e 2,8%, indicando que poucos processos espacialmente estruturados não foram considerados neste trabalho (Esselman & Allan, 2010).

Esses resultados indicam que a assembleia de peixes de segmentos de segunda ordem de riachos de montanha da Mata Atlântica é fortemente influenciada por variáveis locais do habitat e das condições de integridade. Duas espécies são típicas destes riachos, *T. davisii* e *A. cf. paranae*, habitando corredeiras e poções, respectivamente. Estas espécies apresentam maior abundância relativa em riachos localizados em áreas com menor quantidade de usos diferentes do solo. Além disso, foi evidenciado que as variáveis de maior escala são responsáveis por moldar as variáveis locais e, conseqüentemente, refletem na estrutura da ictiofauna, indicando um controle ambiental hierárquico.

Desta forma, destacamos que programas de monitoramento, planos de conservação e atividades mitigatórias e de reabilitação devem ter como objetivo manter a integridade dos meso-habitat dos riachos, a fim de preservar o padrão de composição de espécies destes ambientes. Sugerimos, ainda, pesquisas adicionais nesta área de influência da barragem da Usina Hidrelétrica Governador Jayme Canet Júnior, de maneira a acompanhar os efeitos que o estabelecimento do reservatório da usina na foz destes riachos poderá causar na ictiofauna de regiões de nascente, além de acompanhar a população de *C. hypselurus*, espécie ameaçada de extinção e endêmica de riachos das bacias do rio Tibagi e Itararé (Silva, Jerep, & Bennemann, 2015), existente em um dos riachos estudados, que sofre influência direta desta usina.

Agradecimentos

Nós agradecemos todos os membros do Museu de Zoologia (UEL) que ajudaram nos trabalhos de campo: A. Garcia, A. Souza, E. Santana, L. Jarduli, R. Nascimento and T. Lizarelli. Agradecemos também a Klabin S.A., e principalmente ao Sérgio Adão Filipaki, supervisor da área de ambiência florestal da empresa Klabin S.A., pelo suporte prestado durante as atividades de campo. JFMS recebe bolsa de doutorado pelo acordo CAPES/FA (11/2013). FCJ recebe suporte pela CNPq (453850-2014/6).

Referências

- Agostinho, A. A., Pelicice, F. M., & Gomes, L. C. (2008). Dams and the fish fauna of the Neotropical region: impacts and management related to diversity and fisheries. *Brazilian Journal of Biology*, 68(4, Suppl.), 1119-1132. doi:10.1590/S1519-69842008000500019
- Alcaraz-Hernández, J. D., Martínez-Capel, F., Peredo-Parada, M., & Hernández-Mascarell, A. B. (2011). Mesohabitat heterogeneity in four mediterranean streams of the Jucar river

- basin (Eastern Spain). *Limnetica*, 30(2), 363-378.
- Anderson, M. J., Crist, T. O., Chase, J. M., Vellend, M., Inouye, B. D., Freestone, A. L., Sanders, N. J., et al. (2011). Navigating the multiple meanings of β diversity: A roadmap for the practicing ecologist. *Ecology Letters*, 14(1), 19-28. doi:10.1111/j.1461-0248.2010.01552.x
- Anderson, W. G., McKinley, R. S., & Colavecchia, M. (1997). The use of clove oil as an anesthetic for Rainbow Trout and its effects on swimming performance. *North American Journal of Fisheries Management*, 17(2), 301-307. doi:10.1577/1548-8675(1997)017<0301:TUOCOA>2.3.CO;2
- Aparecido, L. E. de O., Rolim, G. de S., Richetti, J., Souza, P. S. de, & Johann, J. A. (2016). Köppen, Thornthwaite and Camargo climate classifications for climatic zoning in the State of Paraná, Brazil. *Ciência e Agrotecnologia*, 40(4), 405-417. doi:10.1590/1413-70542016404003916
- Bain, M. B. (1999). Substrate. In M. B. Bain & N. J. Stevenson (Eds.), *Aquatic Habitat Assessment: common methods* (pp. 95-104). Bethesda, MD: American Fisheries Society.
- Bennemann, S. T., & Silva, J. F. M. da (no prelo). *Ecologia de riachos de montanha da Mata Atlântica*. Londrina, PR: Eduel.
- Blanchet, G., Legendre, P., & Borcard, D. (2008). Forward selection of spatial explanatory variables. *Ecology*, 89(9), 2623-2632. doi:10.1890/07-0986.1
- Borcard, D., & Legendre, P. (2002). All-scale spatial analysis of ecological data by means of principal coordinates of neighbour matrices. *Ecological Modelling*, 153(1-2), 51-68. doi:10.1016/S0304-3800(01)00501-4
- Borcard, D., Legendre, P., & Drapeau, P. (1992). Partialling out the spatial component of ecological variation. *Ecology*, 73(3), 1045-1055. doi:10.2307/1940179
- Buhl-Mortensen, L. (1996). Type-II statistical errors in environmental science and the precautionary principle. *Marine Pollution Bulletin*, 32(7), 528-531. doi:10.1016/0025-326X(96)00036-7
- Bührnheim, C. M., & Fernandes, C. C. (2001). Low seasonal variation of fish assemblages in Amazonian rain forest streams. *Ichthyological Exploration of Freshwaters*, 12(1), 65-78.
- Casatti, L., Langeani, F., Silva, A. M., & Castro, R. M. C. (2006). Stream fish, water and habitat quality in a pasture dominated basin, southeastern Brazil. *Brazilian journal of biology*, 66(2B), 681-96. doi:10.1590/S1519-69842006000400012
- Castro, R. M. C., Casatti, L., Santos, H. F., Ferreira, K. M., Ribeiro, A. C., Ricardo, C., Dardis, G. Z. P., et al. (2004). Estrutura e composição da ictiofauna de riachos do rio Parapanema, sudeste e sul do Brasil. *Biota Neotropica*, 3(1), 1-14. doi:10.1590/S1676-06032003000100007
- Cetra, M., Petrere Júnior, M., & Barrella, W. (2017). Relative influences of environmental and spatial factors on stream fish assemblages in Brazilian Atlantic rainforest. *Fisheries Management and Ecology*, 00, 1-7. doi:10.1111/fme.12207
- Cleary, D. F. R., & Genner, M. J. (2004). Changes in rain forest butterfly diversity following major ENSO-induced fires in Borneo. *Global Ecology and Biogeography*, 13(2), 129-140. doi:10.1111/j.1466-882X.2004.00074.x
- Costa, M. R. da, Mattos, T. M., Borges, J. L., & Araújo, F. G. (2013). Habitat preferences of common native fishes in a tropical river in southeastern Brazil. *Neotropical Ichthyology*, 11(4), 871-880. doi:10.1590/S1679-62252013000400015
- Cunico, A. M., Ferreira, E. A., Agostinho, A. A., Beaumord, A. C., & Fernandes, R. (2012). The effects of local and regional environmental factors on the structure of fish assemblages in the Pirapó Basin, Southern Brazil. *Landscape and Urban Planning*, 105(3), 336-344. doi:10.1016/j.landurbplan.2012.01.002
- Cushman, S. A., & McGarigal, K. (2004). Patterns in the species-environment relationship

- depend on both scale and choice of response variables. *Oikos*, 105(1), 117-124. doi:10.1111/j.0030-1299.2004.12524.x
- Czeglédi, I., Sály, P., Takács, P., Dolezsai, A., Nagy, S. A., & Erős, T. (2016). The scales of variability of stream fish assemblages at tributary confluences. *Aquatic Sciences*, 78(4), 641-654. doi:10.1007/s00027-015-0454-z
- Dray, S., Legendre, P., & Peres-Neto, P. R. (2006). Spatial modelling: a comprehensive framework for principal coordinate analysis of neighbour matrices (PCNM). *Ecological Modelling*, 196(3-4), 483-493. doi:10.1016/j.ecolmodel.2006.02.015
- Dray, S., Péliissier, R., Couteron, P., Fortin, M.-J., Legendre, P., Peres-Neto, P. R., Bellier, E., et al. (2012). Community ecology in the age of multivariate multiscale spatial analysis. *Ecological Monographs*, 82(3), 257-275. doi:10.1890/11-1183.1
- Esselman, P. C., & Allan, J. D. (2010). Relative influences of catchment- and reach-scale abiotic factors on freshwater fish communities in rivers of northeastern Mesoamerica. *Ecology of Freshwater Fish*, 19(3), 439-454. doi:10.1111/j.1600-0633.2010.00430.x
- Ferreira, C. de P., & Casatti, L. (2006). Habitat structure and stream fishes in a pasture basin, São Paulo, Brazil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 23(3), 642-651. doi:10.1590/S0101-81752006000300006
- Fundação SOS Mata Atlântica & Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. (2017). *Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica, período 2015-2016*. São Paulo, SP: Fundação SOS Mata Atlântica.
- García, A. C. (2016). Influência da urbanização sobre assembleias de peixes de riachos no sul do Brasil (Unpublished PhD thesis). Universidade Estadual de Londrina, Londrina, Brazil.
- Harrell, F. E. Jr., (2017). *Hmisc: Harrell Miscellaneous*. R package version 4.0-3. <https://CRAN.R-project.org/package=Hmisc>
- Hellmann, J. K., Erikson, J. S., & Queenborough, S. A. (2015). Evaluating macroinvertebrate community shifts in the confluence of freestone and limestone streams. *Journal of Limnology*, 74(1), 64-74. doi:10.4081/jlimnol.2014.935
- Hoeinghaus, D. J., Winemiller, K. O., & Birnbaum, J. S. (2007). Local and regional determinants of stream fish assemblage structure: Inferences based on taxonomic vs. functional groups. *Journal of Biogeography*, 34(2), 324-338. doi:10.1111/j.1365-2699.2006.01587.x
- Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. (2015). *Base cartográfica contínua do Brasil - 1:250.000*. Rio de Janeiro, RJ: Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. ftp://geofp.ibge.gov.br/cartas_e_mapas/bases_cartograficas_continuas/bc250/versao2015/Shapefile/
- Junqueira, N. T., Macedo, D. R., Souza, R. C. R. de, Hughes, R. M., Callisto, M., & Pompeu, P. S. (2016). Influence of environmental variables on stream fish fauna at multiple spatial scales. *Neotropical Ichthyology*, 14(3), e150116. doi:10.1590/1982-0224-20150116.
- Lake, P. S., Bond, N., & Reich, P. (2007). Linking ecological theory with stream restoration. *Freshwater Biology*, 52(4), 597-615. doi:10.1111/j.1365-2427.2006.01709.x
- Landeiro, V. L., Magnusson, W. E., Melo, A. S., Espírito-Santo, H. M. V., & Bini, L. M. (2011). Spatial eigenfunction analyses in stream networks: Do watercourse and overland distances produce different results? *Freshwater Biology*, 56(6), 1184-1192. doi:10.1111/j.1365-2427.2010.02563.x
- Langeani, F., Casatti, L., Gameiro, H. S., Carmo, A. B. do, & Rossa-Feres, D. de C. (2005). Riffle and pool fish communities in a large stream of southeastern Brazil. *Neotropical Ichthyology*, 3(2), 305-311. doi:10.1590/S1679-62252005000200009
- Legendre, P., & Gallagher, E. D. (2001). Ecologically meaningful transformations for

- ordination of species data. *Oecologia*, 129(2), 271-280. doi:10.1007/s004420100716
- Legendre, P., Borcard, D., & Peres-Neto, P. R. (2005). Analyzing beta diversity: partitioning the spatial variation of community composition data. *Ecological Monographs*, 75(4), 435-450. doi:10.1890/05-0549
- Leite, G. F. M., Silva, F. T. C., Gonçalves, J. F. J., & Salles, P. (2015). Effects of conservation status of the riparian vegetation on fish assemblage structure in neotropical headwater streams. *Hydrobiologia*, 762(1), 223-238. doi:10.1007/s10750-015-2351-9
- Lepš, J., & Šmilauer, P. (2003). *Multivariate Analysis of Ecological Data using CANOCO*. Cambridge, UK: Cambridge University Press.
- Lorion, C. M., & Kennedy, B. P. (2009). Riparian forest buffers mitigate the effects of deforestation on fish assemblages in tropical headwater streams. *Ecological Applications*, 19(2), 468-479. doi:10.1890/08-0050.1
- Luca, C. (2016). *Semi-automatic classification plugin documentation*. doi:10.13140/RG.2.2.29474.02242/1
- Lucena, C. A. S., Calegari, B. B., Pereira, E. H. L., & Dallegrave, E. (2013). O uso de óleo de cravo na eutanásia de peixes. *Boletim Sociedade Brasileira de Ictiologia*, 105, 20-24.
- Micallef, L., & Rodgers, P. (2014). eulerAPE: drawing area-proportional 3-Venn diagrams using ellipses. *PLoS ONE*, 9(7), e101717. doi:10.1371/journal.pone.0101717
- Ministério do Meio Ambiente. (2007). *Áreas Prioritárias para Conservação, Uso Sustentável e Repartição de Benefícios da Biodiversidade Brasileira: Atualização - Portaria MMA n°9, de 23 de janeiro de 2007*. Brasília, DF: Ministério do Meio Ambiente.
- Miranda, E. E. (2005). *Brasil em Relevô*. Campinas, SP: Embrapa Monitoramento por Satélite. <http://www.relevobr.cnpem.embrapa.br>
- Myers, N., Mittermeier, R. A., Mittermeier, C. G., Fonseca, G. A. B. da, & Kent, J. (2000). Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403, 853-858. doi:10.1038/35002501
- Naimi, B. (2015). *usdm: Uncertainty Analysis for Species Distribution Models*. R package version 1.1-15. <https://CRAN.R-project.org/package=usdm>
- Oksanen, J., Blanchet, F. G., Friendly, M., Kindt, R., Legendre, P., McGlinn, D., Minchin, P. R., et al. (2016). *vegan: Community Ecology Package*. R package version 2.4-2. <https://cran.r-project.org/package=vegan>
- Oyugi, D. O., Mavuti, K. M., Aloo, P. A., Ojuok, J. E., & Britton, J. R. (2014). Fish habitat suitability and community structure in the equatorial Lake Naivasha, Kenya. *Hydrobiologia*, 727(1), 51-63. doi:10.1007/s10750-013-1785-1
- Peres-Neto, P. R., Legendre, P., Dray, S., & Borcard, D. (2006). Variation partitioning of species data matrices: estimation and comparison of fractions. *Ecology*, 87(10), 2614-2625. doi:10.1890/0012-9658(2006)87[2614:VPOSDM]2.0.CO;2.
- Pires, D. F., Pires, A. M., Collares-Pereira, M. J., & Magalhães, M. F. (2010). Variation in fish assemblages across dry-season pools in a Mediterranean stream: effects of pool morphology, physicochemical factors and spatial context. *Ecology of Freshwater Fish*, 19(1), 74-86. doi:10.1111/j.1600-0633.2009.00391.x.
- Poff, N. L. (1997). Landscape filters and species traits: towards mechanistic understanding and prediction in stream ecology. *Journal of the North American Benthological Society*, 16(2), 391-409. doi:10.2307/1468026
- QGIS Development Team. (2016). *QGIS Geographic Information System*. Open Source Geospatial Foundation. <http://qgis.osgeo.org>
- R Core Team. (2016). *R: A language and environment for statistical computing*. Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing. <https://www.r-project.org/>
- Rezende, R. S., Santos, A. M., Henke-Oliveira, C., & Gonçalves Jr, J. F. (2014). Effects of spatial and environmental factors on benthic a macroinvertebrate community. *Zoologia*

- (Curitiba), 31(5), 426-434. doi:10.1590/S1984-46702014005000001
- Rocha, F. C., Casatti, L., & Pereira, D. C. (2009). Structure and feeding of a stream fish assemblage in Southeastern Brazil: evidence of low seasonal influences. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 21(1), 123-134.
- Sály, P., Takács, P., Kiss, I., Bíró, P., & Erős, T. (2011). The relative influence of spatial context and catchment- and site-scale environmental factors on stream fish assemblages in a human-modified landscape. *Ecology of Freshwater Fish*, 20(2), 251-262. doi:10.1111/j.1600-0633.2011.00490.x
- Shibatta, O. A., Gealh, A. M., & Bennemann, S. T. (2007). Ictiofauna dos trechos alto e médio da bacia do rio Tibagi, Paraná, Brasil. *Biota Neotropica*, 7(2), 125-134. doi:10.1590/S1676-06032007000200014
- Silva, D. R. O., Ligeiro, R., Hughes, R. M., & Callisto, M. (2014). Visually determined stream mesohabitats influence benthic macroinvertebrate assessments in headwater streams. *Environmental Monitoring and Assessment*, 186(9), 5479-5488. doi:10.1007/s10661-014-3797-3
- Silva, J. C. da, Delariva, R. L., & Bonato, K. O. (2012). Food-resource partitioning among fish species from a first-order stream in northwestern Paraná, Brazil. *Neotropical Ichthyology*, 10(2), 389-399. doi:10.1590/S1679-62252012005000008
- Silva, J. C., Gubiani, É. A., Piana, P. A., & Delariva, R. L. (2016). Effects of a small natural barrier on the spatial distribution of the fish assemblage in the Verde River, Upper Paraná River Basin, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 76(4), 851-863. doi:10.1590/1519-6984.01215
- Silva, J. F. M. da, Jerep, F. C., & Bennemann, S. T. (2015). New record and distribution extension of the endangered freshwater fish *Cnesterodon hypselurus* (Cyprinodontiformes: Poeciliidae) in the upper Paraná River basin, Brazil. *Check List*, 11(6), 1811. doi:10.15560/11.6.1811
- Silva, J. F. M. da, Raio, C. B., Bernardino, D. F. S., & Bennemann, S. T. (2013). Longitudinal patterns of fish assemblages in mountain streams from tropical forest biome. *Biota Neotropica*, 13(3), 64-73. doi:10.1590/S1676-06032013000300008
- Silva, J. F. M. da, Bernardino, D. S., Raio, C. B., Bennemann, S. T., Kashiwaqui, E. A. L., Jerep, F. C., Carvalho, F. R. (no prelo). Um referencial para comparação de riachos de montanha impactados da bacia do rio Tibagi. In S. T. Bennemann & J. F. M. Silva (Eds.), *Ecologia de riachos de montanha da Mata Atlântica*. Londrina, PR: Eduel.
- Suárez, Y. R., & Lima-Junior, S. E. (2009). Variação espacial e temporal nas assembléias de peixes de riachos na bacia do rio Guiraí, Alto Rio Paraná. *Biota Neotropica*, 9(1), 101-111. doi:10.1590/S1676-06032009000100012
- Superintendência de Desenvolvimento de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental. (2007). *Bacias hidrográficas do Paraná*. Superintendência de Desenvolvimento de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental. http://www.aguasparana.pr.gov.br/arquivos/File/DADOS ESPACIAIS/Bacias_Hidrograficas_Parana.zip
- Teresa, F. B., & Casatti, L. (2012). Influence of forest cover and mesohabitat types on functional and taxonomic diversity of fish communities in Neotropical lowland streams. *Ecology of Freshwater Fish*, 21(3), 433-442. doi:10.1111/j.1600-0633.2012.00562.x
- Terra, B. de F., Hughes, R. M., & Araújo, F. G. (2016). Fish assemblages in Atlantic Forest streams: the relative influence of local and catchment environments on taxonomic and functional species. *Ecology of Freshwater Fish*, 25(4), 527-544. doi:10.1111/eff.12231
- Uieda, V. S., & Castro, R. M. C. (1999). Coleta e fixação de peixes de riachos. *Oecologia Australis*, 6(1), 1-22. doi:10.4257/oeco.1999.0601.01
- Underwood, A. J. (1997). Environmental decision-making and the precautionary principle:

what does this principle mean in environmental sampling practice? *Landscape and Urban Planning*, 37(3-4), 137-146. doi:10.1016/S0169-2046(97)80000-X.

CONCLUSÕES

Os estudos apresentados nesta tese, “Ecologia de riachos de montanha da Mata Atlântica”, foram importantes para compreender como o impacto causado por modificações antrópicas influencia as assembleias de macroinvertebrados e de peixes em riachos de montanha da zona temperada do bioma Mata Atlântica, no sul do Brasil. As modificações antrópicas ocorrem em diversas escalas, e compreender quais escalas são mais importantes para a diversidade de riachos permite a elaboração de planos de manejo efetivos. A partir da comparação de riachos com diferentes impactos antrópicos foi possível concluir:

- A utilização de um Protocolo de Avaliação Rápida (PAR) para avaliação do habitat se mostrou eficiente na avaliação qualitativa das condições ambientais dos riachos analisados. No entanto, o PAR necessita ser calibrado em um ambiente íntegro, para permitir a comparação efetiva de diferentes riachos de mesmo tipo;
- Para a utilização dos atributos utilizados no PAR, é necessário considerar a ordem hidrológica dos trechos de interesse, pois há peculiaridades com as ordens hidrológicas analisadas, como no caso de trechos de nascente (primeira ordem);
- As assembleias de peixes e macroinvertebrados apresentam maior similaridade entre trechos de mesma ordem hidrológica com condições de integridade semelhantes, independente do riacho analisado. Alterações na estrutura do substrato do riacho levam à perda de micro-habitat, diminuindo a complexidade das assembleias;
- As alterações locais que mais modificaram a estrutura das assembleias foram alterações na mata ciliar e deposição de sedimentos no riacho, modificando as assembleias de forma a não apresentarem mais características presentes nos demais riachos de montanha. O trecho com estas modificações não apresentou insetos das famílias Baetidae, Leptohyphidae, Leprophlebiidae, Gripopterygidae e Helicopsychidae, representantes das ordens Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera, consideradas sensíveis às condições ambientais, além de apresentar maior abundância de grupos oportunistas, como Gyrinidae (Coleoptera) e *Corydoras ehrhardti* (Siluriformes);

- Assim como no PAR, a utilização de um ambiente íntegro se mostrou essencial para comparação da composição das assembleias de peixes e macroinvertebrados, permitindo verificar como as alterações do habitat influenciam na ocorrência e abundância dos diferentes grupos animais;
- Esta região da Mata Atlântica é pouco estudada, e a descoberta de uma população de *Cnesterodon hypselurus* (Cyprinodontiformes), espécie ameaçada de extinção, pode indicar a existência de populações de espécies raras em riachos ainda não inventariados;
- Os riachos de montanha analisados apresentam baixa riqueza de peixes, com no máximo oito espécies. Destas, duas são típicas, ocorrendo em todos os riachos analisados, *Trichomycterus davisii* (Siluriformes) e *Astyanax paranae* (Characiformes);
- Entre as variáveis selecionadas para verificar a influência de diferentes escalas na estruturação da ictiofauna, as variáveis de escala local foram as que mais explicaram a variação da assembleia de peixes. No entanto, a fração compartilhada entre as variáveis locais, de bacia e espaciais foi alta, indicando uma hierarquia ambiental no controle da ictiofauna;
- A presença de reservatórios na desembocadura de riachos pode limitar o fluxo das espécies, isolando os riachos que desaguam em reservatórios e impedindo o seu uso pelas espécies de peixes;
- As variáveis locais que mais influenciam na estrutura da ictiofauna foram a profundidade, velocidade e os tipos de substrato, variáveis utilizadas para definir os meso-habitat de riachos. Ainda, as espécies típicas destes riachos foram associadas com diferentes meso-habitat, *T. davisii* com corredeira e *A. paranae* com poção;
- Finalmente, planos de conservação e atividades de reabilitação para riachos deste tipo devem ter como objetivo manter a integridade dos meso-habitat dos riachos, a fim de preservar o padrão da composição da ictiofauna encontrado em ambientes prístinos.

APÊNDICES

APÊNDICE 1

Ficha de campo para avaliação do habitat em riachos de montanha

| | | |
|---------------|--------------------|--------|
| Riacho: | Trecho de amostra: | Ordem: |
| Lat: | Long: | Bacia: |
| Investigador: | Data: | Hora: |

| Atributos | Categorias | | | |
|---|---|---|---|---|
| | ÍNTEGRO | FAVORÁVEL | MEDIANO | DESFAVORÁVEL |
| 1. Heterogeneidade de substratos e habitat disponíveis | Mais de 70% do trecho ocupado por substratos estáveis propícios à colonização biológica (50% para trechos de primeira ordem) | De 40% a 70% do trecho ocupado por substratos estáveis propícios à colonização biológica (30% a 50% para trechos de primeira ordem) | De 20% a 40% do trecho ocupado por substratos estáveis propícios à colonização biológica (10% a 30% para trechos de primeira ordem) | Área monótona, com menos de 20% do trecho ocupado por substratos propícios à colonização (10% para trechos de primeira ordem) |
| Pontuação | 15 | 10 | 5 | 0 |
| 2. Porção enterrada do substrato nas corredeiras | De 0 a 25% das rochas cobertas por substrato fino. Disposição das rochas gera ampla diversidade de nichos | De 25% a 50% das rochas cobertas por substrato fino | De 50% a 75% das rochas cobertas por substrato fino | Mais de 75% das rochas cobertas por substrato fino |
| Pontuação | 15 | 10 | 5 | 0 |
| 3. Velocidade e profundidade da água | Presença dos quatro tipos de regime hídrico, águas lentas e rasas, lentas e profundas, rápidas e rasas, rápidas e profundas (presença de dois regimes hídricos em trechos de primeira ordem, obrigatória a presença de águas rápidas e rasas) | Presença de três regimes hídricos, obrigatória a presença de águas rápidas e rasas (presença de dois regimes hídricos em trechos de primeira ordem, faltando águas rápidas e rasas) | Apenas dois regimes hídricos presentes, ou três regimes faltando águas rápidas e rasas (dominância de apenas um regime hídrico em trechos de primeira ordem, preferência os de água rápida) | Apenas um regime hídrico presente (dominância de apenas um regime hídrico de águas lentas em trechos de primeira ordem) |
| Pontuação | 15 | 10 | 5 | 0 |
| 4. Deposição de sedimentos | Ausência de deposição de substrato ou formação de pequenas ilhas. Menos de 5% do leito é afetado por deposição de substrato | Fraca deposição de sedimentos em poções, com 5% a 30% do leito afetado pelo sedimento. Predominância de cascalho, areia ou argila | Depósito moderado de areia ou argila, formando barras, de 30% a 50% do leito são afetados. Depósitos moderados nos poções | Alta deposição de matéria fina, como argila, na formação de barras. Mais de 50% do leito afetado. Depósito substancial de sedimentos nos poções |
| Pontuação | 15 | 10 | 5 | 0 |
| 5. Condição do fluxo | Água alcança a base das duas margens, e quantidade mínima de substrato é exposta | Água preenche mais de 75% do canal, ou menos de 25% do substrato é exposto | Água preenche de 25% a 75% do canal, e áreas de corredeiras são expostas | Pouca água no canal, com a maior parte estagnada em poções |
| Pontuação | 15 | 10 | 5 | 0 |
| 6. Alteração do curso d'água | Sem alteração | Trecho com alguma área canalizada, normalmente devido a pontes. Mantém o curso natural do riacho | 40% a 80% do canal canalizado. Presença de represas, aterros ou escoramentos no trecho | Curso natural do trecho com mais 80% da área canalizada. Substratos alterados ou removidos |
| Pontuação | 15 | 10 | 5 | 0 |

| | | | | |
|---|--|--|--|--|
| 7. Frequência de corredeiras | Corredeiras são frequentes. Entre as corredeiras são formados pequenos poções, aumentando o número de habitat. Em trechos de corredeira contínua, ocorrem quedas d'água e grandes rochas | Corredeiras frequentes, mas não ocorre formação de habitat diversificados | Superfície da água é lisa ou com pequenas corredeiras | Corredeiras ausentes, a maior parte da água parada em poções |
| Pontuação | 15 | 10 | 5 | 0 |
| 8. Estabilidade das margens * determine margens direita e esquerda olhando para jusante | Completamente estável | Estável, mas com possibilidade de instabilidade. Presença de áreas que indicam recuperação de erosões passadas | Evidência de instabilidade, ao menos em uma época do ano. Alto potencial de erosão em épocas de cheia | Presença evidente de erosão |
| Pontuação (MD) | 15 | 10 | 5 | 0 |
| Pontuação (ME) | 15 | 10 | 5 | 0 |
| 9. Proteção das margens por vegetação | Mais de 90% das margens são cobertas por vegetação. As plantas podem crescer naturalmente | De 70 a 90% das margens são cobertas por vegetação. Evidências mínimas de áreas de cultivo ou pastagem | De 50 a 70% da margem coberta por vegetação. Áreas de cultivo ou pastagem presentes | Menos de 50% das margens cobertas por vegetação marginal. Descontinuidade da vegetação marginal evidente |
| Pontuação (MD) | 15 | 10 | 5 | 0 |
| Pontuação (ME) | 15 | 10 | 5 | 0 |
| 10. Largura de borda da mata ciliar | Mais de 60m (para cursos d'água de até 10m de largura). Mais de 100m de largura (para cursos d'água com 10m a 50m de extensão) | Entre 45-60m (para cursos d'água de até 10m de largura). Entre 75-100m de largura (para cursos d'água com 10m a 50m de extensão) | Entre 30-45m (para cursos d'água de até 10m de largura). Entre 50-75m de largura (para cursos d'água com 10m a 50m de extensão) | Menos de 30m (para cursos d'água com menos de 10m de largura). Menos de 50m (para cursos d'água com 10-50m de largura) |
| Pontuação (MD) | 15 | 10 | 5 | 0 |
| Pontuação (ME) | 15 | 10 | 5 | 0 |
| 11. Estado da mata ciliar | A vegetação é composta por espécies nativas bem preservadas, sem indícios de alterações causadas por atividade humana | Vegetação bem preservada, porém, com espécies exóticas ou com evidências de atividades humanas (ex. trilhas ecológicas) | Vegetação preservada, porém, espécies exóticas são mais abundantes ou evidências notórias de atividade humana (ex. pinguelas e estradas) | Vegetação esparsa ou completamente alterada por atividades humanas. |
| Pontuação (MD) | 15 | 10 | 5 | 0 |
| Pontuação (ME) | 15 | 10 | 5 | 0 |

Pontuação total:

APÊNDICE 2

Script do R utilizado nas análises multivariadas

```
# Definir pasta de trabalho:
setwd("c:/dados")

# Carregar pacotes exigidos:
library(clustsig)
library(labdsv)
library(MASS)
library(vegan)

# Carregar base de dados:
read.table("peixes.txt", header=T) -> peixes
read.table("macroinvertebrados.txt", header=T) -> macroinvertebrados
cbind(peixes, macroinvertebrados) -> biologico

# Transformação:
log(biologico + 1) -> biologico.log

# Cálculos de dissimilaridade:
vegdist(biologico.log, method="bray") -> biologico.log.bray

# Análise de agrupamento UPGMA com teste SIMPROF:
simprof(biologico.log, num.expected=1000, num.simulated=999,
        method.cluster="average", method.distance="braycurtis") -> biologico.cluster
simprof.plot(biologico.cluster, leafcolors=(1:4))

# Agrupamentos de acordo com SIMPROF
c(rep(4,2), 1, rep(3,2), 2, rep(4,3)) -> biologico.grupos

# SIMPER
simper(biologico.log, biologico.grupos, permutations = 1000) -> biologico.simper
summary(biologico.simper)

# NMDS
bestnmds(biologico.log.bray, k = 2, itr=100, maxit = 1000) -> biologico.nmds
plot(biologico.nmds$points, pch=19, ylim=c(-15, 8), col=biologico.grupos, xlab="", ylab="")
text(biologico.nmds$points, labels = row.names(biologico), pos=1, col=biologico.grupos)
text(9.5, 8, paste("Stress =", round(biologico.nmds$stress, digits=2)))
```

APÊNDICE 3

Material testemunho

Astyanax cf. paranae: Curiúva, Paraná: riacho Arroio das Pombas (MZUEL 12683, 1, poção, verão; MZUEL 12786, 1, poção, inverno); riacho Barreirinha (MZUEL 12667, 2, remanso, verão; MZUEL 12671, 14, poção, verão; MZUEL 12729, 1, remanso, outono; MZUEL 12733, 1, poção, outono; MZUEL 12778, 2, poção, inverno; MZUEL 12823, 2, remanso, primavera; MZUEL 12825, 7, poção, primavera); riacho Guajuvira (MZUEL 12652, 1, corredeira, verão; MZUEL 12655, 24, remanso, verão; MZUEL 12659, 5, poção, verão; MZUEL 12719, 17, remanso, outono; MZUEL 12723, 1, poção, outono; MZUEL 12764, 5, remanso, inverno; MZUEL 12769, 3, poção, inverno; MZUEL 12817, 8, poção, primavera). Telêmaco Borba, Paraná: riacho Arroio do Gica (MZUEL 12639, 8, remanso, verão; MZUEL 12642, 11, poção, verão; MZUEL 12696, 10, remanso, outono; MZUEL 12698, 27, poção, outono; MZUEL 12754, 37, poção, inverno; MZUEL 12800, 14, poção, primavera); riacho Codorna Branca (MZUEL 12633, 1, poção, verão; MZUEL 12746, 1, remanso, inverno); riacho Moinho Velho (MZUEL 12635, 8, remanso, verão; MZUEL 12637, 6, poção, verão; MZUEL 12691, 1, remanso, outono; MZUEL 12693, 41, poção, outono; MZUEL 12748, 1, remanso, inverno; MZUEL 12750, 10, poção, inverno; MZUEL 12792, 2, corredeira, primavera; MZUEL 12794, 1, remanso, primavera; MZUEL 12796, 7, poção, primavera); riacho Palmas (MZUEL 12646, 3, remanso, verão; MZUEL 12647, 11, poção, verão; MZUEL 12702, 1, remanso, outono; MZUEL 12704, 1, poção, outono; MZUEL 12756, 1, poção, inverno; MZUEL 12802, 2, remanso, primavera); riacho Pedreira (MZUEL 12709, 1, poção, outono; MZUEL 12809, 1, poção, primavera).

Bryconamericus aff. iheringii: Curiúva, Paraná: riacho Arroio das Pombas (MZUEL 12676, 3, corredeira, verão; MZUEL 12680, 10, remanso, verão; MZUEL 12684, 15, poção, verão; MZUEL 12736, 2, corredeira, outono; MZUEL 12739, 10, remanso, outono; MZUEL 12741, 7, poção, outono; MZUEL 12780, 1, corredeira, inverno; MZUEL 12784, 19, remanso, inverno; MZUEL 12787, 3, poção, inverno; MZUEL 12833, 23, poção, primavera); riacho Barreirinha (MZUEL 12663, 4, corredeira, verão; MZUEL 12668, 16, remanso, verão; MZUEL 12672, 45, poção, verão; MZUEL 12730, 18, remanso, outono; MZUEL 12734, 1, poção, outono; MZUEL 12776, 9, remanso, inverno; MZUEL 12779, 5, poção, inverno; MZUEL 12824, 5, remanso, primavera; MZUEL 12826, 33, poção, primavera); riacho Guajuvira (MZUEL 12656, 6, remanso, verão; MZUEL 12660, 1, poção, verão; MZUEL 12720, 5, remanso, outono; MZUEL 12765, 1, remanso, inverno; MZUEL 12770, 1, poção, inverno; MZUEL 12814, 1, remanso, primavera; MZUEL 12818, 2, poção, primavera). Telêmaco Borba, Paraná: riacho Pedreira (MZUEL 12648, 3, corredeira, verão; MZUEL 12651, 15, poção, verão; MZUEL 12705, 2, corredeira, outono; MZUEL 12707, 4, remanso, outono; MZUEL 12710, 4, poção, outono; MZUEL 12760, 13, poção, inverno; MZUEL 12804, 5, corredeira, primavera; MZUEL 12807, 2, remanso, primavera; MZUEL 12810, 14, poção, primavera).

Characidium aff. zebra: Curiúva, Paraná: riacho Guajuvira (MZUEL 12768, 2, remanso, inverno).

Cnesterodon hypselurus: Telêmaco Borba, Paraná: riacho Arroio do Gica (MZUEL 12640, 14, remanso, verão; MZUEL 12699, 14, poção, outono; MZUEL 12752, 6, remanso, inverno; MZUEL 12798, 4, remanso, primavera).

Geophagus cf. brasiliensis: Curiúva, Paraná: riacho Barreirinha (MZUEL 12673, 2, poção, verão); riacho Guajuvira (MZUEL 12657, 2, remanso, verão).

Hoplias cf. malabaricus: Curiúva, Paraná: riacho Barreirinha (MZUEL 12827, 1, poção, primavera).

Hypostomus ancistroides: Curiúva, Paraná: riacho Arroio das Pombas (MZUEL 12678, 64, corredeira, verão; MZUEL 12682, 4, remanso, verão; MZUEL 12686, 4, poção, verão; MZUEL 12737, 2, corredeira, outono; MZUEL 12740, 1, remanso, outono; MZUEL 12743, 1, poção, outono; MZUEL 12782, 1, corredeira, inverno; MZUEL 12831, 4, corredeira, primavera); riacho Barreirinha (MZUEL 12665, 8, corredeira, verão; MZUEL 12670, 5, remanso, verão; MZUEL 12675, 5, poção, verão; MZUEL 12726, 3, corredeira, outono; MZUEL 12732, 3, remanso, outono; MZUEL 12773, 4, corredeira, inverno; MZUEL 12777, 4, remanso, inverno; MZUEL 12821, 7, corredeira, primavera; MZUEL 12829, 2, poção, primavera); riacho Guajuvira (MZUEL 12654, 16, corredeira, verão; MZUEL 12662, 3, poção, verão; MZUEL 12713, 2, corredeira, outono; MZUEL 12722, 6, remanso, outono; MZUEL 12725, 1, poção, outono; MZUEL 12763, 3, corredeira, inverno; MZUEL 12767, 6, remanso, inverno; MZUEL 12772, 4, poção, inverno; MZUEL 12812, 10, corredeira, primavera; MZUEL 12816, 2, remanso, primavera; MZUEL 12819, 1, poção, primavera).

Isbrueckerichthys calvus: Curiúva, Paraná: riacho Arroio das Pombas (MZUEL 12679, 9, corredeira, verão; MZUEL 12738, 11, corredeira, outono; MZUEL 12783, 1, corredeira, inverno; MZUEL 12832, 5, corredeira, primavera); riacho Barreirinha (MZUEL 12666, 5, corredeira, verão; MZUEL 12727, 6, corredeira, outono; MZUEL 12774, 7, corredeira, inverno); riacho Guajuvira (MZUEL 12714, 1, corredeira, outono; MZUEL 12813, 1, corredeira, primavera). Telêmaco Borba, Paraná: riacho Codorna Branca (MZUEL 12631, 1, corredeira, verão; MZUEL 12688, 4, corredeira, outono; MZUEL 12745, 7, corredeira, inverno; MZUEL 12789, 1, corredeira, primavera; MZUEL 12791, 1, remanso, primavera); riacho Palmas (MZUEL 12645, 1, corredeira, verão); riacho Pedreira (MZUEL 12806, 2, corredeira, primavera).

Neoplecostomus yapo: Curiúva, Paraná: riacho Barreirinha (MZUEL 12728, 2, corredeira, outono; MZUEL 12775, 3, corredeira, inverno; MZUEL 12822, 3, corredeira, primavera).

Trichomycterus davisii: Curiúva, Paraná: riacho Arroio das Pombas (MZUEL 12677, 9, corredeira, verão; MZUEL 12681, 2, remanso, verão; MZUEL 12685, 11, poção, verão; MZUEL 12742, 1, poção, outono; MZUEL 12781, 2, corredeira, inverno; MZUEL 12785, 1, remanso, inverno; MZUEL 12830, 1, corredeira, primavera); riacho Barreirinha (MZUEL 12664, 5, corredeira, verão; MZUEL 12669, 3, remanso, verão; MZUEL 12674, 2, poção, verão; MZUEL 12731, 10, remanso, outono; MZUEL 12735, 1, poção, outono; MZUEL 12820, 6, corredeira, primavera; MZUEL 12828, 1, poção, primavera); riacho Guajuvira (MZUEL 12653, 11, corredeira, verão; MZUEL 12658, 1, remanso, verão; MZUEL 12661, 1, poção, verão; MZUEL 12712, 6, corredeira, outono; MZUEL 12721, 7, remanso, outono; MZUEL 12724, 1, poção, outono; MZUEL 12762, 14, corredeira, inverno; MZUEL 12766, 3, remanso, inverno; MZUEL 12771, 1, poção, inverno; MZUEL 12811, 13, corredeira, primavera; MZUEL 12815, 5, remanso, primavera). Telêmaco Borba, Paraná: riacho Arroio do Gica (MZUEL 12638, 1, corredeira, verão; MZUEL 12641, 3, remanso, verão; MZUEL 12643, 15, poção, verão; MZUEL 12695, 3, corredeira, outono; MZUEL 12697, 12, remanso, outono; MZUEL 12700, 6, poção, outono; MZUEL 12753, 2, remanso, inverno; MZUEL 12799, 1, remanso, primavera); riacho Codorna Branca (MZUEL 12630, 12, corredeira, verão; MZUEL

12632, 8, remanso, verão; MZUEL 12634, 3, poção, verão; MZUEL 12687, 6, corredeira, outono; MZUEL 12689, 9, remanso, outono; MZUEL 12744, 5, corredeira, inverno; MZUEL 12747, 5, remanso, inverno; MZUEL 12788, 3, corredeira, primavera; MZUEL 12790, 12, remanso, primavera); riacho Moinho Velho (MZUEL 12636, 16, remanso, verão; MZUEL 12690, 4, corredeira, outono; MZUEL 12692, 18, remanso, outono; MZUEL 12694, 1, poção, outono; MZUEL 12749, 19, remanso, inverno; MZUEL 12751, 2, poção, inverno; MZUEL 12793, 13, corredeira, primavera; MZUEL 12795, 9, remanso, primavera; MZUEL 12797, 1, poção, primavera); riacho Palmas (MZUEL 12644, 2, corredeira, verão; MZUEL 12701, 5, corredeira, outono; MZUEL 12703, 5, remanso, outono; MZUEL 12755, 2, corredeira, inverno; MZUEL 12757, 1, poção, inverno; MZUEL 12801, 3, corredeira, primavera; MZUEL 12803, 4, remanso, primavera); riacho Pedreira (MZUEL 12649, 11, corredeira, verão; MZUEL 12650, 5, remanso, verão; MZUEL 12706, 11, corredeira, outono; MZUEL 12708, 6, remanso, outono; MZUEL 12711, 7, poção, outono; MZUEL 12758, 7, corredeira, inverno; MZUEL 12759, 5, remanso, inverno; MZUEL 12761, 8, poção, inverno; MZUEL 12805, 10, corredeira, primavera; MZUEL 12808, 1, remanso, primavera).

APÊNDICE 4

Mapa de classificação do uso do solo e tipo de cobertura dos oito riachos estudados

Codorna Branca (CB):



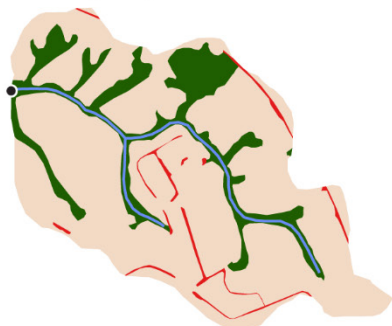
Pedreira (PE):



Arroio das Pombas (AP):



Moinho Velho (MV):



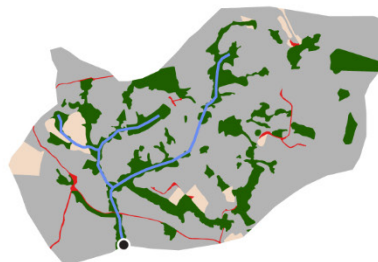
Barreirinha (BA):



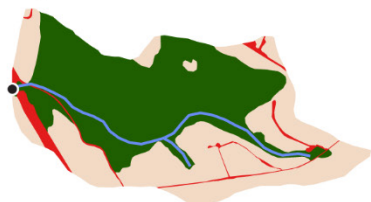
Arroio do Gica (AG):



Guajuvira (GJ):



Palmas (PA):



■ Benfeitorias ■ Mata ■ Agricultura ■ Silvicultura • Local de coleta — Riachos

APÊNDICE 5

Script do R para particionamento da variância

```

# Pacotes:
library(Hmisc)
library(corrplot)
library(usdm)
library(vegan)

# Pasta de trabalho:
setwd("D:/Dados")

#####
## Variáveis resposta ##
#####

# Verificar o tamanho do primeiro eixo da DCA:
# Métodos de ordenação linear são recomendados quando o valor é menor do que 3
# e métodos de ordenação unimodal quando o valor é maior do que 4.
# Os dois métodos funcionam com valores entre 3 e 4.
sp.Abund <- read.table("peixes.txt", header = TRUE, dec = ",")
decorana (sp.Abund)

sp.PA <- read.table("peixesPA.txt", header = TRUE, dec = ",")
decorana (sp.PA)

# transformação hellinger, permite utilizar abundancia das espécies ou P/A em testes
# baseados em distância euclidiana, como PCA, RDA...
sp.Abund.hellinger <- decostand (sp.Abund, "hellinger")

sp.PA.hellinger <- decostand (sp.PA, "hellinger")

#####
## Variáveis explanatórias ##
#####

# abrir arquivo com variáveis ambientais:
env <- read.table("env.txt", header = TRUE, dec = ",")

# Calcular índices de diversidade para complexidade da paisagem e substrato dos riachos
env$D.Usa <- diversity(env[,c(5:8)])
env$D.Sub <- diversity(env[,c(21:26)])

#####
# Calculo da Variabilidade Hidromorfológica - VH #
#####

```

```

# abrir arquivo com coeficientes de variação (razão entre o desvio-padrão e a média):
coef_var <- read.table("Coef_Var.txt", header = TRUE, dec = ",")

# PCA padronizada do coeficiente de variação:
(pca.coef_var <- prcomp(coef_var, scale = T))
biplot(pca.coef_var)

# Scores do primeiro eixo definidos como Variabilidade Hidromorfológica
VH <- data.frame(scores(pca.coef_var)[,1])
colnames(VH) <- "VH"

# conjunto de variáveis ambientais:
env.a <- data.frame(env[,c(4:28)], VH, check.rows=T)

#####
## Verificação da variação sazonal ##
#####

# conjunto de variáveis sazonais:
seasonal.var <- data.frame(env[, "estacao"], row.names = row.names(env))
colnames(seasonal.var) <- "estacao"

# Seleção de variáveis em dois passos:

# Dados de presença-ausência:
# 1º passo, ANOVA do modelo total:
sp.temporal.all <- rda(sp.PA.hellinger ~ ., data = seasonal.var)
anova.cca(sp.temporal.all)

# Dados de abundância:
# 1º passo, ANOVA do modelo total:
sp.temporal.all <- rda(sp.Abund.hellinger ~ ., data = seasonal.var)
anova.cca(sp.temporal.all)

#####
## Seleção de variáveis locais ##
#####

# conjunto de variáveis locais:
env.local <- env.a[,c("Alt", "Larg", "Prof", "Vel", "Cond", "Oxi", "SO", "pH", "Temp", "X.Arg",
                    "X.Are", "X.Sei", "X.Blo", "X.Mat", "X.Laj", "D.Sub", "VH")]

# Verificar problemas de colinearidade (valores acima de 10 indicam problemas):
vif(env.local)

# eliminar variáveis com VIF superior a 10:
vifstep(env.local, th=10)

```

```

(cor.local.1 <- rcorr(as.matrix(env.local)))
corrplot.mixed(cor.local.1$r, p.mat = cor.local.1$P, sig.level=0.05)
env.local.vif.1 <- env.local[, !names(env.local) %in% c("Oxi")]

vifstep(env.local.vif.1, th=10)
(cor.local.2 <- rcorr(as.matrix(env.local.vif.1)))
corrplot.mixed(cor.local.2$r, p.mat = cor.local.2$P, sig.level=0.05)
env.local.vif.2 <- env.local.vif.1[, !names(env.local.vif.1) %in% c("X.Arg")]

vifstep(env.local.vif.2, th=10)

# Verificar correlação de Pearson entre as variáveis restantes e eliminar aquelas com
# correlação superior a 0.7
vifcor(env.local.vif.2, th=0.7)
(cor.local.3 <- rcorr(as.matrix(env.local.vif.2)))
corrplot.mixed(cor.local.3$r, p.mat = cor.local.3$P, sig.level=0.05)

# Seleção de variáveis em dois passos:

# Dados de presença-ausência:
# 1º passo, ANOVA do modelo total:
vs.local.PA.all <- rda (sp.PA.hellinger ~ ., data = env.local.vif.2)
anova(vs.local.PA.all)

# 2º passo, seleção para frente:
vs.local.PA.0 <- rda (sp.PA.hellinger ~ 1, data = env.local.vif.2)
(vs.local.PA <- ordiR2step (vs.local.PA.0, vs.local.PA.all, direction = 'forward', Pin = 0.1))

# Dados de abundância:
# 1º passo, ANOVA do modelo total:
vs.local.Abund.all <- rda (sp.Abund.hellinger ~ ., data = env.local.vif.2)
anova(vs.local.Abund.all)

# 2º passo, seleção para frente:
vs.local.Abund.0 <- rda (sp.Abund.hellinger ~ 1, data = env.local.vif.2)
(vs.local.Abund <- ordiR2step (vs.local.Abund.0, vs.local.Abund.all, direction = 'forward',
                             Pin = 0.1))

#####
## Seleção de variáveis de bacia ##
#####

# conjunto de variáveis da bacia:
env.catchment <- env.a[,c("X.Ben", "X.Flo", "X.Agr", "X.Sil", "D.Uso", "Area")]

# Verificar problemas de colinearidade (valores acima de 10 indicam problemas):
vif(env.catchment)

```

```

# eliminar variáveis com VIF superior a 10:
vifstep(env.catchment, th=10)
(cor.catchment.1 <- rcorr(as.matrix(env.catchment)))
corrplot.mixed(cor.catchment.1$r, p.mat = cor.catchment.1$P, sig.level=0.05)
env.catchment.vif.1 <- env.catchment[, !names(env.catchment) %in% c("X.Agr")]

vifstep(env.catchment.vif.1, th=10)

# Verificar correlação de Pearson entre as variáveis restantes e eliminar aquelas com
# correlação superior a 0.7
vifcor(env.catchment.vif.1, th=0.7)
(cor.catchment.2 <- rcorr(as.matrix(env.catchment.vif.1)))
corrplot.mixed(cor.catchment.2$r, p.mat = cor.catchment.2$P, sig.level=0.05)

# Seleção de variáveis em dois passos:

# Dados de presença-ausência:
# 1º passo, ANOVA do modelo total:
vs.catchment.PA.all <- rda (sp.PA.hellinger ~ ., data = env.catchment.vif.1)
anova(vs.catchment.PA.all)

# 2º passo, seleção para frente:
vs.catchment.PA.0 <- rda (sp.PA.hellinger ~ 1, data = env.catchment.vif.1)
(vs.catchment.PA <- ordiR2step (vs.catchment.PA.0, vs.catchment.PA.all, direction =
    'forward', Pin = 0.1))

# Dados de abundância:
# 1º passo, ANOVA do modelo total:
vs.catchment.Abund.all <- rda (sp.Abund.hellinger ~ ., data = env.catchment.vif.1)
anova(vs.catchment.Abund.all)

# 2º passo, seleção para frente:
vs.catchment.Abund.0 <- rda (sp.Abund.hellinger ~ 1, data = env.catchment.vif.1)
(vs.catchment.Abund <- ordiR2step (vs.catchment.Abund.0, vs.catchment.Abund.all,
    direction = 'forward', Pin = 0.1))

#####
## Seleção de variáveis espaciais - PCNM ##
#####

# abrir arquivo com distância par a par pela água dos pontos de coleta
# o arquivo "Dist.txt" contem matriz triangular inferior, superior e linha de zeros
dist_water <- read.table("Dist.txt", header = TRUE, dec = ",")

# transformar matriz triangular inferior em objeto de classe 'dist'
dist_watershed <- as.dist(dist_water)

```

```

# cálculo da PCNM
pcnm1 <- pcnm(dist_watershed)
length(pcnm1$values) # número de coordenadas principais
ncol(pcnm1$vectors) # número de coordenadas principais com eigenvalues positivos

# Variáveis do descritor espacial:
spatial.var <- data.frame(scores(pcnm1))

# Seleção de variáveis em dois passos:

# Dados de presença-ausência:
# 1º passo, ANOVA do modelo total:
vs.spatial.PA.all <- rda (sp.PA.hellinger ~ ., data = spatial.var)
anova(vs.spatial.PA.all)

# 2º passo, seleção para frente:
vs.spatial.PA.0 <- rda (sp.PA.hellinger ~ 1, data = spatial.var)
(vs.spatial.PA <- ordiR2step (vs.spatial.PA.0, vs.spatial.PA.all, direction = 'forward', Pin = 0.1))

# Dados de abundância:
# 1º passo, ANOVA do modelo total:
sp.spatial.Abund.all <- rda (sp.Abund.hellinger ~ ., data = spatial.var)
anova(sp.spatial.Abund.all)

# 2º passo, seleção para frente:
sp.spatial.Abund.0 <- rda (sp.Abund.hellinger ~ 1, data = spatial.var)
(vs.spatial.Abund <- ordiR2step (sp.spatial.Abund.0, sp.spatial.Abund.all, direction =
                                'forward', Pin = 0.1))

# abrir arquivo com coordenadas dos pontos, em grau decimal, para modelar resultados da
# PCNM
point.xy <- read.table("Coord.txt", header = TRUE, dec = ",")
ordisurf(point.xy, scores(pcnm1, choi=1), bubble = 4, main = "PCNM 1")
ordisurf(point.xy, scores(pcnm1, choi=2), bubble = 4, main = "PCNM 2")
ordisurf(point.xy, scores(pcnm1, choi=4), bubble = 4, main = "PCNM 4")
ordisurf(point.xy, scores(pcnm1, choi=5), bubble = 4, main = "PCNM 5")

#####
## Correlação entre as variáveis eliminadas ##
#####

(cor.variables <- rcorr(as.matrix(env.a)))
corrplot.mixed(cor.variables$r, p.mat = cor.variables$P, sig.level=0.05)

write.table(cor.variables$r, "correlação.txt", sep="\t", dec=",")
write.table(cor.variables$P, "correlação.P.txt", sep="\t", dec=",")

```

```
#####
## Particionamento da variância ##
#####

# Conjunto total de variáveis:
total.var <- data.frame(env.a, spatial.var, check.rows=T)

# Dados de presença-ausência:
(varp.PA <- varpart(sp.PA.hellinger, ~ Cond + Vel + X.Mat + Prof + X.Blo + Alt + SO,
                    ~ X.Sil + X.Ben + D.Uso,
                    ~ PCNM1 + PCNM4 + PCNM2, data = total.var))

showvarparts(3)
plot(varp.PA)

# Dados de abundância:
(varp.Abund <- varpart(sp.Abund.hellinger, ~ Cond + Vel + Prof + X.Mat + Alt + X.Are + X.Blo,
                      ~ X.Sil + D.Uso + X.Ben,
                      ~ PCNM1 + PCNM4 + PCNM5, data = total.var))

plot(varp.Abund)

#####
## RDA total ##
#####

# Dados de presença-ausência:
(rda.total.PA <- rda(formula = sp.PA.hellinger ~ Cond + Vel + X.Mat + Prof + X.Blo + Alt + SO
                    + X.Sil + X.Ben + D.Uso
                    + PCNM1 + PCNM4 + PCNM2, data = total.var))

(R2a.total.PA <- RsquareAdj(rda.total.PA))
rda.total.PA$CCA$eig/rda.total.PA$CCA$tot.chi* R2a.total.PA$adj.r.squared

anova(rda.total.PA)

rda.total.PA.plot <- ordiplot(rda.total.PA, type="n")
points(rda.total.PA, "sites", pch=as.numeric(env$riacho), col=as.numeric(env$riacho),
       cex=0.5)
text(rda.total.PA, "bp", col="blue")
sp.sc.total.PA <- scores(rda.total.PA, display="sp")
arrows(0, 0, sp.sc.total.PA[,1], sp.sc.total.PA[,2], length=0, lty=1, col="red")
text(rda.total.PA, "species", col="red")
ordiellipse(rda.total.PA, env$riacho, col=c(1:8), label=T)

# Dados de abundância:
(rda.total.Abund <- rda(formula = sp.Abund.hellinger ~ Cond + Vel + Prof + X.Mat + Alt +
                      X.Are + X.Blo
                      + X.Sil + D.Uso + X.Ben
                      + PCNM1 + PCNM4 + PCNM5, data = total.var))
```

```

(R2a.total.Abund <- RsquareAdj (rda.total.Abund))
rda.total.Abund$CCA$eig/rda.total.Abund$CCA$tot.chi* R2a.total.Abund$adj.r.squared

anova (rda.total.Abund)

rda.total.plot <- ordiplot(rda.total.Abund, type="n")
points(rda.total.Abund, "sites", pch=as.numeric(env$riacho), col=as.numeric(env$riacho),
       cex=0.5)
text(rda.total.Abund, "bp", col="blue")
sp.sc.total.Abund <- scores(rda.total.Abund, display="sp")
arrows(0, 0, sp.sc.total.Abund[,1], sp.sc.total.Abund[,2], length=0, lty=1, col="red")
text(rda.total.Abund, "species", col = "red")
ordiellipse(rda.total.Abund, env$riacho, col=c(1:8), label = T)

#####
## RDA local ##
#####

# Dados de presença-ausência:
(rda.local.PA <- rda(formula = sp.PA.hellinger ~ Cond + Vel + X.Mat + Prof + X.Blo + Alt + SO,
                    data = total.var))
(R2a.local.PA <- RsquareAdj (rda.local.PA))
rda.local.PA$CCA$eig/rda.local.PA$CCA$tot.chi* R2a.local.PA$adj.r.squared

anova (rda.local.PA)

rda.local.PA.plot <- ordiplot(rda.local.PA, type="n")
points(rda.local.PA, "sites", pch=as.numeric(env$riacho), col=as.numeric(env$riacho),
       cex=0.5)
text(rda.local.PA, "bp", col="blue")
sp.sc.local.PA <- scores(rda.local.PA, display="sp")
arrows(0, 0, sp.sc.local.PA[,1], sp.sc.local.PA[,2], length=0, lty=1, col="red")
text(rda.local.PA, "species", col = "red")
ordiellipse(rda.local.PA, env$riacho, col=c(1:8), label = T)

# Dados de abundância:
(rda.local.Abund <- rda(formula = sp.Abund.hellinger ~ Cond + Vel + Prof + X.Mat + Alt +
                      X.Are + X.Blo, data = total.var))
(R2a.local.Abund <- RsquareAdj (rda.local.Abund))
rda.local.Abund$CCA$eig/rda.local.Abund$CCA$tot.chi* R2a.local.Abund$adj.r.squared

anova (rda.local.Abund)

rda.local.plot <- ordiplot(rda.local.Abund, type="n")
points(rda.local.Abund, "sites", pch=as.numeric(env$riacho), col=as.numeric(env$riacho),
       cex=0.5)
text(rda.local.Abund, "bp", col="blue")

```

```

sp.sc.local.Abund <- scores(rda.local.Abund, display="sp")
arrows(0, 0, sp.sc.local.Abund[,1], sp.sc.local.Abund[,2], length=0, lty=1, col="red")
text(rda.local.Abund, "species", col = "red")
ordiellipse(rda.local.Abund, env$riacho, col=c(1:8), label = T)

#####
## RDA parcial local ##
#####

# Dados de presença-ausência:
(rda.P.local.PA <- rda(formula = sp.PA.hellinger ~ Cond + Vel + X.Mat + Prof + X.Blo + Alt + SO
                      + Condition(X.Sil + X.Ben + D.Uso
                      + PCNM1 + PCNM4 + PCNM2), data = total.var))
(R2a.P.local.PA <- RsquareAdj (rda.P.local.PA))
rda.P.local.PA$CCA$eig/rda.P.local.PA$CCA$tot.chi* R2a.P.local.PA$adj.r.squared

anova (rda.P.local.PA)
anova (rda.P.local.PA, by="terms")

rda.P.local.PA.plot <- ordiplot(rda.P.local.PA, type="n")
points(rda.P.local.PA, "sites", pch=as.numeric(env$riacho), col=as.numeric(env$riacho),
       cex=0.5)
text(rda.P.local.PA, "bp", col="blue")
sp.sc.P.local.PA <- scores(rda.P.local.PA, display="sp")
arrows(0, 0, sp.sc.P.local.PA[,1], sp.sc.P.local.PA[,2], length=0, lty=1, col="red")
text(rda.P.local.PA, "species", col = "red")

# Dados de abundância:
(rda.P.local.Abund <- rda(formula = sp.Abund.hellinger ~ Cond + Vel + Prof + X.Mat + Alt +
                        X.Are + X.Blo
                        + Condition(X.Sil + D.Uso + X.Ben
                        + PCNM1 + PCNM4 + PCNM5), data = total.var))
(R2a.P.local.Abund <- RsquareAdj (rda.P.local.Abund))
rda.P.local.Abund$CCA$eig/rda.P.local.Abund$CCA$tot.chi*
R2a.P.local.Abund$adj.r.squared

anova (rda.P.local.Abund)
anova (rda.P.local.Abund, by="terms")

rda.P.local.plot <- ordiplot(rda.P.local.Abund, type="n")
points(rda.P.local.Abund, "sites", pch=as.numeric(env$riacho), col=as.numeric(env$riacho),
       cex=0.5)
text(rda.P.local.Abund, "bp", col="blue")
sp.sc.P.local.Abund <- scores(rda.P.local.Abund, display="sp")
arrows(0, 0, sp.sc.P.local.Abund[,1], sp.sc.P.local.Abund[,2], length=0, lty=1, col="red")
text(rda.P.local.Abund, "species", col = "red")

```

```
#####
## RDA bacia ##
#####

# Dados de presença-ausência:
(rda.bacia.PA <- rda(formula = sp.PA.hellinger ~ X.Sil + X.Ben + D.Uso, data = total.var))
(R2a.bacia.PA <- RsquareAdj(rda.bacia.PA))
rda.bacia.PA$CCA$eig/rda.bacia.PA$CCA$tot.chi* R2a.bacia.PA$adj.r.squared

anova(rda.bacia.PA)

rda.bacia.PA.plot <- ordiplot(rda.bacia.PA, type="n")
points(rda.bacia.PA, "sites", pch=as.numeric(env$riacho), col=as.numeric(env$riacho),
       cex=0.5)
text(rda.bacia.PA, "bp", col="blue")
sp.sc.bacia.PA <- scores(rda.bacia.PA, display="sp")
arrows(0, 0, sp.sc.bacia.PA[,1], sp.sc.bacia.PA[,2], length=0, lty=1, col="red")
text(rda.bacia.PA, "species", col = "red")
ordiellipse(rda.bacia.PA, env$riacho, col=c(1:8), label = T)

# Dados de abundância:
(rda.bacia.Abund <- rda(formula = sp.Abund.hellinger ~ X.Sil + D.Uso + X.Ben,
                       data = total.var))
(R2a.bacia.Abund <- RsquareAdj(rda.bacia.Abund))
rda.bacia.Abund$CCA$eig/rda.bacia.Abund$CCA$tot.chi* R2a.bacia.Abund$adj.r.squared

anova(rda.bacia.Abund)

rda.bacia.plot <- ordiplot(rda.bacia.Abund, type="n")
points(rda.bacia.Abund, "sites", pch=as.numeric(env$riacho), col=as.numeric(env$riacho),
       cex=0.5)
text(rda.bacia.Abund, "bp", col="blue")
sp.sc.bacia.Abund <- scores(rda.bacia.Abund, display="sp")
arrows(0, 0, sp.sc.bacia.Abund[,1], sp.sc.bacia.Abund[,2], length=0, lty=1, col="red")
text(rda.bacia.Abund, "species", col = "red")
ordiellipse(rda.bacia.Abund, env$riacho, col=c(1:8), label = T)

#####
## RDA parcial bacia ##
#####

# Dados de presença-ausência:
(rda.P.bacia.PA <- rda(formula = sp.PA.hellinger ~ X.Sil + X.Ben + D.Uso
                      + Condition(Cond + Vel + X.Mat + Prof + X.Blo + Alt + SO
                      + PCNM1 + PCNM4 + PCNM2), data = total.var))
(R2a.P.bacia.PA <- RsquareAdj(rda.P.bacia.PA))
rda.P.bacia.PA$CCA$eig/rda.P.bacia.PA$CCA$tot.chi* R2a.P.bacia.PA$adj.r.squared
```

```
anova (rda.P.bacia.PA)
anova (rda.P.bacia.PA, by="margin")
```

```
rda.P.bacia.PA.plot <- ordiplot(rda.P.bacia.PA, type="n")
points(rda.P.bacia.PA, "sites", pch=as.numeric(env$riacho), col=as.numeric(env$riacho),
       cex=0.5)
text(rda.P.bacia.PA, "bp", col="blue")
sp.sc.P.bacia.PA <- scores(rda.P.bacia.PA, display="sp")
arrows(0, 0, sp.sc.P.bacia.PA[,1], sp.sc.P.bacia.PA[,2], length=0, lty=1, col="red")
text(rda.P.bacia.PA, "species", col = "red")
```

```
# Dados de abundância:
```

```
(rda.P.bacia.Abund <- rda(formula = sp.Abund.hellinger ~ X.Sil + D.Uso + X.Ben
                        + Condition(Cond + Vel + Prof + X.Mat + Alt + X.Are + X.Blo
                        + PCNM1 + PCNM4 + PCNM5), data = total.var))
(R2a.P.bacia.Abund <- RsquareAdj (rda.P.bacia.Abund))
rda.P.bacia.Abund$CCA$eig/rda.P.bacia.Abund$CCA$tot.chi*
R2a.P.bacia.Abund$adj.r.squared
```

```
anova (rda.P.bacia.Abund)
anova (rda.P.bacia.Abund, by="margin")
```

```
rda.P.bacia.plot <- ordiplot(rda.P.bacia.Abund, type="n")
points(rda.P.bacia.Abund, "sites", pch=as.numeric(env$riacho), col=as.numeric(env$riacho),
       cex=0.5)
text(rda.P.bacia.Abund, "bp", col="blue")
sp.sc.P.bacia.Abund <- scores(rda.P.bacia.Abund, display="sp")
arrows(0, 0, sp.sc.P.bacia.Abund[,1], sp.sc.P.bacia.Abund[,2], length=0, lty=1, col="red")
text(rda.P.bacia.Abund, "species", col = "red")
```

```
#####
## RDA espacial ##
#####
```

```
# Dados de presença-ausência:
```

```
(rda.espacial.PA <- rda(formula = sp.PA.hellinger ~ PCNM1 + PCNM4 + PCNM2,
                       data = total.var))
(R2a.espacial.PA <- RsquareAdj (rda.espacial.PA))
rda.espacial.PA$CCA$eig/rda.espacial.PA$CCA$tot.chi* R2a.espacial.PA$adj.r.squared
```

```
anova (rda.espacial.PA)
```

```
rda.espacial.PA.plot <- ordiplot(rda.espacial.PA, type="n")
points(rda.espacial.PA, "sites", pch=as.numeric(env$riacho), col=as.numeric(env$riacho),
       cex=0.5)
text(rda.espacial.PA, "bp", col="blue")
sp.sc.espacial.PA <- scores(rda.espacial.PA, display="sp")
```

```

arrows(0, 0, sp.sc.espacial.PA[,1], sp.sc.espacial.PA[,2], length=0, lty=1, col="red")
text(rda.espacial.PA, "species", col = "red")
ordiellipse(rda.espacial.PA, env$riacho, col=c(1:8), label = T)

# Dados de abundância:
(rda.espacial.Abund <- rda(formula = sp.Abund.hellinger ~ PCNM1 + PCNM4 + PCNM5,
  data = total.var))
(R2a.espacial.Abund <- RsquareAdj (rda.espacial.Abund))
rda.espacial.Abund$CCA$eig/rda.espacial.Abund$CCA$tot.chi*
  R2a.espacial.Abund$adj.r.squared

anova (rda.espacial.Abund)

rda.espacial.plot <- ordiplot(rda.espacial.Abund, type="n")
points(rda.espacial.Abund, "sites", pch=as.numeric(env$riacho), col=as.numeric(env$riacho),
  cex=0.5)
text(rda.espacial.Abund, "bp", col="blue")
sp.sc.espacial.Abund <- scores(rda.espacial.Abund, display="sp")
arrows(0, 0, sp.sc.espacial.Abund[,1], sp.sc.espacial.Abund[,2], length=0, lty=1, col="red")
text(rda.espacial.Abund, "species", col = "red")
ordiellipse(rda.espacial.Abund, env$riacho, col=c(1:8), label = T)

#####
## RDA parcial espacial ##
#####

# Dados de presença-ausência:
(rda.P.espacial.PA <- rda(formula = sp.PA.hellinger ~ PCNM1 + PCNM4 + PCNM2
  + Condition(Cond + Vel + X.Mat + Prof + X.Blo + Alt + SO
  + X.Sil + X.Ben + D.Uso), data = total.var))
(R2a.P.espacial.PA <- RsquareAdj (rda.P.espacial.PA))
rda.P.espacial.PA$CCA$eig/rda.P.espacial.PA$CCA$tot.chi* R2a.P.espacial.PA$adj.r.squared

anova (rda.P.espacial.PA)
anova (rda.P.espacial.PA, by="margin")

rda.P.espacial.PA.plot <- ordiplot(rda.P.espacial.PA, type="n")
points(rda.P.espacial.PA, "sites", pch=as.numeric(env$riacho), col=as.numeric(env$riacho),
  cex=0.5)
text(rda.P.espacial.PA, "bp", col="blue")
sp.sc.P.espacial.PA <- scores(rda.P.espacial.PA, display="sp")
arrows(0, 0, sp.sc.P.espacial.PA[,1], sp.sc.P.espacial.PA[,2], length=0, lty=1, col="red")
text(rda.P.espacial.PA, "species", col = "red")

# Dados de abundância:
(rda.P.espacial.Abund <- rda(formula = sp.Abund.hellinger ~ PCNM1 + PCNM4 + PCNM5
  + Condition(Cond + Vel + Prof + X.Mat + Alt + X.Are + X.Blo

```

```
+ X.Sil + D.Uso + X.Ben), data = total.var))
(R2a.P.espacial.Abund <- RsquareAdj (rda.P.espacial.Abund))
rda.P.espacial.Abund$CCA$eig/rda.P.espacial.Abund$CCA$tot.chi*
R2a.P.espacial.Abund$adj.r.squared

anova (rda.P.espacial.Abund)
anova (rda.P.espacial.Abund, by="margin")

rda.P.espacial.plot <- ordiplot(rda.P.espacial.Abund, type="n")
points(rda.P.espacial.Abund, "sites", pch=as.numeric(env$riacho),
       col=as.numeric(env$riacho), cex=0.5)
text(rda.P.espacial.Abund, "bp", col="blue")
sp.sc.P.espacial.Abund <- scores(rda.P.espacial.Abund, display="sp")
arrows(0, 0, sp.sc.P.espacial.Abund[,1], sp.sc.P.espacial.Abund[,2], length=0, lty=1,
      col="red")
text(rda.P.espacial.Abund, "species", col = "red")
```

ANEXOS

ANEXO 1

Normas da EDUEL

PREPARAÇÃO DO TEXTO ORIGINAL

1 FORMATAÇÃO

Arquivos digitalizados em Word, fonte Times New Roman, tamanho 12, espaçamento 1,5 cm entrelinhas e parágrafos (exceto citações e notas de rodapé), com margens justificadas, inclusive nas referências. As páginas devem ser configuradas no formato A4, com 3 cm nas margens superior e esquerda e 2 cm nas margens inferior e direita, e todas numeradas.

NÃO inserir espaço entre os parágrafos.

Citações diretas, com recuo, deverão ser digitadas em fonte tamanho 11 e espaçamento simples. Notas de rodapé deverão ser digitadas em fonte tamanho 10 e espaçamento simples.

2 INDICAÇÃO DE TÍTULO E SUBTÍTULO

O título deve ser separado do texto que o sucede por um espaço de entrelinha 1,5 cm, e subtítulos devem ser separados do texto que os precede e do que os sucede por um espaço de entrelinha 1,5 cm. Capítulos iniciam em nova página.

1 TÍTULO NÍVEL 1 DESENVOLVIMENTO (CAIXA ALTA EM NEGRITO)

1.1 TÍTULO NÍVEL 2 (FONTE EM VERSALETE, PRIMEIRAS LETRAS EM MAIÚSCULO, EM NEGRITO)

1.1.1 Título Nível 3 (Primeiras Letras em Maiúsculo, em negrito)

1.1.1.1 Título nível 4 (Somente a primeira letra da primeira palavra em maiúsculo, em negrito)

1.1.1.1.1 *Título nível 5 (Todo em itálico - Somente a primeira letra da primeira palavra em maiúsculo)*

3 SUMÁRIO

Listar somente a primeira Sessão (NÍVEL 1), não indicar itens e subitens. Se for coletânea, indicar apenas os nomes dos capítulos e os autores.

4 NOTAS DE RODAPÉ

As notas devem ser reduzidas ao mínimo e apresentadas no pé da página, com fonte tamanho 10, espaçamento entrelinhas simples e parágrafo justificado.

5 CITAÇÕES

5.1 NAS CITAÇÕES FEITAS NO CORPO DO TEXTO

- Até três linhas: manter no corpo do texto entre aspas duplas (fonte 12, espaçamento 1,5

- cm).
- Mais de três linhas: deve ser indicada sem aspas, com fonte 11, espaçamento simples e recuo esquerdo de 4 cm.
 - NÃO UTILIZAR as indicações: idem/id., ibidem/ibid., op.cit.
 - Não colocar as referências dos trechos citados no rodapé. Todos os autores citados ao longo do texto, e somente os citados, deverão OBRIGATORIAMENTE ser indicados na lista das referências finais.
 - O autor deve ser citado entre parênteses pelo sobrenome, em maiúsculas, separado por vírgula da data de publicação e página (SILVA, 2000, p. 12).
 - Se o nome do autor estiver citado no texto, indica-se apenas a data, entre parênteses: “Silva (2000) assinala...”.
 - Nas citações diretas, é necessária a especificação da(s) página(s), que deverá(ão) seguir a data, separada por vírgula e precedida de “p.” (SILVA, 2000, p. 100).
 - Citações indiretas (paráfrases): quando escrito com suas próprias palavras (sem copiar integralmente trechos do texto original), não indicar número da página, somente autor e data (SILVA, 2000).
 - As citações de diversas obras de um mesmo autor, com mesmo ano de publicação, devem ser discriminadas por letras minúsculas após a data, sem espaçamento (SILVA, 2000a).
 - Quando a obra tiver até três autores, todos devem ser indicados. Se estiver dentro dos parênteses, devem ser separados por ponto e vírgula: (SILVA; MARTINS; SANTOS, 2000); e se estiver no texto: “Silva, Martins e Santos (2000) afirmam...”.
 - Quando houver mais de três autores, indica-se o primeiro, seguido da expressão et al. (SILVA et al., 2000) ou Silva et al. (2000).
 - Quando houver a recorrência de dois autores diferentes com o mesmo sobrenome e o mesmo ano, indicar a letra inicial do nome (SILVA, M., 2010) (SILVA, J., 2010).
 - Quando transcritos trechos ou conceitos de um autor, citado por um segundo autor, utiliza-se a expressão apud (COUTINHO apud FREITAS, 2010, p. 10).
 - Quando houver grifos (itálico, negrito) na citação: se forem do original, manter sem nenhuma indicação; se forem destaques seus, indicar (sem grifos no original).
 - Supressões são indicadas entre colchetes: [...].
 - Quando houver interferências nas citações, ou seja, acréscimos seus, colocar entre colchetes: “construção artística que se observa uma multiterritorialização da poesia experimental ao longo do século XX e no primeiro decênio do século atual [de 2001 a 2010]” (FERNANDES, 2014, p. 7).
 - Palavras em língua estrangeira sempre deverão estar em itálico quando no corpo do texto. Se forem citações diretas (entre aspas ou com recuo), não colocar em itálico.
 - Caso opte pelo uso de siglas, colocá-las após a primeira ocorrência do nome escrito por extenso.
 - Caso não conste data na obra, indicar [s.d.].
 - Caso não conste data no documento eletrônico, utilizar na citação a data de acesso (ano) ao documento.
 - Em referências de internet, indicar link direto da página, e não o link da página inicial, colocando a data de acesso (dia, mês e ano).

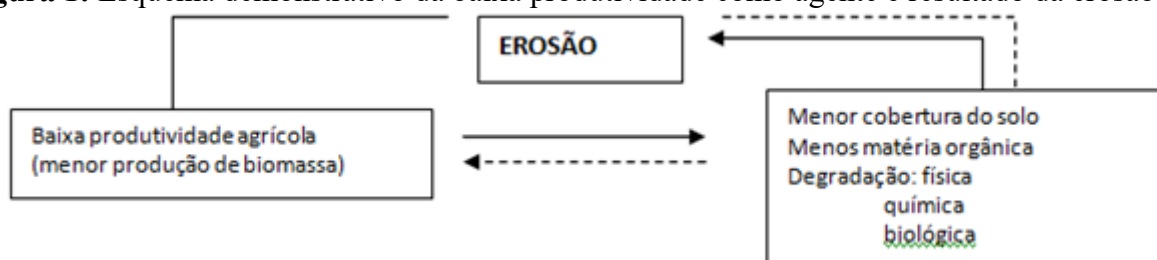
5.2 CITAÇÕES TRADUZIDAS

- Apresentar o trecho original no corpo do texto e a tradução em nota de rodapé, com a indicação (Tradução nossa) se for tradução feita pelo autor do texto.

6 FIGURAS, TABELAS, QUADROS

Títulos de ilustrações (desenho, esquemas, fluxogramas, fotografias, mapas, organogramas, plantas, quadros, tabelas etc.) devem constar na parte superior, seguido de seu número de ordem em algarismo arábico, dois pontos e o respectivo título em tamanho 12, com a fonte abaixo da ilustração, em tamanho 11.

Figura 1: Esquema demonstrativo da baixa produtividade como agente e resultado da erosão



Fonte: Vieira (1989).

Observação:

- Tabela distingue-se de quadro por se tratar de dados numéricos.
- Caso a ilustração seja de autoria própria, indicar: Fonte: Elaborado(a) pelo(a) autor(a).

7 REFERÊNCIAS

7.1 INDICAR ELEMENTOS OBRIGATÓRIOS:

LIVRO:

AUTOR. Título da obra (em itálico): subtítulo (sem itálico). Tradutor. Edição. Cidade: Editora, ano de publicação.

Ex.: SCHAMA, Simon. *O desconforto da riqueza: a cultura holandesa na época do ouro*. Tradução de Hildegard Feist. 2. ed. São Paulo: Companhia das Letras, 1992.

- Se um mesmo autor tiver mais de uma obra citada, repetir o sobrenome e o nome; NÃO COLOCAR traço.
- Edições são indicadas somente a partir da segunda (2. ed.). Caso seja uma tradução, indicar tradutor (Tradução de ...).
- Quando houver indicação de volumes, colocá-lo após o ano de publicação: número do volume = v. 1; quantidade de volumes = 2v.
- Quando não houver a cidade de publicação, colocar [s.l.].
- Quando não houver a editora, colocar [s.n.]

Ex.: SILVA, T.T. da. *O currículo como fetiche*. 3. ed. [s.l.]: Autêntica, 2001.

SILVA, T.T. da. *O currículo como fetiche*. 3. ed. Belo Horizonte: [s.n.], 2001.

RÜSEN, J. *Razão Histórica*. Teoria da História: fundamentos da Ciência Histórica. Tradução de Estevan de Rezende Martins. Brasília: Editora Universidade de Brasília, 2001.

MICELI, P. *O mito do herói nacional*. São Paulo: Contexto, 1988. v. 2. (significa que é o

volume 2).

MICELI, P. *O mito do herói nacional*. São Paulo: Contexto, 1988. 2v. (significa que essa obra tem 2 volumes).

ARTIGO EM LIVRO:

AUTOR. Título do artigo. In: (sem itálico) AUTOR. Título da obra (em itálico): subtítulo (sem itálico). Cidade: Editora, ano de publicação, página inicial-página final.

Ex.: SCOTT, J. História das Mulheres. In: BURKE, P. (Org.). *A Escrita da História: novas perspectivas*. Tradução de Magda Lopes. São Paulo: Unesp, 1992, p. 63-96.

ARTIGO EM PERIÓDICO:

AUTOR. Título do artigo. Nome do periódico (em itálico), Cidade: Editora e/ou instituição (se houver indicação), volume, número, página inicial-página final, mês (abreviado) ano.

Ex.: ZAMBONI, E. Representações e linguagens no ensino de História. *Revista Brasileira de História*, São Paulo: ANPUH/Humanitas, v. 18, n. 36, p. 13-21, jun. 1998.

MONOGRAFIAS, TESES, DISSERTAÇÕES:

AUTOR. Título da obra (em itálico): subtítulo (sem itálico). Ano de defesa. Número de folhas. Indicar natureza da pesquisa (Tese, Dissertação, Monografia), seguida do nome do Programa (Doutorado em..., Mestrado em..., Especialização em...) – Instituição, Cidade, ano de defesa.

Ex.: D'ANDREA, Anna Cláudia Eutrópio Batista. *Movimentos e articulações: uma análise das iniciativas de formação de educadores em sexualidade na Rede Municipal de Educação de Belo Horizonte (1989-2009)*. 2014. 198f. Tese (Doutorado em Educação) – Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2014.

7.2 ELEMENTOS COMPLEMENTARES

- Quando houver organizador, editor, coordenador, indicar na frente do nome os termos (Org.), (Ed.) e (Coord.), respectivamente (não colocar “s”, ex.: Orgs.).

Ex.: SCOTT, J. História das Mulheres. In: BURKE, P. (Org.). *A Escrita da História: novas perspectivas*. Tradução de Magda Lopes. São Paulo: Unesp, 1992.

- Padronizar nomes de autores em toda a obra e/ou artigos do livro.

Ex.: SCOTT, J. (abreviado) ou SCOTT, Joan. (por extenso)

OUTROS EXEMPLOS:

Anais:

LOPES, M; CARVALHO, R. C. M. Formação do Professor de Inglês: educação infantil e ensino fundamental (1ª a 4ª séries). In: CONGRESSO LATINO-AMERICANO SOBRE FORMAÇÃO DE PROFESSORES DE LÍNGUAS – CLAFPL, 1., 2007, Florianópolis. Anais...

Florianópolis: Escola do Futuro, 2007, p. 103-127.

Leis:

BRASIL. Decreto n.º 981, de 8 de novembro de 1890. Aprova o regulamento da instrução primária e secundária do Distrito Federal. Diário Oficial da União, Palácio do Governo Provisório, 08 nov. 1890. Disponível em: <<http://legis.senado.leg.br/legislacao/ListaPublicacoes.action?id=65346&tipoDocumento=DEC&tipoTexto=PUB>>. Acesso em: 28 jul. 2013.

Internet:

SOBRENOME, Nome. Título (em itálico). ano. Disponível em: <<http://www.editora.com.br>>. Acesso em: 23 maio 2010.

Ex.: CALDAS, J. *O fim da economia: o começo de tudo*. 2006. Disponível em: <<http://www.caldasecon.com.br>>. Acesso em: 23 abr. 2010.

OLIVEIRA, J. P. M. de. *A perda da memória ou a preservação digital*. 2005. Disponível em: <<http://palazzo.pro.br/cronicas/004.htm>>. Acesso em: 26 jul. 2010.

8 APÊNDICE E ANEXO

Caso haja apêndices e/ou anexos, indicar após as referências finais.

Indicar apêndices quando for elaborado pelo próprio autor do livro.

Indicar anexo quando forem dados retirados de outro autor (não pode ser alterado).

ANEXO 2

Normas da *Ecology of Freshwater Fish*

Author Guidelines

Online submission

To submit an article, please visit *Ecology of Freshwater Fish* – ScholarOne Manuscripts (S1M). Preference is given to articles of not more than 10 printed pages. Submit the manuscript in English. Prepare your manuscript using a word processing program and save it as a .doc, .rtf or .ps file. Non-pdf files will automatically be converted to .pdf format. Image files such as .gif, .eps and .tif may be uploaded. These will be converted to small .jpg files. The converted .pdf and .jpg files will be the files evaluated during the review process. The original files that you upload will be saved and can be accessed by the journal office if necessary. Please be prepared to submit names and email addresses of up to 4 potential reviewers. Information may also be given to avoid potential conflicts of interests. All manuscripts should have line numbers and page numbers for ease of reviewing.

If you have any questions you can contact the Editor-in-Chief at:

Javier Lobón-Cerviá
Department of Evolutionary Ecology
National Museum of Natural Sciences, C.S.I.C.
C/. José Gutierrez Abascal, 2
E-28006 Madrid, Spain
Tel. +34-91-41-11-328/26-18-607
Fax +34-91-564-5078
email: mcnl178@mncn.csic.es

or

David C. Heins
Professor & Chair
Dept. of Ecology and Evolutionary Biology
310 Dinwiddie Hall
Tulane University
New Orleans, LA 70118
Tel: 504-865-5191
Fax: 504-862-8706
e-mail: heins@tulane.edu

or

Leif Asbjørn Vøllestad
Professor
Center for Ecological and Evolutionary Synthesis CEES
Department of Biology
University of Oslo
Post Office Box 1066 Blindern
NO-0316 Oslo

Norway
Tel: +47 22854640
Fax: +47 22854605
e-mail: asbjorn.vollestad@bio.uio.no

With the submission of any MS, authors are requested to submit:

(1) A covering letter indicating succinctly why the manuscript is novel and of general interest for an international audience. Authors are encouraged to refer to other studies recently published and comment their contents including short abstracts. Authors should state that the manuscript is not currently under consideration in another journal and that all authors agree with the contents of the manuscripts. Only the senior author will be sent an acknowledgment of submission.

(2) Several suitable reviewers (with e-mail addresses) may be suggested. *Ecology of Freshwater Fish* recognizes conflict of interest. Therefore, authors may also indicate referees they would prefer not to review their manuscripts. Such suggestions will be considered guidelines only and the Editors are under no obligation to follow them. The Editors will select the most appropriate reviewers for each manuscript.

IMPORTANT! All manuscripts sent to authors for revision should be returned to editors within 30 days. Otherwise the manuscript will be considered as a new submission unless an extension is requested in advance of the due date for justified reasons.

Language Requirements - Non English Speaking Authors

Ensure your paper is clearly written in standard, scientific English language. The paper will not be reconsidered if the quality of the initial submission is below this standard. If you feel that your paper could benefit from English language polishing, we recommend that you have your paper professionally edited by a service such as Wiley's English Language Editing Service. Please note that using the Wiley English Language Editing Service does not guarantee that your paper will be accepted by this journal.

Authorship

Ecology of Freshwater Fish is concerned with the matter of scientific misconduct, and although it might seem a matter of course to authors, the importance of adhering to all ethical guidelines in connection with scientific publishing must be stressed.

Papers submitted to *Ecology of Freshwater Fish* should conform to established guidelines for authorship (cf. <http://www.icmje.org>). Authorship of a paper carries with it both the responsibility and credit for the report. All those persons whose names appear as authors should have had substantial involvement in the conception, design, data acquisition, data analysis or interpretation, drafting or revising the manuscript, or providing extensive guidance critical for the completion of the study. They should be able to present and defend appropriate portions of the work in a public forum. Honorary authorship is not appropriate, nor is authorship solely for obtaining or providing funding, data collection, or general supervision of the research. All authors must agree on both the submission and entire content of any article bearing their names.

When an article is submitted for consideration by *Ecology of Freshwater Fish*, **the corresponding author must provide a statement that the manuscript conforms to these guidelines and that all authors agree to the submission and content of the article.** In cases where there are five (5) authors or more, the corresponding author must state the involvement each author had in the preparation of the manuscript.

Author material archive policy

Please note that unless specifically requested, Wiley Blackwell will dispose of all hardcopy or electronic material submitted two months after publication. If you require the return of any material submitted, please inform the editorial office or production editor as soon as possible if you have not yet done so.

Types of articles

Fresh Perspectives express new ideas as well as new or controversial perspectives on major research topics of current interest for a broad international audience. These papers are concise and clearly presented. They do not include an abstract, keywords, or subheadings. They should not exceed 1500 words and include a maximum of 15 references.

Articles should not exceed 9000 words in length and have no more than 8 figures and/or tables and 80 references. Word count is for the main text body (excluding title, abstract acknowledgements, references, table and figure legends).

Reviews have no length limit but those no longer than 20 printed pages would be preferable. Reviews should express an overall contribution to the discipline, novel principles emerging over the past years, and indications of new venues for future research. For the submission of a Review, authors should first contact one of the editors and submit an abstract no longer than 300 words. Invited Reviews may be solicited by the editors.

Crossheads - Use no more than 3 levels of crossheads, clearly indicating the level of each.

Title page - The title page should contain the title and authors names, e-mail address for the nominated corresponding author, telephone and telefax numbers and full postal address, including any postcode. Provide a short title to be used as a running headline, up to six keywords and an abstract no longer than 250 words.

Introduction - State the purpose, give only strictly pertinent references and do not review the subject extensively.

Material and methods and study area - Material and methods should be concise but allow confirmation of observations and repetition of the study. The study area may be described under a separate heading before Material and methods.

Results - Present your results in a logical sequence in the text, tables and figures. Do not repeat in the text all data in the tables and figures; emphasise or summarise only important observations.

Discussion - Summarise the findings without repeating in detail the data presented in Results. Relate your observations to other relevant studies; point out the implications of the results and their limitations and place them in the context of other work.

Acknowledgements - Acknowledge only people who have substantially contributed to the study and sources of financial support.

References - These should be supplied using the APA style of Reference. References should be cited in the text either:

for **PASSIVE text citation**: (Wilson, 1999), (Wilson & Singleton, 1999) or (Wilson, Singleton, & Zhou, 1999);

for **ACTIVE text citation**: Wilson (1999), Wilson and Singleton (1999), or Wilson, Singleton, and Zhou (1999).

Note that when a work has two authors, cite both names every time the reference occurs in text, e.g., Walker and Allen (2004) and (Walker & Allen, 2004). When a work has three, four, or five authors, cite all authors the first time the reference occurs, e.g., Bradley, Ramirez, Soo, and Walsh (2006) or (Bradley, Ramirez, Soo, & Walsh, 2006); subsequent citations, include only the surname of the first author followed by et al. (not *Italicized*) and with a period after al and the year if it is the first citation of the reference within a paragraph, e.g., Bradley et al., 2006 or Bradley et al. (2006). If there are two or more citations that shorten to the same lead author and date, give as many additional names as needed to identify them, e.g., (Smith, Jones, et al., 1991) and (Smith, Burke, et al., 1991).

The following table summarizes the various forms in which the aforementioned references should be cited in the text:

| Type of citation | First citation in text | Subsequent citations in text | Parenthetical format, first citation in text | Parenthetical format, subsequent citation in text |
|--|--|---------------------------------|--|---|
| One work by one author | Walker (2007) | Walker (2007) | (Walker, 2007) | (Walker, 2007) |
| One work by two authors | Walker and Allen (2004) | Walker and Allen (2004) | (Walker & Allen, 2004) | (Walker & Allen, 2004) |
| One work by three authors | Bradley, Ramirez, and Soo (1999) | Bradley et al. (1999) | (Bradley, Ramirez, & Soo, 1999) | (Bradley et al., 1999) |
| One work by four authors | Bradley, Ramirez, Soo, and Walsh (2006) | Bradley et al. (2006) | (Bradley, Ramirez, Soo, & Walsh, 2006) | (Bradley et al., 2006) |
| One work by five authors | Walker, Allen, Bradley, Ramirez, and Soo (2008) | Walker et al. (2008) | (Walker, Allen, Bradley, Ramirez, & Soo, 2008) | (Walker et al., 2008) |
| One work by six or more authors | Wasserstein et al. (2005) | Wasserstein et al. (2005) | (Wasserstein et al., 2005) | (Wasserstein et al., 2005) |
| Groups (readily identified through abbreviation) as authors | National Institute of Mental Health (NIMH, 2003) | NIMH (2003) | (National Institute of Mental Health [NIMH], 2003) | (NIMH, 2003) |
| Groups (no abbreviation) as authors | University of Pittsburgh (2005) | University of Pittsburgh (2005) | (University of Pittsburgh, 2005) | (University of Pittsburgh, 2005) |

Titles of books, periodicals, conference proceedings, and publishers should be supplied in full and not abbreviated. References to material published on the Internet should give the full Universal Reference Locator (URL). Some examples of commonly cited reference formats are:

Journal Article: (Journals, like magazines, and scholarly newsletters, are published on a regular basis. Always write the full title (not an abbreviated version) of the journal. Include the journal issue number (if available) along with the volume number if the journal is paginated separately by issue. Give the issue number in parentheses immediately after the volume number; do not italicize it. Give inclusive page numbers on which the cited material appears).

Barrett, R. (2002). Mentor supervision and development—exploration of lived experiences. *Career Development International*, 7(2), 279-283.

Oates, G. L. St. C. (2003), Teacher-Student Racial Congruence, Teacher Perceptions, and Test Performance*. *Social Science Quarterly*, 84: 508–525. doi:10.1111/1540-6237.8403002

Works (group authors): National Institute of Mental Health. (2003). *Bipolar disorder*. Washington, DC: US Department of Health and Human Services.

Chapter in an Edited Book: (This refers to works in which individual chapters of the book are written by different authors, and these authors are acknowledged at the beginning of the chapters and/or in the table of contents. When citing a chapter of an edited book, the chapter author's names remain Author, A.; however, the order of the editor's names changes from Author, A. to A. Author).

Gilbert, D. G., McClernon, J. F., Rabinovich, N. E., Sugai, C., Plath, L. C., Asgaard, G., ... Botros, N. (1983). Situational crime prevention: Its theoretical basis and practical scope. In M. Tony & N. Morris (Eds.), *Crime and justice: An annual review of research* (pp. 225–256). Chicago, IL: University of Chicago Press.

Book: Haining, R. (1990). *Spatial data analysis in the social and environmental sciences*. Cambridge, UK: University of Cambridge Press.

Conference paper/proceedings published in book form: (To cite published proceedings from a book, use the same format as for a book or a book chapter (excepting that the book title is capitalized – as it is the name of a conference). To cite proceedings that are published regularly, use the same format as for a journal).

Duckham, M., Pebesma, E., Stewart, K., & Frank, A. U. (Eds.) (2014). *Geographic information science: 8th International Conference, GIScience 2014, Vienna, Austria, September 24-26, 2014*. Proceedings. Heidelberg, Germany: Springer Lecture Notes in Computer Science Vol. 8728.

Guex, G. (2014) Spatial graphs cost and efficiency—Exploring edges competition by MCMC. In M. Duckham, E. Pebesma, K. Stewart, & A. U. Frank (Eds.), *Geographic Information Science: 8th International Conference, GIScience 2014, Vienna, Austria, September 24-26, 2014*, Proceedings (pp. 91-99). Heidelberg, Germany: Springer Lecture Notes in Computer Science Vol. 8728.

Holone, H., Misund, G., & Holmstedt, H. (2007). Users are doing it for themselves: Pedestrian

navigation with user generated content. In *Proceedings of the International Conference on Next Generation Mobile Applications, Services and Technologies* (pp. 91–99). Cardiff, UK: IEEE.

Holone, H., Misund, G., Tolsby, H., & Kristoffersen, S. (2008). Aspects of personal navigation with collaborative user feedback. In *Proceedings of the 5th Nordic Conference on Human-Computer Interaction: Building Bridges* (pp. 182–191). Lund, Sweden: ACM.

Thesis/Dissertation: Schnittker, J. (2004). Education and the changing shape of the income gradient in health (Unpublished PhD dissertation). Southern Cross University, Lismore, Australia.

Scientific names - Cite the scientific name, genus and species for every organism at first mention. The generic name may then be abbreviated as an initial capital except if intervening references to other genera would cause confusion. Common names of organisms must be accompanied by the correct scientific name at first mention. Latin names should be italicised (or underlined).

Abbreviations and units - Give the full name of abbreviations at first mention. Invent new abbreviations only for unwieldy names mentioned frequently. Identify abbreviations in the title and abstract and use them sparingly in the introduction and discussion. Use SI and metric units. Use no roman numerals. In decimals use the decimal point, not the comma.

Tables - Number tables consecutively in Arabic numerals following their order in the text. Type each table on a separate sheet and provide a title that makes the table self-explanatory. Give due regard to the proportions of the printed page. Indicate the approximate location desired in the text.

Illustrations - Number all figures consecutively with Arabic numerals. Identify each with a label indicating the author's name at the top. Figures should clarify the text and must be professionally drawn. The details must be large enough to retain clarity after reduction. Half-tones should exhibit high contrast. Avoid using tints if possible; if shading is essential to the understanding of the figure, try to make it coarse. High-quality (laser or equivalent) computer-generated figures are acceptable. Select photographs only to illustrate something that cannot otherwise be adequately shown. Photographs should be original half-plate, glossy, black-and-white prints. Type the legends on a separate page at the end of the manuscript. Give due regard to the proportions of the printed page. Indicate the approximate location desired in the text. Line graphs: please place tick marks outside the axes of the graph. Please do not include a border or grid around your figure.

More detailed illustration guidelines for authors can be found at:
<http://authorservices.wiley.com/bauthor/illustration.asp>

Supporting Information – Publication of a research article in *Ecology of Freshwater Fish* dictates that all materials described in the paper will be made available freely (or at a nominal price) to the academic scientific community for their own use any materials (e.g. strains, clones, antibodies, etc.) used in the experiments described. An investigator who feels that reasonable requests have not been met by the authors should correspond with the Editors. Authors must use the appropriate database to deposit detailed information supplementing submitted papers, and quote the accession number in their manuscripts.

In addition to regular journal material, *Ecology of Freshwater Fish* offers the opportunity to

publish extra material via its website. Examples of Supporting Information include additional tables, data sets, figures, movie files, audio clips, 3D structures, and other related nonessential multimedia files. Supporting Information should be cited within the article text, and a descriptive legend should be included. Please note however that only relevant, good quality and material of particular interest will be published on the internet. The material published on the internet cannot be used as sole evidence for the print version of the article.

Authors are responsible for the preparation of supporting information. It is published as supplied by the author, and a proof is not made available prior to publication; for these reasons, authors should provide any Supporting Information in the desired final format. For further information on recommended file types and requirements for submission, please visit: <http://authorservices.wiley.com/bauthor/suppinfo.asp>

Authors are encouraged to place all species distribution records in a publicly accessible database such as the national Global Biodiversity Information Facility (GBIF) nodes (www.gbif.org) or data centers endorsed by GBIF, including BioFresh (www.freshwaterbiodiversity.eu).

Proofs

The corresponding author will receive an email alert containing a link to a web site. A working e-mail address must therefore be provided for the corresponding author. Acrobat Reader will be required in order to read this file. This software can be downloaded (free of charge) from the following web site: <http://www.adobe.com/products/acrobat/readstep2.html>.

Further instructions will be sent with the proof.

Offprints

Free access to final PDF offprint of the published article will be provided to the corresponding author, and available via Wiley Blackwell Author Services only. Please register for free access by visiting Author Services and enjoy the many other benefits the service offers. PDF offprint may be distributed subject to the Publisher's terms and conditions. Paper offprints of the printed published article may be purchased if ordered via the method stipulated on the instructions that will accompany the proofs. Printed offprints are posted to the correspondence address given for the paper unless a different address is specified when ordered. Note that it is not uncommon for printed offprints to take up to eight weeks to arrive after publication of the journal.

Author Services

Author Services enables authors to track their article - once it has been accepted - through the production process to publication online and in print. Authors can check the status of their articles online and choose to receive automated e-mails at key stages of production. The author will receive an e-mail with a unique link that enables them to register and have their article automatically added to the system. Please ensure that a complete e-mail address is provided when submitting the manuscript. Visit Author Services for more details on online production tracking and for a wealth of resources including FAQs and tips on article preparation, submission and more.

Copyright

If your paper is accepted, the author identified as the formal corresponding author for the paper will receive an email prompting them to login into Author Services; where via the Wiley Author Licensing Service (WALS) they will be able to complete the license agreement on behalf of all authors on the paper.

For authors signing the copyright transfer agreement:

(a) If the OnlineOpen option is not selected, the corresponding author will be presented with the copyright transfer agreement (CTA) to sign. The terms and conditions of the CTA can be previewed in the samples associated with the Copyright FAQs at CTA Terms and Conditions

(b) If the OnlineOpen option is selected, the corresponding author will have a choice of the following Creative Commons License Open Access Agreements (OAA):

- Creative Commons Attribution License OAA
- Creative Commons Attribution Non-Commercial License OAA
- Creative Commons Attribution Non-Commercial -NoDerivs License OAA

To preview the terms and conditions of these open access agreements, please visit the Copyright FAQs hosted on Wiley Author Services.

For more information regarding Creative Commons License, please visit Copyright & License hosted on Wiley Open Access.

For authors funded by The Wellcome Trust and members of the Research Councils UK (RCUK) or the Austrian Science Fund (FWF):

If you choose OnlineOpen, you will be given the opportunity to publish your article under a CC-BY license, supporting you in complying your Funder requirements. For more information on this policy and the Journal's compliant self-archiving policy, please visit:

<http://www.wiley.com/go/funderstatement> and view this video.

Authors who did not select OnlineOpen when they originally accessed the copyright form via Author Services but who subsequently wish to make their articles open access should see the section OnlineOpen. Similarly, authors who wish to switch to the OnlineOpen selection after their article is published online as Early View should see the section OnlineOpen.

Note to NIH Grantees:

Pursuant to NIH mandate, Wiley Blackwell will post the accepted version of contributions authored by NIH grant-holders to PubMed Central upon acceptance. This accepted version will be made publicly available 12 months after publication. For further information, see www.wiley.com/go/nihmandate.

OnlineOpen

With OnlineOpen, the author, the author's funding agency, or the author's institution pays a fee to ensure that the article is made available to non-subscribers upon publication via Wiley Online Library, as well as deposited in the funding agency's preferred archive.

For the full list of terms and conditions, see:

http://wileyonlinelibrary.com/onlineopen#OnlineOpen_Terms.

Any authors wishing to send their paper OnlineOpen will be required to complete the payment form available from our website at:

https://authorservices.wiley.com/bauthor/onlineopen_order.asp.

Prior to acceptance there is no requirement to inform an Editorial Office that you intend to publish your paper OnlineOpen if you do not wish to. All OnlineOpen articles are treated in the same way as any other article. They go through the journal's standard peer-review process and will be accepted or rejected based on their own merit.

Early View

Ecology of Freshwater Fish is covered by Wiley Blackwell's Early View service. Early View articles are complete full-text articles published online in advance of their publication in a printed issue. Articles are therefore available as soon as they are ready, rather than having to wait for the next scheduled print issue. Early View articles are complete and final. They have been fully reviewed, revised and edited for publication, and the authors' final corrections have been incorporated. Because they are in final form, no changes can be made after online publication. The nature of Early View articles means that they do not yet have volume, issue or page numbers, so Early View articles cannot be cited in the traditional way. They are therefore given a Digital Object Identifier (DOI), which allows the article to be cited and tracked before it is allocated to an issue. After print publication, the DOI remains valid and can continue to be used to cite and access the article. More information about DOIs can be found at: <http://www.doi.org/faq.html>.