

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

MELISSA PAOLETTI

REVISÃO METODOLÓGICA DOS ÍNDICES BIÓTICOS BMWP' E ASPT PARA  
CORPOS D'ÁGUA DA REGIÃO OESTE DO PARANÁ

CASCADEL-PR

Junho/2019

MELISSA PAOLETTI

REVISÃO METODOLÓGICA DOS ÍNDICES BIÓTICOS BMWP' E ASPT PARA  
CORPOS D'ÁGUA DA REGIÃO OESTE DO PARANÁ

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação Stricto Sensu em Conservação e Manejo de Recursos Naturais – Nível Mestrado, do Centro de Ciências Biológicas e da Saúde, da Universidade estadual do Oeste do Paraná, como requisito parcial para a obtenção do título de Mestre em Conservação e Manejo de Recursos Naturais

Área de Concentração: Ciências Ambientais

Orientador(a): Prof<sup>a</sup>. Dr<sup>a</sup>. Ana Tereza Bittencourt Guimarães

Coorientador(a): Prof<sup>a</sup>. Dr<sup>a</sup>. Lucíola Thais Baldan

CASCADEL-PR

Junho/2019

Ficha de identificação da obra elaborada através do Formulário de Geração Automática do Sistema de Bibliotecas da Unioeste.

Paoletti, Melissa  
Revisão metodológica dos índices bióticos BMWP' e ASPT para corpos d'água da região oeste do Paraná / Melissa Paoletti; orientador(a), Ana Tereza Bittencourt Guimarães; coorientador(a), Lucíola Thaís Baldan, 2019.  
53 f.

Dissertação (mestrado), Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Campus de Cascavel, Centro de Ciências Biológicas e da Saúde, Graduação em Ciências Biológicas Programa de Pós-Graduação em Conservação e Manejo de Recursos Naturais, 2019.

1. Índices saprobióticos. 2. Saprobiidade. 3. Revisão metodológica. 4. Qualidade ambiental. I. Guimarães, Ana Tereza Bittencourt. II. Baldan, Lucíola Thaís. III. Título.

**MELISSA PAOLETTI**

**Revisão Metodológica e Validação dos Índices Bióticos BMWP' e ASPT para Corpos D'água da Região Oeste do Paraná.**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Conservação e Manejo de Recursos Naturais em cumprimento parcial aos requisitos para obtenção do título de Mestra em Conservação e Manejo de Recursos Naturais, área de concentração Ciências Ambientais, linha de pesquisa Biologia Comparada e Indicadores de Qualidade No Ambiente Aquático, APROVADO(A) pela seguinte banca examinadora:



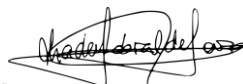
Orientador(a) - Ana Tereza Bittencourt Guimarães

Universidade Estadual do Oeste do Paraná - Campus de Cascavel (UNIOESTE)



Neucir Szinwelski

Universidade Estadual do Oeste do Paraná - Campus de Cascavel (UNIOESTE)



Thadeu Sobral

Universidade Federal de Lavras (UFLA)

Cascavel, 25 de fevereiro de 2019

## AGRADECIMENTOS

Esse trabalho só pôde ser realizado por conta de todo o apoio e dedicação da minha orientadora (e mãe científica) Profa. Dra. Ana Tereza, que vem acompanhando meu desenvolvimento desde a graduação. Além disso, não posso deixar de agradecer a minha co-orientadora, Profa. Dra. Lucíola Thaís Baldan e ao Prof. Dr. Luciano Lazzarini Wolff pela parceria nesse projeto enorme e incrível. Também ao Prof. Dr. Thadeu Sobral e ao Prof. Dr. Neucir Szinwelski pelas dicas e paciência comigo.

Agradeço à CAPES pela bolsa concedida.

Agradeço aos meus colegas de sala e de laboratório que me acompanharam nesses dois anos de trabalho, e aos amigos que fiz nesse período, que riram comigo quando estava tudo bem e que davam todo o apoio quando não estava tudo tão bem assim. Espero levar vocês comigo por muito tempo! Muito obrigada!!

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Mapa hidrográfico com indicação dos pontos de coleta: Rio Manoel Gomes (1-MG); Córrego Jumelo (2-JU); Rio da Paz (3-PA); Arroio Nene (4-NE); Córrego Bom Retiro (5-BR); Arroio Pedregulho (6-PE); Córrego Arquimedes (7-AR); Rio Tormenta (8-TO).....	16
Figura 2. Esquema da pontuação para cada família de macroinvertebrados, feita por meio da utilização de gráficos do tipo boxplot (Barbour et al., 1996). Os gráficos indicam a comparação entre riachos referência e impactados, respectivamente. ....	19
Figura 3. Esquema da metodologia, desde a aplicação dos modelos de distribuição, passando pelo estudo do grau de sensibilidade das famílias, até o reajuste do índice BMWP'. ....	20
Figura 4. Modelos de distribuição de diversidade de famílias da entomofauna de macroinvertebrados nos riachos da bacia do Baixo Iguaçu, no Oeste do Paraná, Brasil, referentes à primeira e segunda coletas. As curvas coloridas indicam diferentes modelos de distribuição de abundância (Verde – Log-normal; Vermelho – Zipf; Laranja – Mandelbrot; Rosa – Preemption; Azul – Null). Os rostos indicam as diferentes classificações dos riachos (Verde – REF; Laranja – INT; Vermelho – IMP).....	24

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Média $\pm$ desvio-padrão das variáveis abióticas para os riachos estudados, referentes à primeira e segunda coletas. p-valor da Análise de Variância (ANOVA) e do teste não-paramétrico de Kruskal-Wallis*.....	21
Tabela 2. Média $\pm$ desvio-padrão das variáveis fisiográficas relativas à corrente para os riachos estudados, referentes à primeira e segunda coletas. P-valor da Análise de Variância (ANOVA) e do teste não-paramétrico de Kruskal-Wallis*...	21
Tabela 3. Valores de ajuste de Modelos de Diversidade de acordo com o Critério de Informação de Akaike (AIC). Os melhores ajustes de modelos de diversidade estão indicados em negrito.....	22
Tabela 4. Pontuação de cada família da entomofauna nas duas coletas realizadas.....	24
Tabela 5. Resultado da classificação dos riachos, de acordo com as pontuações do local de referência. ....	26
Tabela 6. Escores e classificações propostas pela aplicação do Índice Biótico para cada grupo de riachos, referentes à primeira e segunda coletas. 1 <sup>o</sup> coleta - Referência: Arquimedes e Manoel Gomes; Intermediários: Bom Retiro, Jumelo, Nene e Pedregulho; Impactados: Bom Retiro, Nene, Paz e Tormenta. ....	26

## SUMÁRIO

Resumo geral .....	i
General abstract.....	ii
1. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA .....	3
1.1. BMWP - Sistema de Pontuação do Grupo de Monitoramento Biológico...	5
1.2. ASPT - Pontuação Média por Táxons .....	6
2. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....	9
3. CAPÍTULO I.....	12
Ajuste metodológico do índice biótico BMWP' para corpos d'água da região oeste do Paraná, Brasil.....	12
Introdução.....	14
Material e métodos .....	16
Resultados.....	20
Discussão .....	27
Conclusões .....	29



## Resumo geral

Os ecossistemas aquáticos têm sofrido com os impactos ambientais decorrentes de atividades antrópicas, e para a realização do biomonitoramento desses ecossistemas e principalmente tomada de decisões importantes para a preservação e manejo dos corpos d'água que são vitais, faz-se uso de algumas ferramentas, como é o exemplo dos índices bióticos. Esses índices geralmente fazem uso de indivíduos chamados bioindicadores, que são capazes de inferir sobre a qualidade de uma bacia hidrográfica. Neste trabalho foi enfatizado o uso do índice biótico BMWP' desenvolvido para uso em países da Península Ibérica, e adaptado pelo Instituto Ambiental do Paraná para utilização em corpos d'água do Estado do Paraná. Diante disso, tem-se a problemática de que a utilização desse índice esteja equivocada, já que não leva vários fatores em consideração como, por exemplo, a composição da fauna local e sazonalidade. Foi proposta uma metodologia de ajuste para a utilização desse índice para sua utilização na região Oeste do Paraná e em outras regiões do país também. Os resultados indicaram que o índice ajustado respondeu mais fielmente às condições ambientais do que o índice adaptado pelo IAP, mudando a classificação dos locais de coleta ao longo do tempo, indicando também que há influência da sazonalidade na qualidade desses locais. Por fim, sugere-se que esse ajuste seja feito todas as vezes e em todos os locais em que o BMWP' for aplicado, para melhor tomada de decisões para o manejo de recursos naturais.

**PALAVRAS-CHAVE:** Índices saprobióticos – Saprobiidade – Revisão metodológica – Qualidade ambiental

## METHODOLOGICAL ADJUSTMENT OF THE BMWP BIOTIC INDEX FOR WATER BODIES IN THE WESTERN REGION OF PARANÁ, BRAZIL

### General abstract

Aquatic ecosystems have been altered as a result of anthropogenic activities. Tools such as biotic indexes exist for the purpose of biomonitoring these ecosystems and especially for making important decisions regarding the preservation and management of vital water bodies. These indices generally use species called bioindicators, from which the quality of a watershed can be inferred. This work places emphasis on the use of the BMWP biotic index (Biological Monitoring Working Party score system) developed for use in countries of the Iberian Peninsula and adapted by the Environmental Institute of Paraná (IAP) for use in water bodies of the State of Paraná. This index was considered to be inappropriate for use in Paraná, as it does not consider several factors, for example, the composition of the local fauna and seasonality. An adjustment methodology was proposed to enable the use of this index in the western region of Paraná, with the proposal to be carried out in other regions of the country. The results indicated that the adjusted index responded more faithfully to environmental conditions than the IAP adapted index, altering the classification of the collected sites over time and indicating a strong influence of seasonality on site quality. Finally, it is suggested that this adjustment be made every time and everywhere the BMWP' is applied, to facilitate better decision making in the management of natural resources.

**KEYWORDS:** Saprobiotic indexes – Saprobity – Methodological review – Environmental quality

## 1. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

Nas últimas décadas os ecossistemas aquáticos têm sido fortemente alterados em função de impactos ambientais provenientes de atividades antrópicas. Por impacto ambiental, considera-se qualquer alteração das propriedades físicas, químicas e biológicas do meio ambiente, causada por qualquer forma de matéria ou energia resultante das atividades humanas que afetam direta ou indiretamente a saúde, a segurança e o bem-estar da população; as atividades sociais e econômicas; a biota; as condições estéticas e sanitárias do meio ambiente e a qualidade dos recursos ambientais (CONAMA, 1986). Sendo assim, os corpos d'água integram tudo o que acontece em suas áreas de entorno considerando o uso e ocupação do solo, e com isso, suas características ambientais, especialmente em relação às comunidades biológicas, fornecem informações sobre as ações do homem (Callisto *et al.*, 2001). Além disso, os usos múltiplos da água produzem impactos complexos e com efeitos diretos e indiretos na economia, na saúde humana, no abastecimento público, na qualidade de vida das populações humanas e na perda de biodiversidade de comunidades aquáticas (Tundisi, 2006), favorecendo alguns táxons dessas comunidades e desfavorecendo outros.

A partir dessa problemática, é importante que se promovam estratégias ou se construam ferramentas a fim de avaliar riscos ambientais. Tais medidas devem ocorrer por meio de práticas regulares, para avaliar as mudanças espaço-temporais das comunidades animais e vegetais (Pivetta *et al.*, 2001). Ao conjunto dessas medidas, chamamos biomonitoramento (Matthews *et al.*, 1982), que se tornou uma ferramenta muito útil por se tratar de um processo relativamente rápido e barato em sua execução. Um conceito importante que justifica a realização do biomonitoramento de ecossistemas aquáticos é o conceito de estado ecológico da qualidade da água, pois tornou-se uma diretriz orientadora da nova estrutura de compreensão ecológica da saúde ambiental (Baptista, 2008).

Para as investigações da qualidade ambiental são utilizados organismos denominados bioindicadores, cuja ocorrência e abundância podem auxiliar nas inferências sobre as condições ambientais, dando pistas para continuar investigações sobre os processos que causam os danos ambientais. Os macroinvertebrados são um grupo muito utilizado no biomonitoramento, pois são

capazes de inferir as condições de uma bacia hidrográfica (Relyea *et al.*, 2012). Contudo, a maior dificuldade para a aplicação e interpretação de um biomonitoramento com esses organismos se dá pelo desconhecimento da fauna nativa, e a ausência de conhecimento sobre o real papel dos espécimes nas comunidades biológicas (Queiroz *et al.*, 2008).

Ferramentas muito utilizadas nos processos de biomonitoramento são os índices bióticos para a avaliação da qualidade de água. Embora os métodos biológicos de avaliação da qualidade da água dos rios estivessem em uso na Europa continental desde o início do século XX (Kolkwitz & Marsson, 1909), foi apenas na segunda metade do século que estes métodos receberam séria consideração para uso na Grã-Bretanha (Hawkes, 1997). Um estudo da época propôs que fossem realizados mais estudos utilizando animais e plantas como evidência direta de poluição e não depender direta ou indiretamente de análises químicas (Butcher, 1928). O mesmo autor também apresentou resultados ilustrando as vantagens dos métodos de avaliação da condição dos rios, utilizando tanto algas quanto invertebrados (Butcher, 1946). Apenas no final da década de 1950 algumas autoridades desenvolveram alguns métodos de avaliação biológica baseados no sistema saprobiótico de Kolkwitz, de 1950, que funciona atendendo a concepção de sensibilidade e tolerância dos táxons aos diferentes impactos (Baptista, 2008). Além disso, com a crescente conscientização ambiental na década de 1960, a necessidade de vigilância biológica e conservação tornaram-se aparentes (Hawkes, 1997).

Com isso, dividem-se os índices bióticos em duas modalidades: os índices bióticos monométricos e multimétricos. Os índices bióticos monométricos consistem em atribuir uma pontuação subjetiva para cada espécie, baseada em sua tolerância ao impacto e o somatório desses valores determina a qualidade da água do local, enquanto que os índices denominados de multimétricos utilizam um conjunto de medidas bioindicadoras definindo um sistema de classificação da qualidade ecológica da água (Baptista, 2008). Os métodos restritos às ocorrências de famílias de macroinvertebrados são utilizados para detectar mudanças nas comunidades deste grupo, e os resultados assumem a forma de listas de táxons, com ou sem suas abundâncias, que são analisadas para produzirem uma pontuação, classe ou índice. Esse processo reduz a informação

ecológica, mas torna os resultados mais acessíveis para gestores, que precisam dos dados sintetizados e já categorizados para a tomada de decisões e para gerenciar os corpos hídricos (Armitage *et al.*, 1983). Deve-se levar em consideração, porém, o objetivo de sua aplicação (Queiroz *et al.*, 2008), pois cada metodologia é adequada para uma determinada área de estudo, e sua utilização generalizada, sem assumir pressupostos inerentes a cada índice, pode resultar em uma conclusão incorreta de seus resultados (Jiang & Shen, 2003).

Entre os inúmeros tipos de índices bióticos baseados na utilização de macroinvertebrados bentônicos, destacamos os índices BMWP e o ASPT. O índice BMWP fornece valores únicos ao nível familiar representando a tolerância dos organismos à poluição, sendo que quanto menor for o resultado do índice, maior sua tolerância em relação à poluição; e o índice ASPT, que representa a pontuação média de tolerância de todos os táxons da comunidade e é calculado pela divisão do escore obtido no BMWP em relação ao número de famílias obtidas na amostragem (Metcalf, 1989).

#### 1.1. BMWP - Sistema de Pontuação do Grupo de Monitoramento Biológico

O BMWP foi criado na Inglaterra, pelo Comitê Técnico sobre a Qualidade da Água do Departamento do Meio Ambiente, com o objetivo de recomendar um sistema de classificação biológica para uso em pesquisas nacionais sobre a poluição dos rios, proposto pela primeira vez em 1976 (Hawkes, 1997). Os principais pontos abordados para este índice, foram a) recomendação de uma classificação biológica da qualidade da água dos rios; b) consideração de formas e meios de implementação deste índice; e c) consideração de relações entre classificações químicas e biológicas, caso houvesse. Depois de considerar uma ampla gama de métodos existentes, foi recomendado o desenvolvimento de um sistema de pontuação baseado em macroinvertebrados bentônicos, assumindo-se os seguintes critérios (Hawkes, 1997):

- **Nível de identificação:** a identificação dos táxons deve ocorrer até nível de família (exceto Oligochaeta), para diminuir possíveis erros de identificação desses indivíduos;
- **Abundâncias:** as abundâncias derivadas dos métodos de coleta qualitativos não poderiam ser explicados cientificamente, e não fariam

muita diferença na pontuação final, logo, devem ser consideradas apenas ocorrências (presença/ausência);

- **Zonação:** para reduzir o problema dos diferentes tipos de rios, a pontuação total de um local deve ser expressa como uma porcentagem do resultado teórico, derivado da comunidade de macroinvertebrados previstos em um local livre de poluição;
- **Amostragem:** necessidade de padronizar o método de amostragem e;
- **Alocação dos pesos:** para minimizar os erros, durante a avaliação dos graus de tolerância, as famílias deveriam receber sempre os valores referentes a pontuações de seus representantes mais tolerantes.

O índice BMWP passou por várias adaptações importantes para que sua aplicação fosse facilitada em outros locais do mundo. Uma delas (BMWP') foi realizada na Espanha para a utilização na Península Ibérica (Alba-Tercedor & Sánchez-Ortega, 1988), onde foi feita a adição de novas famílias por equivalência ecológica e por semelhança quanto ao nível de tolerância à poluição. A fim de refletir condições das bacias hidrográficas da América do Norte, Mackie modificou esse índice em 2001, adicionando as pontuações individuais de todas as famílias e a ordem Oligochaeta representada na comunidade (Mackie, 2001). No Brasil, temos a adaptação do índice à Bacia do rio das Velhas - MG (Junqueira *et al.*, 2000), em que foi realizada a revisão e o ajuste das pontuações das famílias, de acordo com a distribuição e frequência de ocorrência nos diferentes graus de saprobidade da água (Junqueira & Campos, 1998). Também foi realizada uma adaptação do índice na Bacia do rio Meia Ponte - GO (Monteiro *et al.*, 2008), com nova pontuação para cada família, levando-se em consideração as valências saprobióticas da água (Kolkwitz & Marsson, 1909) e das zonas de eutrofização (Junqueira & Campos, 1998). Outra adaptação importante deste índice foi feita através do Instituto Ambiental do Paraná (IAP) em 2003, levando em consideração outras adaptações (Paraná; Alba-Tercedor & Sánchez-Ortega, 1988). Esta última, foi realizada fazendo a comparação de alguns grupos já citados (Alba-Tercedor, 1996) com a inclusão de outras famílias de maior frequência no Brasil.

## 1.2. ASPT - Pontuação Média por Táxons

A criação do índice ASPT baseou-se nos dados do Inquérito à Qualidade do Rio, de 1990, com abrangência em 10 regiões da *Autoridade Nacional dos Rios* da Inglaterra e do País de Gales. Um total de 85 famílias foram incluídas no estudo, as quais ocorreram em pelo menos uma das amostras. Neste estudo, os escores originais do índice BMWP, atribuídos às famílias, forneceram uma primeira estimativa de sua sensibilidade à poluição ao novo índice ASPT. O valor de ASPT de uma localidade fornece uma estatística sobre a classificação das sensibilidades reais das famílias e, portanto, testa a validade das pontuações no BMWP. O pressuposto para aplicação deste índice é de que se todas as pontuações existentes fossem um verdadeiro reflexo às sensibilidades das famílias, não deveria haver diferença significativa entre os rankings e os escores originais. Por outro lado, ocorrendo diferenças entre os rankings e os escores originais, tal fato resultaria em mudanças na direção e na magnitude de todas as novas pontuações (Walley & Hawkes, 1996).

Por fim, o índice ASPT representa a pontuação média de tolerância de todos os táxons na comunidade e é calculado dividindo-se o resultado total do escore obtido no cálculo do BMWP' pelo número de famílias amostradas (Mandaville, 2002). Embora o ASPT não faça parte, originalmente, do sistema de classificação BMWP, é utilizado visando corrigir o fato de que rios maiores possuem maior diversidade de famílias taxonômicas, fazendo com que o BMWP' não seja tão influenciado pelo tamanho do curso d'água (Baptista, 2008). Um alto valor de ASPT geralmente caracteriza locais limpos com táxons classificados como sensíveis. Já os locais com baixo valor de ASPT, não suportam muitos táxons sensíveis, havendo maior frequência de espécies tolerantes (Armitage *et al.*, 1983).

Os índices BMWP' e ASPT são muito utilizados mundialmente, porém nem sempre respeitam os critérios definidos em sua criação (Hawkes, 1997). Isso ocorre porque as inúmeras versões de tais índices não são aplicadas em seus locais de origem (Cortezzi *et al.*, 2009) ou porque os escores receberam pontuações de acordo com seus representantes mais tolerantes (Hawkes, 1997). Há estudos em que algumas famílias que são classificadas como sensíveis já foram encontradas em locais poluídos, e de acordo com (Cortezzi *et al.*, 2009) a fauna não é somente influenciada por fatores físicos e químicos da água, mas

também por fatores de impacto antrópico naquele ambiente, o que em muitas situações não justificaria a pontuação recebida pelo grupo. Além disso, um estudo recente também mostra que o uso da entomofauna aquática é suficiente para fornecer dados importantes sobre a qualidade ambiental, poupando assim, esforços e recursos na identificação desses organismos (Celante, 2016).



## 2. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Alba-Tercedor, J. (1996). Macroinvertebrados Acuáticos Y Calidad De Las Aguas De Los Rios. *Isbn II*, 203–213.
- Alba-Tercedor, J. & Sánchez-Ortega, A. (1988). Un método rápido y simple para evaluar la calidad biológica de las aguas corrientes basado en el de Hellawell (1978). *Limnetica* **4**, 51–56.
- Armitage, P.D., Moss, D., Wright, J.F. & Furse, M.T. (1983). The performance of a new biological water quality score system based on macroinvertebrates over a wide range of unpolluted running-water sites. *Water Research* **17**, 333–347.
- Baptista, D.F. (2008). Uso de Macroinvertebrados em Procedimentos de Biomonitoramento em Ecossistemas Aquáticos. *Oecologia Brasiliensis* **12**, 425–441.
- Butcher, R.W. (1928). Biological changes brought about by sewage effluents in small streams. *Proc. Assoc. Managers Sewage Disposal Works (Kew)* **1928**, 168–185.
- Butcher, R.W. (1946). The biological detection of pollution. *J. Inst. Sew. Purif.* **2**, 92–97.
- Callisto, M., Moretti, M. & Goulart, M. (2001). Macroinvertebrados bentônicos como ferramenta para avaliar a saúde de riachos. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos* **6**, 71–82.
- Celante, J. (2016). *Distribuição espacial da comunidade total de macroinvertebrados e da entomofauna com diferentes porcentagens de cobertura vegetal em oito riachos da bacia do Baixo Iguaçu*. Trabalho de Conclusão de Curso.
- CONAMA. (1986). RESOLUÇÃO CONAMA Nº 20, de 18 de junho de 1986. *Diário Oficial da União* 1–13.
- Cortezzi, S.S., Da, P., Bispo, C., Paciencia, G.D.P., Leite, R.C., Bispo, P.D.C., Paciencia, G.D.P. & Leite, R.C. (2009). Influência da ação antrópica sobre a fauna de macroinvertebrados aquáticos em riachos de uma região de cerrado do sudoeste do Estado de São Paulo. *Iheringia. Série Zoologia* **99**, 36–43.
- Hawkes, H. (1997). Origin and development of the biological monitoring working party score system. *Water Research* **32**, 964–968.
- Jiang, J. & Shen, Y. (2003). Application and validation of a new biotic index using

data from several water systems. 871–875.

Junqueira, M. V., Amarante, M.C., Dias, C.F.S. & França, E.S. (2000). Biomonitoramento da qualidade das águas da Bacia do Alto Rio das Velhas 9MG/Brasil) através de macroinvertebrados. *Acta Limnologica Brasiliensia* **12**, 73–87.

Junqueira, V.M. & Campos, S.C.M. (1998). Adaptation of the “BMWP” method for water quality evaluation to Rio das Velhas watershed (Minas Gerais, Brazil). *Acta Limnologica Brasiliensia* **10**, 125–135.

Kolkwitz, R. & Marsson, M. (1909). Okologie der tierischen Saprobien. Beitrage zur Lehre von der biologischen Gewasserbeurteilung. *Internationale der Gesamten Hydrobiologie und Hydrographie* **2**, 126–152.

Mackie, G.L. (2001). Applied aquatic ecosystem concepts. (pp. 501–502).

Mandaville, S.M. (2002). *Benthic Macroinvertebrates in Freshwaters-Taxa Tolerance Values, Metrics, and Protocols (Professional Lake Manage.) (Project H-1) Soil & Water Conservation Society of Metro Halifax Email: limnes@chebucto.ns.ca Master Homepage: <http://chebucto.ca/Science/S>*.

Matthews, R.A., Buikema, A.L., Cairns, J. & Rodgers, J.H. (1982). Biological monitoring part IIA- Receiving system functional methods, relationships and indices. *Water Research* **16**, 129–139.

Metcalf, J.L. (1989). Biological Water-Quality Assessment of Running Waters Based on Macroinvertebrate Communities - History and Present Status in Europe. *Environmental Pollution* **60**, 101–139.

Monteiro, T.R., Oliveira, L.G. & Godoy, B.S. (2008). BIOMONITORAMENTO DA QUALIDADE DE ÁGUA UTILIZANDO MACROINVERTEBRADOS BENTÔNICOS: ADAPTAÇÃO DO ÍNDICE BIÓTICO BMWP ' À BACIA DO RIO MEIA PONTE-GO. **12**, 553–563.

Paraná, S. do M.A. e R.H. do. Avaliação da Qualidade da Água Através dos Macroinvertebrados Bentônicos - Índice BMWP. <http://www.meioambiente.pr.gov.br/modules/conteudo/conteudo.php?conteudo=91> . Acesso em 10 de Junho de 2019.

Pivetta, F., Machado, J.M.H., Araújo, U.C., Moreira, M. de F.R. & Apostoli, P. (2001). Monitoramento biológico: conceitos e aplicações em saúde pública. *Cad Saude Publica* **17**, 545–554.

Queiroz, J.F., Silva, M.S.G.M. e. & Strixino, S.T. (2008a). *Organismos Bentônicos biomonitoramento de qualidade de água Organismos Bentônicos : Biomonitoramento de Qualidade de Águas*. Jaguariúna, SP.

Queiroz, J.F., Silva, M.S.G.M. e. & Strixino, S.T. (2008b). *Organismos Bentônicos biomonitoramento de qualidade de água*. Jaguariúna, SP.

Relyea, C.D., Minshall, G.W. & Danehy, R.J. (2012). Development and validation of an aquatic fine sediment biotic index. *Environmental Management* **49**, 242–252.

Tundisi, J.G. (2006). Novas perspectivas para a gestão de recursos hídricos. *Revista USP São Paulo* 24–35.

Walley, W.J. & Hawkes, H.A. (1996). A computer-based development of the biological monitoring working party score system incorporating abundance rating, site type and indicator value. *Water Research* **31**, 201–210.

### 3. CAPÍTULO I

Ajuste metodológico do índice biótico BMWP' para corpos d'água da região oeste do Paraná, Brasil

Melissa Paoletti<sup>1\*</sup>

Luciano Lazarini Wolf<sup>1</sup>

Lucíola Thais Baldan<sup>2</sup>

Ana Tereza Bittencourt Guimarães<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Programa de Conservação e Manejo de Recursos Naturais. Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Rua Universitária 2069, CEP 85819-110, Cascavel, Paraná, Brasil.

<sup>2</sup>Departamento de Biodiversidade da Universidade Federal do Paraná – Setor Palotina, Rua Pioneiro 2153, CEP 85950-000, Palotina, Paraná, Brasil.

\*Autor correspondente: [melissaps.bio@gmail.com](mailto:melissaps.bio@gmail.com) +5545999462420



## Introdução

1  
2 Nas últimas décadas os ecossistemas aquáticos têm sido fortemente alterados em função de impactos  
3 ambientais provenientes de atividades antrópicas. Por impacto ambiental, considera-se qualquer alteração das  
4 propriedades físicas, químicas e biológicas do meio ambiente, causada por qualquer forma de matéria ou  
5 energia resultante das atividades humanas que afetam direta ou indiretamente a saúde, a segurança e o bem-  
6 estar da população; as atividades sociais e econômicas; a biota; as condições estéticas e sanitárias do meio  
7 ambiente e a qualidade dos recursos ambientais (CONAMA, 1986). Sendo assim, os corpos d'água integram  
8 tudo o que acontece em suas áreas de entorno considerando o uso e ocupação do solo, e com isso, suas  
9 características ambientais, especialmente em relação às comunidades biológicas, fornecem informações sobre  
10 as ações do ser humano (Callisto *et al.*, 2001). Além disso, os usos múltiplos da água produzem impactos  
11 complexos e com efeitos diretos e indiretos na economia, na saúde e qualidade de vida das populações  
12 humanas, no abastecimento público e na perda de biodiversidade de comunidades aquáticas (Tundisi, 2006),  
13 favorecendo alguns táxons dessas comunidades e desfavorecendo outros.

14 A partir dessa problemática, é importante que se promovam estratégias ou ainda, que se atenha à  
15 construção de ferramentas com o objetivo de avaliar riscos ambientais. Estas medidas devem ocorrer por  
16 meio de práticas regulares, para avaliar as mudanças espaço-temporais das comunidades animais e vegetais  
17 (Pivetta *et al.*, 2001). A aplicação destas medidas, chamamos biomonitoramento (Matthews *et al.*, 1982), que  
18 se tornou uma ferramenta muito útil por se tratar de um processo relativamente rápido e barato em sua  
19 execução.

20 Em investigações da qualidade ambiental são utilizados organismos bioindicadores cuja ocorrência e  
21 abundância podem auxiliar nas inferências sobre as condições ambientais, dando pistas para a continuidade  
22 nas investigações sobre os processos que causam os danos ambientais. Os macroinvertebrados bentônicos são  
23 um grupo muito utilizado no biomonitoramento, pois são capazes de inferir as condições de bacias  
24 hidrográficas (Relyea *et al.*, 2012). Contudo, a maior dificuldade na aplicação e interpretação dos resultados  
25 de um biomonitoramento com esses organismos se dá pelo desconhecimento da fauna nativa, e a ausência de  
26 conhecimento sobre o real papel dos espécimes nas comunidades biológicas (Queiroz *et al.*, 2008).

27 Os índices bióticos são ferramentas muito utilizadas nos processos de biomonitoramento desde o início  
28 do século XX na Europa continental (Kolkwitz & Marsson, 1909). Atualmente os índices bióticos podem ser  
29 divididos em índices bióticos monométricos e índices bióticos multimétricos. Os índices monométricos  
30 consistem em atribuir uma pontuação subjetiva para cada espécie, baseada em sua tolerância ao impacto, e o  
31 somatório desses valores sugere a qualidade da água do local. Já os índices multimétricos utilizam um  
32 conjunto de medidas bioindicadoras definindo um sistema de classificação da qualidade ecológica da água  
33 (Baptista, 2008). Os métodos restritos às ocorrências de famílias de macroinvertebrados são utilizados para  
34 detectar mudanças nas comunidades deste grupo, e os resultados assumem a forma de listas de táxons, com  
35 ou sem suas abundâncias, que são analisadas para produzirem uma pontuação, classe ou índice. Esse  
36 processo reduz a informação ecológica, mas torna os resultados mais acessíveis para gestores, que precisam  
37 dos dados sintetizados e já categorizados para a tomada decisões e para gerenciar os corpos hídricos  
38 (Armitage *et al.*, 1983).

39 Deve-se levar em consideração, porém, o objetivo da aplicação desses índices (Queiroz *et al.*, 2008),  
40 pois sua utilização generalizada, sem assumir pressupostos inerentes a cada índice, pode resultar em uma  
41 conclusão incorreta de seus resultados (Jiang & Shen, 2003).

42 Entre os inúmeros tipos de índices bióticos baseados na utilização de macroinvertebrados bentônicos,  
43 destacamos aqui o índice BMWP (*Biological Monitoring Working Party System*), que fornece valores únicos  
44 ao nível familiar representando a tolerância dos organismos à poluição, sendo que quanto menor for o valor  
45 atribuído à família, maior sua tolerância em relação a poluição, e quanto menor for o resultado do índice, pior  
46 será a classificação do local enquanto sua condição ambiental.

47 O índice BMWP foi desenvolvido como um sistema de pontuação baseado em macroinvertebrados  
48 bentônicos, assumindo-se os seguintes critérios (Hawkes, 1997) a) *Nível de identificação*: a identificação dos  
49 táxons deve ocorrer até nível de família (exceto Oligochaeta), para diminuir possíveis erros de identificação  
50 desses indivíduos; b) *Abundâncias*: as abundâncias derivadas dos métodos de coleta qualitativos não  
51 poderiam ser explicados cientificamente, e não fariam muita diferença na pontuação final, logo, devem ser  
52 consideradas apenas ocorrências (presença/ausência); c) *Zonação*: para reduzir o problema dos diferentes  
53 tipos de rios, a pontuação total de um local deve ser expressa como uma porcentagem do resultado teórico,  
54 derivado da comunidade de macroinvertebrados previstos em um local livre de poluição; d) *Amostragem*:  
55 necessidade de padronizar o método de amostragem e; e) *Alocação dos pesos*: para minimizar os erros,  
56 durante a avaliação dos graus de tolerância, as famílias deveriam receber sempre os valores referentes a  
57 pontuações de seus representantes mais tolerantes.

58 Entre as inúmeras e importantes adaptações para que sua aplicação fosse facilitada em outros locais do  
59 mundo, destaca-se o chamado BMWP', realizada na Espanha para a utilização na Península Ibérica (Alba-  
60 Tercedor & Sánchez-Ortega, 1988), onde foi feita a adição de novas famílias por equivalência ecológica e  
61 por semelhança quanto ao nível de tolerância à poluição. A fim de refletir condições das bacias hidrográficas  
62 da América do Norte, Mackie modificou esse índice em 2001, adicionando as pontuações individuais de  
63 todas as famílias e a ordem Oligochaeta representada na comunidade (Mackie, 2001). No Brasil, temos a  
64 adaptação do índice à Bacia do rio das Velhas - MG (Junqueira *et al.*, 2000), em que foi realizada a revisão e  
65 o ajuste das pontuações das famílias, de acordo com a distribuição e frequência de ocorrência nos diferentes  
66 graus de saporidade da água (Junqueira & Campos, 1998). Também foi realizada uma adaptação do índice  
67 na Bacia do rio Meia Ponte - GO (Monteiro *et al.*, 2009), com nova pontuação para cada família, levando-se  
68 em consideração as valências saprobióticas da água (Kolkwitz & Marsson, 1909) e das zonas de eutrofização  
69 (Junqueira & Campos, 1998). Outra adaptação importante deste índice foi feita através do Instituto  
70 Ambiental do Paraná (IAP) em 2003, levando em consideração outras adaptações (Paraná, 2019; Alba-  
71 Tercedor & Sánchez-Ortega, 1988). Esta última, foi realizada fazendo a comparação de alguns grupos já  
72 citados (Alba-Tercedor, 1996) com a inclusão de outras famílias de maior frequência no Brasil.

73 O uso do índice BMWP' nem sempre respeita os critérios definidos em sua criação (Hawkes, 1997). Isso  
74 ocorre porque suas inúmeras versões não são aplicadas em seus locais de origem (Cortezzi *et al.*, 2009) ou  
75 ainda porque os escores receberam pontuações de acordo com seus representantes mais tolerantes (Hawkes,  
76 1997). Há estudos em que algumas famílias que são classificadas como sensíveis já foram encontradas em  
77 locais poluídos, e de acordo com (Cortezzi *et al.*, 2009) a fauna não é somente influenciada por fatores físicos  
78 e químicos da água, mas também por fatores de impacto antrópico naquele ambiente, o que em muitas

79 situações não justificaria a pontuação recebida pelo grupo. Além disso, um estudo recente também mostra  
 80 que o uso da entomofauna aquática é suficiente para fornecer dados importantes sobre a qualidade ambiental,  
 81 poupando assim, esforços e recursos na identificação desses organismos (Celante, 2016).

82 Desta forma, os objetivos deste trabalho estão diretamente relacionados a questão de que a determinação  
 83 das pontuações das famílias de macroinvertebrados devem ser ajustadas, além disso, será estabelecida uma  
 84 metodologia para relacionar as pontuações aos respectivos locais de estudo, sempre comparando-as com  
 85 locais considerados como referência, ou com menor dano ambiental. Neste estudo questionamos se os  
 86 escores das famílias de macroinvertebrados devem ou não ser alocados de acordo com os locais de coleta,  
 87 cujo índice será aplicado, e se é necessária a prévia avaliação da composição e estrutura da comunidade, e  
 88 por fim, propondo um ajuste metodológico do índice BMWP', como forma de padronização da aplicação  
 89 deste índice.

90

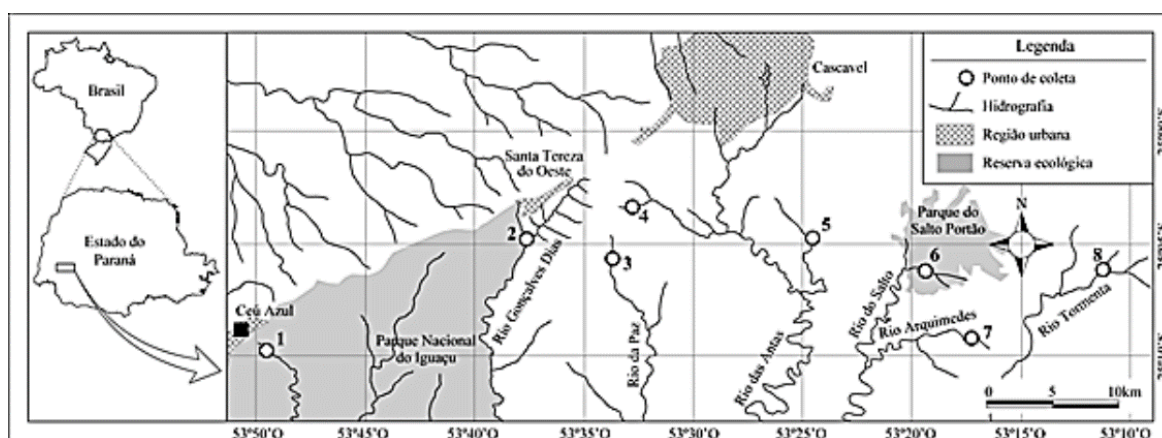
## Material e métodos

91

### Área de estudo

92 O estudo foi realizado na região oeste do Estado do Paraná nos municípios de Céu Azul, Santa Tereza do  
 93 Oeste e Cascavel, em oito riachos pertencentes à bacia hidrográfica do Baixo Iguaçu, classificados como  
 94 riachos de 2ª e 3ª ordens (Allan, 2004), que são, a grosso modo, considerados como cabeceiras, onde há forte  
 95 influência da vegetação ripária reduzindo a produção autotrófica por sombreamento e contribuindo com  
 96 grandes quantidades de detritos alóctones (Vannote *et al.*, 1980). A região apresenta cobertura vegetal nativa  
 97 composta por Floresta Estacional Semidecidual (Floresta Pluvial) e Floresta Ombrófila Mista (Floresta de  
 98 Araucária), com clima predominante subtropical úmido, sem uma estação marcada (IBGE, 2012).

99 Os riachos amostrados foram Rio Manoel Gomes (25° 09.723' S, 53° 49.768' W), Córrego Jumelo (25°  
 100 04' 46.62" S, 53° 37' 26.42" W), Rio da Paz (25° 05.635' S, 53° 33.414' W), Arroio Nene (25° 03.426' S, 53°  
 101 32.482' W), Córrego Bom Retiro (25° 04.790' S, 53° 24.048' W), Arroio Pedregulho (25° 6' 6.10" S, 53° 18'  
 102 41.26" W), Córrego Arquimedes (25° 09.177' S, 53° 16.657' W) e Rio Tormenta (25° 06.147' S, 53° 10.216'  
 103 W) (Fig. 1).



104

105 Figura 1. Mapa hidrográfico com indicação dos pontos de coleta: Rio Manoel Gomes (1-MG); Córrego  
 106 Jumelo (2-JU); Rio da Paz (3-PA); Arroio Nene (4-NE); Córrego Bom Retiro (5-BR); Arroio Pedregulho (6-  
 107 PE); Córrego Arquimedes (7-AR); Rio Tormenta (8-TO).



108

## Coleta dos Dados Abióticos e Fisiográficos

109 Em cada ponto de coleta foram avaliadas as métricas relativas aos fatores físicos e químicos da água,  
110 sendo respectivamente: sólidos totais ( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ); e oxigênio dissolvido ( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ), condutividade elétrica  
111 ( $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ ) e pH. Para a obtenção destas variáveis foi utilizada a sonda multiparâmetros HORIBA® U-50.

112 Também foram registrados os dados fisiográficos relativos ao fluxo da água ( $\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$ ) com auxílio de  
113 flutuador, largura (m) e profundidade dos riachos (m) com auxílio de fita métrica e precipitação (mm)  
114 cumulativo de três dias antes das coletas, por dados fornecidos pelo Instituto das Águas do Paraná (ÁGUAS  
115 PARANÁ) (Paraná, 2019).

116

## Coleta, triagem e identificação dos macroinvertebrados

117 Foram realizadas duas coletas, sendo a primeira durante os meses de abril e maio de 2015 e a segunda  
118 durante os meses de agosto e setembro de 2015, sempre em dias sem chuva e com no mínimo três dias de  
119 intervalo do período de precipitação anterior para evitar a ressuspensão do substrato.

120 Foram coletados três tipos de substrato, selecionados de acordo com a sua granulometria (Teixeira *et al.*,  
121 2000): fino (areia e cascalho), grosso (seixo e matacão) e folhiço (material vegetal alóctone, em  
122 decomposição, também denominado de matéria orgânica grossa particulada) (Hamada *et al.*, 2014). A  
123 amostragem nestes substratos ocorreu visando coletar os diferentes grupos funcionais, classificados como  
124 filtradores ou coletores, que se alimentam de matéria orgânica particulada fina suspensas ou a partir de  
125 interstícios nos sedimentos de fundo; fragmentadores, que possuem aparelho bucal que permite consumir a  
126 serapilheira, e fazem a transformação de matéria orgânica particulada grossa em matéria orgânica particulada  
127 fina; raspadores, que coletam algas da superfície do substrato e, predadores, que capturam e consomem  
128 presas vivas (Vannote *et al.*, 1980).

129 A amostragem foi realizada com a utilização de um amostrador tipo Surber com malha de 500  $\mu\text{m}$  e área  
130 de 30x30 cm, com esforço amostral de dois minutos. Ainda em campo, o material coletado foi fixado em  
131 formol 4% e acondicionado em sacos plásticos devidamente identificados com etiquetas contendo o nome do  
132 rio, a data e o tipo de substrato.

133 Já em laboratório, o excesso de formol foi retirado do material, devidamente armazenado e descartado  
134 nos resíduos químicos. Em seguida, esse material foi lavado em água corrente com auxílio de uma peneira de  
135 análise granulométrica com malha de 125  $\mu\text{m}$ .

136 A triagem e a identificação dos macroinvertebrados foi realizada com o auxílio de microscópio  
137 estereoscópico e os indivíduos foram identificados ao nível taxonômico de família com o auxílio de chaves  
138 de identificação específicas (Da-Silva *et al.*, 2003; Costa *et al.*, 2004; Mugnai *et al.*, 2009; Segura *et al.*,  
139 2011; Hamada *et al.*, 2014). Em seguida, os indivíduos foram armazenados em recipientes de vidro e fixados  
140 em álcool 70%. Os recipientes foram devidamente identificados com etiquetas contendo nome do rio, data,  
141 tipo de substrato e identificação taxonômica e, depositados na Coleção de Macroinvertebrados do  
142 Laboratório de Qualidade de Água e Limnologia da Universidade Federal do Paraná - Setor Palotina.

143 Este estudo foi realizado apenas com a entomofauna aquática, pois apenas com esses dados já é possível

144 obter respostas relevantes a respeito da qualidade ambiental, poupando assim, esforços e recursos na  
145 identificação dos demais organismos, já que os insetos aquático refletem melhor as mudanças nas  
146 características ambientais tanto positivas, quanto negativas (Celante, 2016).

147

Análise estatística

#### *Modelos de distribuição de abundância*

148 Para avaliar o padrão de distribuição de abundância das espécies em cada um dos riachos, foram  
149 aplicados os modelos Log-normal, Zipf, Zipf-Mandelbrot, Pre-emption e Null, considerando cada um dos  
150 riachos separadamente. Os modelos teóricos consideram o ranking de cada táxon encontrado (variável  
151 explicativa - x) em relação a suas abundâncias (variável resposta - y), com base nos valores plotados. Sendo  
152 assim ajustados pelos valores dos resíduos, considerando como melhor modelo aquele que apresentou o  
153 menor valor de acordo com o Critério de Akaike (AIC).

154 O modelo de distribuição Log-Normal é um Modelo Linear Generalizado (GLM) com função  
155 logarítmica (Oksanen *et al.*, 2018) que se caracteriza pela existência do número reduzido de espécies com  
156 grande abundância de indivíduos, sendo que a maior parte da comunidade contém espécies raras (Preston,  
157 1948). O Modelo Zipf também é um GLM e mostra a proporção adequada das espécies mais abundantes,  
158 enquanto que o modelo Zipf-Mandelbrot adiciona um parâmetro não linear ao Modelo Zipf (Oksanen *et al.*,  
159 2018) e tem sido interpretado como refletindo o processo sucessional, no qual colonizadores tardios têm mais  
160 requerimentos específicos e por isso são mais raros do que as primeiras espécies a chegar. O modelo Pre-  
161 emption é ajustado como um modelo puramente não-linear (Oksanen *et al.*, 2018), e prevê uma situação em  
162 que o espaço do nicho realizado (Hutchinson, 1957) da espécie menos abundante de uma comunidade é  
163 invariavelmente invadido por uma espécie colonizadora, gerando uma comunidade muito pouco uniforme, na  
164 qual o *status* da espécie mais abundante é preservado, enquanto as espécies menos abundantes perdem  
165 recursos e se tornam progressivamente mais raras ao longo do tempo (Magurran, 2013). Por fim, o modelo  
166 Null é um modelo gerador de padrões sem a presença de parâmetros, sendo baseado na randomização de  
167 dados ecológicos, ou na amostragem aleatória de uma distribuição conhecida, ou imaginada (Oksanen *et al.*,  
168 2018).

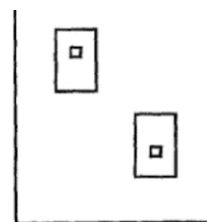
169 O uso destes modelos teve como objetivo avaliar o padrão de qualidade de distribuição das espécies nos  
170 oito riachos em estudo, e assim classificá-los como locais referência (REF), de qualidade intermediária (INT)  
171 e impactados (IMP). Essa análise foi realizada com o auxílio do pacote *Vegan* (Oksanen *et al.*, 2018), cujas  
172 funções presentes permitiram a realização de ordenamentos e ajustamento dos modelos de abundância das  
173 espécies. Para a determinação das categorias de qualidade dos riachos (REF, INT e IMP), foram considerados  
174 REF aos riachos que apresentaram maior número de espécies, com riqueza acima do terceiro quartil do  
175 modelo de distribuição atribuído; INT foram aqueles que apresentaram número de espécies entre a mediana e  
176 o terceiro quartil; IMP aqueles que apresentaram número de espécies abaixo da mediana.

177

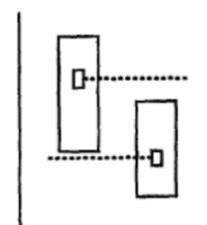
#### *Ponderação das famílias de macroinvertebrados a partir do grau de sensibilidade e ajuste do índice biótico*

178 Em seguida foi realizado um estudo sobre o grau de sensibilidade biológica das espécies coletadas, que  
 179 foi testada de acordo com a metodologia proposta por Barbour *et al.* (1996), modificando a classificação  
 180 original de 0 a 3 para 1 a 4. Isso porque a maioria dos táxons resultava em um escore zero, não mostrando um  
 181 resultado coerente de avaliação. Esse teste foi feito a partir da categorização dos riachos (REF, INT e IMP), e  
 182 para tanto utilizou-se gráficos do tipo boxplot para cada uma das famílias coletadas. A sensibilidade de cada  
 183 família foi estabelecida de acordo com o grau de sobreposição dos intervalos interquartílicos das  
 184 abundâncias, sendo avaliadas na comparação de trechos referência, com trechos impactados (Fig. 2).

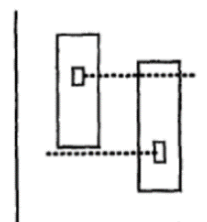
**Escore 4: Atribuído quando não houver sobreposição dos intervalos interquartílicos das métricas. Indica maior sensibilidade por representar as maiores diferenças na composição de macroinvertebrados entre trechos de referência e trechos alterados.**



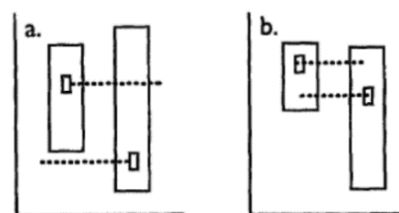
**Escore 3: Atribuído quando houver alguma sobreposição dos intervalos interquartílicos, mas sem sobreposição de ambas as medianas. Representa sensibilidade intermediária alta.**



**Escore 2: Atribuído quando houver sobreposição moderada dos intervalos interquartílicos, mas se pelo menos uma mediana estiver fora as sobreposição dos intervalos interquartílicos. Representa sensibilidade intermediária baixa.**



**Escore 1: Atribuído quando houver ampla sobreposição dos intervalos interquartílicos, ou se ambas as medianas estiverem dentro da sobreposição. Representa menor sensibilidade.**



185

186 Figura 2. Esquema da pontuação para cada família de macroinvertebrados, feita por meio da utilização de  
 187 gráficos do tipo boxplot (Barbour et al., 1996). Os gráficos indicam a comparação entre riachos referência e  
 188 impactados, respectivamente.  
 189

190 Neste estudo foram excluídos os indivíduos pertencentes à ordem Hemiptera (subordem Heteroptera),  
 191 pois representantes de suas famílias consomem apenas oxigênio atmosférico (Dave & Goulart, 2003), não  
 192 sendo, portanto, bons indicadores da qualidade da água, bem como os indivíduos adultos pertencentes à  
 193 ordem Coleoptera.

194 Para a readequação do índice BMWP' foi realizado um cálculo de proporção dos valores obtidos nos  
 195 riachos classificados como REF em relação ao índice utilizado para sua adaptação. O cálculo do índice  
 196 BMWP' é realizado a partir da soma da pontuação dos escores para cada família amostrada. Por fim, foram  
 197 aplicadas as fórmulas do índice a partir das novas pontuações das famílias, para cada um dos riachos, nos

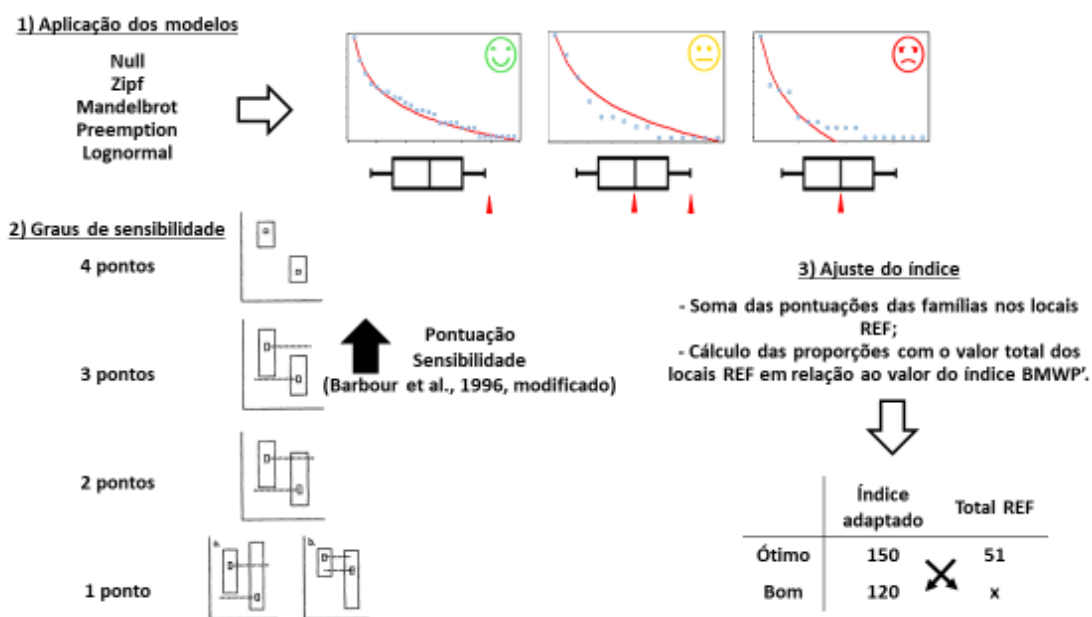
198 dois momentos de avaliação, com o intuito de comparação com os respectivos valores originais.  
199

### Avaliação das variáveis abióticas e fisiográficas

200 Após a categorização dos riachos e aplicação do índice ajustado, foram testados os pressupostos  
201 estatísticos de Normalidade dos Resíduos (Teste de Shapiro-Wilk) e de Homocedasticidade das Variâncias  
202 (Teste de Bartlett) para as variáveis abióticas e fisiográficas dos locais de coleta. Quando os pressupostos  
203 foram aceitos, foi aplicada a Análise de Variância (ANOVA) fator único, seguida pelo teste de comparação  
204 de médias Tukey N-HSD, com o auxílio do pacote *ExpDes.pt* (Ferreira *et al.*, 2018). Quando os pressupostos  
205 não foram aceitos, foi aplicado o teste não-paramétrico de Kruskal-Wallis, seguido do teste de  
206 acompanhamento Dunn, por meio do pacote *dunn.test* (Dinno, 2017).

207 Todas as análises estatísticas foram realizadas com o auxílio do software estatístico R, assumindo um  
208 nível de significância de 5% (R Core Team, 2018).

209 A seguir, é apresentado um esquema resumido de como o ajuste do índice BMWP' foi feito, desde a  
210 aplicação dos modelos até o ajuste das suas pontuações (Fig. 3).  
211



212  
213 Figura 3. Esquema da metodologia, desde a aplicação dos modelos de distribuição, passando pelo estudo do  
214 grau de sensibilidade das famílias, até o reajuste do índice BMWP'.  
215

## Resultados

216 Variáveis abióticas e fisiográficas

217 No momento da coleta os riachos Manoel Gomes, Jumelo, Pedregulho e Arquimedes apresentavam mais  
218 de 50% de vegetação no entorno da microbacia, enquanto os riachos Paz, Nene, Bom Retiro e Tormenta  
219 apresentavam mais de 50% de área agrícola em seu entorno, sendo, portanto, um indicativo do grau de  
220 conservação dos respectivos leitos (Nimet *et al.*, 2017).

221 Em relação às variáveis abióticas, as variáveis que apresentaram diferenças estatísticas significativas  
 222 entre os riachos foram: sólidos totais na primeira coleta ( $\chi^2=22,84$ ; GL=7;  $p=0,002$ ) e na segunda coleta  
 223 ( $\chi^2=19,91$ ; GL=7;  $p=0,006$ ); oxigênio dissolvido na primeira coleta ( $p=0,026$ ); condutividade elétrica na  
 224 primeira coleta ( $\chi^2=22,5$ ; GL=7;  $p=0,002$ ) e na segunda coleta ( $\chi^2=19,43$ ; GL=7;  $p=0,007$ ) e pH na primeira  
 225 coleta ( $\chi^2=21,21$ ; GL=7;  $p=0,003$ ). As diferenças entre as médias são mostradas na tabela adiante (Tab. 1).

226

227 Tabela 1. Média  $\pm$  desvio-padrão das variáveis abióticas para os riachos estudados, referentes à primeira e  
 228 segunda coletas. p-valor da Análise de Variância (ANOVA) e do teste não-paramétrico de Kruskal-Wallis\*.

Coleta	Riachos	Sólidos totais	Oxigênio dissolvido	Condutividade elétrica	Ph
1ª coleta	Manoel Gomes	0,03 $\pm$ 0,00 <sup>bc</sup>	9,45 $\pm$ 0,40 <sup>b</sup>	0,04 $\pm$ 0,00 <sup>b</sup>	7,05 $\pm$ 0,17 <sup>ab</sup>
	Jumelo	0,02 $\pm$ 0,00 <sup>abc</sup>	9,61 $\pm$ 0,54 <sup>ab</sup>	0,03 $\pm$ 0,00 <sup>ab</sup>	6,66 $\pm$ 0,07 <sup>ab</sup>
	Paz	0,03 $\pm$ 0,00 <sup>abc</sup>	10,40 $\pm$ 0,56 <sup>ab</sup>	0,04 $\pm$ 0,00 <sup>ab</sup>	7,37 $\pm$ 0,49 <sup>b</sup>
	Nene	0,01 $\pm$ 0,00 <sup>a</sup>	9,23 $\pm$ 0,33 <sup>b</sup>	0,02 $\pm$ 0,00 <sup>a</sup>	7,04 $\pm$ 0,24 <sup>ab</sup>
	Bom Retiro	0,05 $\pm$ 0,01 <sup>c</sup>	10,04 $\pm$ 1,15 <sup>ab</sup>	0,08 $\pm$ 0,00 <sup>b</sup>	6,33 $\pm$ 0,06 <sup>a</sup>
	Pedregulho	0,02 $\pm$ 0,00 <sup>abc</sup>	12,09 $\pm$ 1,28 <sup>a</sup>	0,03 $\pm$ 0,00 <sup>ab</sup>	6,38 $\pm$ 0,05 <sup>ab</sup>
	Arquimedes	0,02 $\pm$ 0,00 <sup>abc</sup>	10,24 $\pm$ 1,59 <sup>ab</sup>	0,03 $\pm$ 0,00 <sup>ab</sup>	6,52 $\pm$ 0,05 <sup>ab</sup>
	Tormenta	0,02 $\pm$ 0,00 <sup>ab</sup>	9,34 $\pm$ 0,41 <sup>b</sup>	0,02 $\pm$ 0,01 <sup>ab</sup>	6,86 $\pm$ 0,12 <sup>ab</sup>
	p-valor	0,002*	0,026	0,002*	0,003*
2ª coleta	Manoel Gomes	0,03 $\pm$ 0,00 <sup>a</sup>	9,09 $\pm$ 0,50	0,05 $\pm$ 0,00 <sup>a</sup>	6,92 $\pm$ 0,12
	Jumelo	0,02 $\pm$ 0,01 <sup>a</sup>	9,18 $\pm$ 0,30	0,02 $\pm$ 0,00 <sup>a</sup>	6,48 $\pm$ 0,08
	Paz	0,01 $\pm$ 0,00 <sup>a</sup>	9,10 $\pm$ 0,40	0,01 $\pm$ 0,01 <sup>a</sup>	6,73 $\pm$ 0,27
	Nene	0,01 $\pm$ 0,00 <sup>a</sup>	9,16 $\pm$ 0,81	0,01 $\pm$ 0,01 <sup>a</sup>	6,99 $\pm$ 0,51
	Bom Retiro	0,03 $\pm$ 0,01 <sup>a</sup>	9,58 $\pm$ 0,38	0,05 $\pm$ 0,01 <sup>a</sup>	7,13 $\pm$ 0,20
	Pedregulho	0,02 $\pm$ 0,00 <sup>a</sup>	9,08 $\pm$ 0,43	0,03 $\pm$ 0,00 <sup>a</sup>	6,98 $\pm$ 0,34
	Arquimedes	0,01 $\pm$ 0,01 <sup>a</sup>	11,68 $\pm$ 1,78	0,02 $\pm$ 0,01 <sup>a</sup>	6,53 $\pm$ 0,60
	Tormenta	0,01 $\pm$ 0,01 <sup>a</sup>	11,67 $\pm$ 2,57	0,01 $\pm$ 0,01 <sup>a</sup>	6,77 $\pm$ 0,27
	p-valor	0,006*	0,083	0,002*	0,003*

229

230 O mesmo ocorreu em relação as variáveis fisiográficas, com a variável largura apresentando diferença  
 231 estatística significativa na primeira coleta ( $p=0,021$ ) e na segunda coleta ( $p=0,002$ ) e precipitação na primeira  
 232 coleta ( $\chi^2=23$ ; GL=7;  $p=0,002$ ) e na segunda coleta ( $\chi^2=23$ ; GL=7;  $p=0,002$ ). As diferenças entre as médias  
 233 são mostradas na tabela adiante (Tab. 2).

234

235 Tabela 2. Média  $\pm$  desvio-padrão das variáveis fisiográficas relativas à corrente para os riachos estudados,  
 236 referentes à primeira e segunda coletas. P-valor da Análise de Variância (ANOVA) e do teste não-  
 237 paramétrico de Kruskal-Wallis\*.

Coleta	Riachos	Fluxo	Largura	Profundidade	Precipitação
1ª coleta	Manoel Gomes	0,24 $\pm$ 0,06	5,60 $\pm$ 1,23 <sup>a</sup>	16,40 $\pm$ 3,99	0,00 $\pm$ 0,00 <sup>a</sup>

	Jumelo	0,28 ± 0,03	3,48 ± 0,84 <sup>ab</sup>	15,10 ± 2,51	0,00 ± 0,00 <sup>a</sup>
	Paz	0,29 ± 0,19	4,15 ± 0,56 <sup>ab</sup>	19,17 ± 9,13	62,20 ± 0,00 <sup>a</sup>
	Nene	0,22 ± 0,02	4,07 ± 0,38 <sup>ab</sup>	20,00 ± 3,54	62,20 ± 0,00 <sup>a</sup>
	Bom Retiro	0,42 ± 0,22	4,02 ± 0,73 <sup>ab</sup>	21,87 ± 9,12	62,20 ± 0,00 <sup>a</sup>
	Pedregulho	0,40 ± 0,08	5,30 ± 1,19 <sup>ab</sup>	19,93 ± 8,74	0,00 ± 0,00 <sup>a</sup>
	Arquimedes	0,25 ± 0,12	3,28 ± 0,49 <sup>b</sup>	29,40 ± 8,46	62,20 ± 0,00 <sup>a</sup>
	Tormenta	0,44 ± 0,07	3,72 ± 0,17 <sup>ab</sup>	29,27 ± 3,30	0,00 ± 0,00 <sup>a</sup>
	p-valor	0,210	0,021	0,136	0,001*
	Manoel Gomes	0,17 ± 0,08	3,67 ± 0,25 <sup>abc</sup>	18,53 ± 5,40	0,00 ± 0,00 <sup>a</sup>
	Jumelo	0,31 ± 0,15	3,58 ± 0,43 <sup>abc</sup>	26,63 ± 9,34	4,80 ± 0,00 <sup>a</sup>
	Paz	0,36 ± 0,10	3,45 ± 0,44 <sup>bc</sup>	19,90 ± 5,67	18,10 ± 0,00 <sup>a</sup>
	Nene	0,22 ± 0,01	4,18 ± 0,22 <sup>ab</sup>	19,17 ± 2,36	18,10 ± 0,00 <sup>a</sup>
2 <sup>a</sup> coleta	Bom Retiro	0,24 ± 0,05	4,72 ± 0,60 <sup>a</sup>	17,57 ± 9,15	18,10 ± 0,00 <sup>a</sup>
	Pedregulho	0,55 ± 0,25	4,24 ± 0,44 <sup>ab</sup>	17,60 ± 1,61	0,00 ± 0,00 <sup>a</sup>
	Arquimedes	0,22 ± 0,21	2,84 ± 0,59 <sup>c</sup>	32,80 ± 20,70	18,10 ± 0,00 <sup>a</sup>
	Tormenta	0,26 ± 0,04	3,83 ± 0,03 <sup>abc</sup>	38,57 ± 2,20	18,10 ± 0,00 <sup>a</sup>
	p-valor	0,072	0,002	0,081	0,002*

238

239 Modelos de distribuição de abundância

240

241 Na primeira coleta, foi possível observar que os riachos Manoel Gomes, Jumelo, Bom Retiro,  
 242 Pedregulho, Arquimedes e Tormenta apresentaram distribuição Zipf, indicando a proporção mais adequada  
 243 das espécies mais abundantes. Os riachos Paz e Nene apresentaram distribuição Zipf-Mandelbrot, indicando  
 244 o processo de sucessão ecológica, de acordo com os valores de AIC. Os riachos classificados como REF  
 245 foram Manoel Gomes e Arquimedes, enquanto os classificados como INT foram Jumelo, Nene, Bom Retiro e  
 246 Pedregulho, e por fim, os classificados como IMP foram Paz e Tormenta.

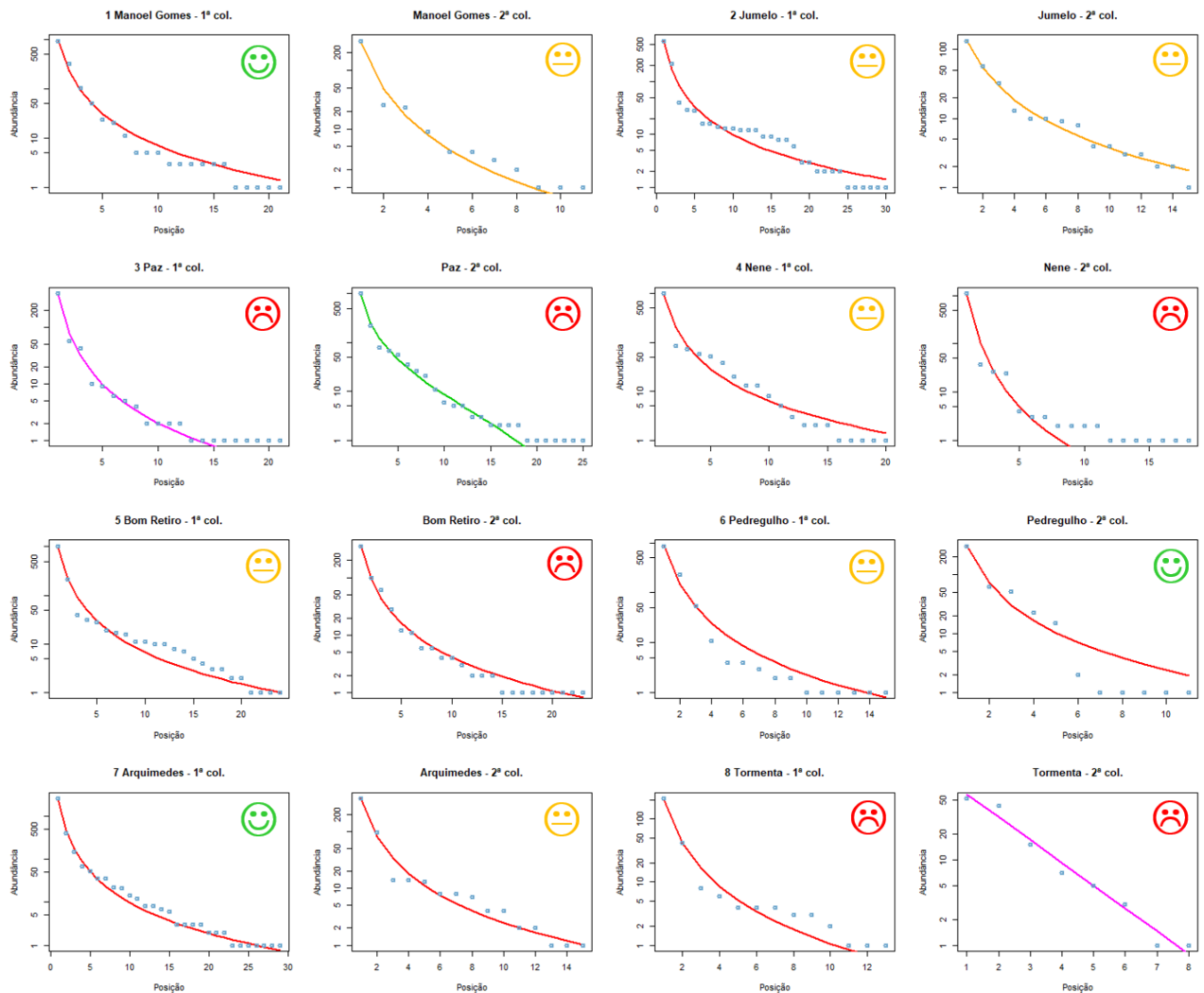
247 Na segunda coleta houve uma mudança da classificação dos riachos, sendo assim, Nene, Bom Retiro,  
 248 Pedregulho e Arquimedes apresentaram distribuição Zipf, Manoel Gomes e Jumelo indicaram distribuição  
 249 Zipf-Mandelbrot, Paz apresentou distribuição Log-normal, indicando número reduzido de espécies  
 250 abundantes e a maior parte da comunidade com espécies raras, e por fim, Tormenta mostrou distribuição Pre-  
 251 emption, que prevê situações onde o nicho realizado da espécie menos abundante é invadido por uma espécie  
 252 colonizadora, de acordo com os valores de AIC. O riacho classificado como REF foi o Pedregulho, os  
 253 classificados como INT foram Manoel Gomes, Jumelo e Arquimedes, e os denominados como IMP foram  
 254 Paz, Nene, Bom Retiro e Tormenta (Tab. 3 e Fig. 4).

255

256 Tabela 3. Valores de ajuste de Modelos de Diversidade de acordo com o Critério de Informação de Akaike  
 257 (AIC). Os melhores ajustes de modelos de diversidade estão indicados em negrito.

		Modelos				
Coleta	Riachos	Log-normal	Zipf	Zipf-Mandelbrot	Preemption	Null

1ª coleta	Manoel Gomes	260,22	<b>199,43</b>	201,43	761,10	1525,82
	Jumelo	259,23	<b>171,88</b>	173,88	940,93	2557,99
	Paz	132,23	126,20	<b>89,78</b>	166,62	1931,90
	Nene	147,36	138,07	<b>104,03</b>	344,95	2216,01
	Bom Retiro	246,72	<b>226,83</b>	228,83	717,41	2160,55
	Pedregulho	120,54	<b>87,31</b>	89,31	313,04	964,10
	Arquimedes	251,83	<b>159,62</b>	161,62	1632,29	7454,02
	Tormenta	80,74	<b>59,79</b>	61,79	150,76	376,63
2ª coleta	Manoel Gomes	72,25	69,47	<b>69,20</b>	101,94	168,75
	Jumelo	106,27	91,72	<b>89,48</b>	241,65	831,42
	Paz	<b>67,35</b>	78,66	72,98	87,71	407,57
	Nene	78,88	<b>61,76</b>	63,76	154,34	548,38
	Bom Retiro	218,71	<b>161,67</b>	163,67	619,28	3027,47
	Pedregulho	144,45	<b>135,91</b>	137,91	580,00	2430,55
	Arquimedes	107,75	<b>83,94</b>	85,94	236,91	704,28
	Tormenta	46,53	56,22	41,76	<b>37,77</b>	55,18



259  
260  
261  
262  
263  
264  
265

Figura 4. Modelos de distribuição de diversidade de famílias da entomofauna de macroinvertebrados nos riachos da bacia do Baixo Iguaçu, no Oeste do Paraná, Brasil, referentes à primeira e segunda coletas. As curvas coloridas indicam diferentes modelos de distribuição de abundância (Verde – Log-normal; Vermelho – Zipf; Laranja – Mandelbrot; Rosa – Preemption; Azul – Null). Os rostos indicam as diferentes classificações dos riachos (Verde – REF; Laranja – INT; Vermelho – IMP).

Ponderação das famílias de macroinvertebrados a partir do grau de sensibilidade

266  
267  
268  
269  
270  
271  
272

Ao todo foram contabilizadas 52 famílias da entomofauna de macroinvertebrados, ocorrendo em pelo menos uma das coletas realizadas. A análise visual gráfica, conforme sugerida por Barbour *et al.* (1996), resultou em novas pontuações relativas à sensibilidade a poluentes de cada família da entomofauna, quando comparadas aos valores dos locais de referência. Para ambas as coletas, esses valores podem ser visualizados na Tabela 4 onde são comparados com as pontuações do índice ajustado, de 2003.

Tabela 4. Pontuação de cada família da entomofauna nas duas coletas realizadas.

Famílias	Pontuação BMWP'	1ª coleta	2ª coleta
Baetidae	5	3	4



Caenidae	5	4	2
Leptohyphidae	6	3	1
Leptophlebiidae	10	4	4
Oligoneuridae	6	1	1
Corydalidae	4	1	1
Calopterygidae	8	1	1
Coenagrionidae	6	1	1
Megapodagrionidae	10	3	1
Perilestidae	-	1	1
Aeshnidae	8	1	1
Gomphidae	8	2	1
Corduliidae	8	1	1
Libellulidae	8	3	1
Gripopterygidae	7	4	4
Perlidae	10	3	1
Gyrinidae	3	1	1
Dytiscidae	3	1	1
Hydrophilidae	3	1	1
Psephenidae	7	4	1
Dryopidae	6	1	4
Lutrochidae	-	3	1
Elmidae	6	1	2
Curculionidae	5	1	1
Lampyridae	-	1	1
Limnichidae	-	1	4
Calamoceratidae	10	1	1
Ecnomidae	7	1	1
Glossosomatidae	8	3	1
Helycopsichidae	10	1	1
Hydrobiosidae	7	1	1
Hydropsychidae	5	4	4
Hydroptilidae	7	1	4
Leptoceridae	10	1	4
Odontoceridae	10	1	1
Philopotamidae	8	1	1
Polycentropodidae	7	1	1
Limnephilidae	7	1	1
Ceratopogonidae	4	4	2

Chironomidae	2	1	1
Dixidae	4	1	1
Empididae	4	2	1
Ephydriidae	2	1	1
Muscidae	-	3	1
Phoridae	-	1	1
Psychodidae	4	1	1
Simuliidae	5	4	3
Stratiomyidae	4	1	1
Syrphidae	1	1	1
Tabanidae	4	1	1
Tipulidae	5	3	1
Athericidae	10	1	1

273

274

275

276

277

278

A partir das novas classificações de sensibilidade das famílias foram redefinidas as classes numéricas das categorias de qualidade de água dos riachos (Tab. 5), sendo possível verificar a ampla mudança das classificações em relação aos escores originais, bem como entre as duas coletas realizadas.

Tabela 5. Resultado da classificação dos riachos, de acordo com as pontuações do local de referência.

Índice	Classificação	Escores BMWP'	1ª coleta	2ª coleta
	Ótimo	$x \geq 150$	$x \geq 74$	$x \geq 51$
	Bom	$120 \leq x < 150$	$59 \leq x < 74$	$41 \leq x < 51$
	Aceitável	$100 \leq x < 120$	$49 \leq x < 59$	$34 \leq x < 41$
BMWP'	Duvidoso	$60 \leq x < 100$	$24 \leq x < 49$	$20 \leq x < 34$
	Poluído	$35 \leq x < 60$	$14 \leq x < 24$	$12 \leq x < 20$
	Muito poluído	$16 \leq x < 35$	$6 \leq x < 14$	$5 \leq x < 12$
	Fortemente poluído	$x < 16$	$x < 6$	$x < 5$

279

280

281

282

283

284

285

Após a reformulação das categorias de qualidade da comunidade, o índice biótico foi aplicado aos riachos previamente classificados em REF, INT e IMP (Tab. 6).

Tabela 6. Escores e classificações propostas pela aplicação do Índice Biótico para cada grupo de riachos, referentes à primeira e segunda coletas. 1º coleta - Referência: Arquimedes e Manoel Gomes; Intermediários: Bom Retiro, Jumelo, Nene e Pedregulho; Impactados: Bom Retiro, Nene, Paz e Tormenta.

Coleta	Riachos	BMWP'	Ajuste
1ª coleta	Manoel Gomes – REF	189 – ótimo	71 – bom
	Jumelo – INT	148 – bom	56 – aceitável
	Paz – IMP	92 – duvidoso	28 – duvidoso

	Nene – INT	137 – bom	45 – duvidoso
	Bom Retiro – INT	128 – bom	47 – duvidoso
	Pedregulho – INT	143 – bom	48 – duvidoso
	Arquimedes – REF	183 – ótimo	70 – bom
	Tormenta – IMP	72 – duvidoso	29 – duvidoso
2ª coleta	Manoel Gomes – INT	91 – duvidoso	25 – duvidoso
	Jumelo – INT	126 – bom	38 – aceitável
	Paz – IMP	66 – duvidoso	16 – poluído
	Nene – IMP	68 – duvidoso	17 – poluído
	Bom Retiro – IMP	109 – aceitável	27 – duvidoso
	Pedregulho – REF	136 – bom	47 – bom
	Arquimedes – INT	81 – duvidoso	26 – duvidoso
	Tormenta – IMP	46 – poluído	15 – poluído

286

### Discussão

287

288

289

290

291

292

293

Em busca de avaliações de qualidade ambiental fiéis à real condição dos riachos, o índice BMWP foi adaptado com a finalidade de validar sua proposta de metodologia de aplicação de acordo com a localidade e período em que se realiza um biomonitoramento, conforme sugerido originalmente (Hawkes, 1997). Esta proposta permite que avaliações de qualidade ambiental sejam mais fiéis à condição real, sendo que os resultados aqui apresentados já confirmam a hipótese de que o ajuste dos escores não possuem pontuação indicativa da sensibilidade da família similar ao do índice utilizado.

294

295

296

297

298

299

300

301

302

303

304

305

306

307

308

309

Diante da análise das variáveis abióticas e fisiográficas, em ambos os períodos de coleta, fica claro que as variáveis locais se alteram ao longo do tempo, promovendo portanto, um impacto sobre a estrutura e composição das comunidades. Todos os riachos apresentaram as condições que enquadram os riachos na classe 2 das águas doces, que podem ser destinadas ao abastecimento para consumo humano após tratamento convencional, proteção das comunidades aquáticas, bem como recreação de contato primário (CONAMA, 2011). Contudo, mesmo todos os riachos sendo classificados de forma equivalente, ainda assim houve diferenças significativas entre eles, o que pode indicar que a comunidade de macroinvertebrados possa ter sido afetada por algum fator. Inúmeros trabalhos relatam a influência das variáveis abióticas sobre a distribuição de espécies, como por exemplo, o relato de que diferenças nas concentrações de sólidos dissolvidos totais alteram as condições ambientais, interferindo diretamente sobre a fisiologia, as preferências e as tolerâncias dos macroinvertebrados, impactando diretamente a estrutura da comunidade (Olson & Hawkins, 2017). A precipitação influencia diretamente a qualidade da água, o que interfere nos parâmetros físicos e químicos e, por conseguinte, nos aspectos biológicos da comunidade de uma bacia hidrográfica (Connolly *et al.*, 2004; Souza, 2013). A condutividade elétrica e o pH da água, por exemplo, estão associados à alternância de precipitação durante o ano, o que pode influenciar na composição e abundância da comunidade de macroinvertebrados (Leite, 2001).

310

311

Dessa forma, foi possível caracterizá-los de acordo com a qualidade ambiental preconizada pela distribuição de abundância das espécies descritas a seguir. Na primeira coleta, os riachos Arquimedes, Bom

312 Retiro, Jumelo, Manoel Gomes, Pedregulho e Tormenta foram representadas pelo modelo ecológico Zipf. Na  
313 segunda coleta, este modelo representou os riachos Arquimedes, Bom Retiro, Nene e Pedregulho. Este  
314 modelo de distribuição de espécies na comunidade se caracteriza pela existência do número reduzido de  
315 espécies com grande abundância de indivíduos, porém com proporção de distribuição adequada entre as  
316 mesmas (Oksanen *et al.*, 2018). Neste padrão de distribuição, a maior parte da comunidade é representada  
317 por espécies raras (Preston, 1948), sendo que as espécies pioneiras possuem baixo custo ecológico e são  
318 consideradas pouco exigentes, enquanto as espécies tardias requerem elevado custo de energia, tempo e  
319 organização do ecossistema antes de se estabelecerem (Wilson, 1991). Avaliando-se que entre as duas coletas  
320 apenas os riachos Pedregulho, Arquimedes e Bom Retiro mantiveram o padrão Zipf de distribuição de  
321 espécies, podemos afirmar que houve a mudança na dinâmica da comunidade ao longo do tempo. As  
322 classificações de qualidade da comunidade também se modificaram ao comparar-se as duas coletas  
323 realizadas, observando-se, por exemplo, que o riacho Manoel Gomes - riacho este integralmente alocado no  
324 Parque Nacional do Iguaçu e com 100% de cobertura vegetal em sua microbacia -, foi primeiramente  
325 classificado como REF, e na estação seguinte, como INT. Desta forma, classificar a qualidade da  
326 comunidade apenas a partir do padrão dos modelos de distribuição de abundância das espécies torna-se  
327 viável apenas quando é também avaliada a riqueza, conforme sugerido por Barbour *et al.* (1996), e aqui  
328 explorada por meio dos intervalos interquartílicos.

329 A partir da classificação dos riachos em ambientes REF, INT e IMP, novos escores foram sugeridos para  
330 as famílias da entomofauna de macroinvertebrados. As pontuações das famílias para o índice BMWP'  
331 adaptado pelo IAP (Paraná) consiste em uma escala que varia de 1 a 10, sendo os valores mais baixos (1-3)  
332 referentes às famílias mais resistentes, valores intermediários (4-6) referentes às famílias tolerantes e valores  
333 mais altos (7-10) às famílias sensíveis à poluentes. Ao fazer a proposta de ajuste do índice, a escala passou a  
334 variar de 1 a 4. Algumas famílias mantiveram sua classificação, como é o exemplo de Chironomidae  
335 (Diptera), que permaneceu com a classificação de resistente. Outras famílias mudaram sua classificação,  
336 como é o caso de Megapodagrionidae (Odonata), antes tida como sensível, e após o ajuste foi eleita como  
337 resistente em ambas as coletas. Também foi observada a ausência de pontuação para algumas famílias, como  
338 é o caso de Perilestidae (Odonata), Lutrochidae (Coleoptera), Lampyridae (Coleoptera), Limnichidae  
339 (Odonata), Muscidae (Diptera) e Phoridae (Diptera). Isso demonstra a necessidade do ajuste dos valores aos  
340 locais e períodos de realização do biomonitoramento, para uma melhor adequação do índice à entomofauna  
341 local, o que corrobora com os relatos encontrados por outros autores (Alba-Tercedor & Sánchez-Ortega,  
342 1988; Alba-Tercedor, 1996; Monteiro *et al.*, 2009).

343 Originalmente, o índice BMWP não faz menção a um sistema de classificação da qualidade da água  
344 (Monteiro *et al.*, 2009), contudo esta foi acrescentada em adaptação posterior (Alba-Tercedor & Sánchez-  
345 Ortega, 1988). As classificações finais obtidas após a adaptação da metodologia do índice BMWP', proposta  
346 pelo Instituto Ambiental do Paraná (Paraná) e realizada neste trabalho, demonstraram a importância desta  
347 mudança, bem como o respeito ao critério original de adequação dos escores às localidades onde os índices  
348 serão aplicados (Hawkes, 1997).

349 Alguns autores demonstraram que este índice pode variar sazonalmente, necessitando de cautela para a  
350 interpretação dos resultados, os quais podem ser provenientes de impactos ambientais, ou até mesmo das  
351 características sazonais da fauna bentônica dos locais amostrados (Zamora-Muñoz *et al.*, 1995; Callanan *et*

352 *al.*, 2008; Yoshida & Uieda, 2013). Sugerimos, portanto, que ainda sejam realizadas novos testes com essa  
353 metodologia proposta para outras localidades, uma vez que o índice biótico é uma ferramenta criada com o  
354 objetivo de retratar as condições locais/regionais, bem como as perturbações ambientais reflexas ao histórico  
355 da ocupação humana (Monteiro *et al.*, 2009). Ainda que o índice BMWP (e suas variações) não seja ideal  
356 para o biomonitoramento da qualidade de nossas águas, é de grande valia que estudos continuem sendo  
357 realizados para que esse tipo de ferramenta consiga, ao menos, se aproximar de respostas realmente robustas  
358 e que auxiliem nos planejamentos da gestão ambiental.

359 Além disso, sugerimos que órgãos públicos com interesse na qualidade das águas, não só do Estado do  
360 Paraná, mas em todas as regiões em que há essa preocupação com o manejo de recursos naturais, utilizem o  
361 ajuste proposto nessa metodologia, pois essa é uma questão de interesse público, político e social.

362

### Conclusões

363

364 Com este trabalho conclui-se que apesar das variáveis abióticas e fisiográficas sofrerem alterações  
365 durante as estações de coleta, não são fatores determinantes para a adaptação da metodologia de aplicação  
366 dos índices bióticos, em especial por serem dados obtidos apenas em aspectos fotográficos e não contínuos.  
367 Já a distribuição das espécies é um reflexo do histórico do ambiente, sendo que sua classificação adequada  
368 pode descrever mais proximamente o que ocorre em uma localidade. Por tal razão, sugerimos que as  
369 pontuações das famílias da entomofauna de macroinvertebrados devam ser feitas de acordo com o local de  
370 amostragem dos dados, sempre comparando com um local de referência. Considerando que a condição de  
371 referência seria compatível com circunstâncias dias prístinas, e que essas condições geralmente não são  
372 encontradas, as áreas de referência são aqui caracterizadas como ambientes com alta resiliência, capazes de  
373 tamponar as pressões exercidas por perturbações e distúrbios naturais ou de pequenas disfunções de origem  
374 antropogênica, ou seja, ser eficiente para reconduzir o ambiente a um estado mais estruturado (Baptista,  
375 2008). Assim, áreas impactadas seriam aquelas onde a magnitude de impacto excederia a capacidade de  
376 regeneração dos ecossistemas, levando a um processo de degradação que em alguns casos é de difícil  
377 reversão (Baptista, 2008).

378

379 Os diferentes períodos de coleta também mostraram interferir diretamente na estrutura e na qualidade da  
380 comunidade, e, portanto, as adequações das pontuações devem ser feitas a cada amostragem, apesar de na  
381 região oeste do Paraná as estações não sejam bem marcadas. Por fim, os ajustes realizados para o índice  
382 BMWP' se mostraram de certa forma efetivos para os objetivos propostos nesse trabalho, sugerindo-se que se  
383 passe a utilizar essa metodologia nos próximos trabalhos sobre manejo, além de realizar ajustes para o  
aperfeiçoamento desse índice.

### Referências bibliográficas

- 384 Alba-Tercedor, J. (1996). Macroinvertebrados Acuáticos Y Calidad De Las Aguas De Los Rios. *Isbn II*,  
385 203–213.
- 386 Alba-Tercedor, J. & Sánchez-Ortega, A. (1988). Un método rápido y simple para evaluar la calidad biológica  
387 de las aguas corrientes basado en el de Hellawell (1978). *Limnetica* **4**, 51–56.
- 388 Allan, J.D. (2004). Influence of land use and landscape setting on the ecological status of rivers. *Limnetica*  
389 **23**, 187–198.
- 390 Armitage, P.D., Moss, D., Wright, J.F. & Furse, M.T. (1983). The performance of a new biological water  
391 quality score system based on macroinvertebrates over a wide range of unpolluted running-water sites. *Water*  
392 *Research* **17**, 333–347.
- 393 Baptista, D.F. (2008). Uso de Macroinvertebrados em Procedimentos de Biomonitoramento em Ecossistemas  
394 Aquáticos. *Oecologia Brasiliensis* **12**, 425–441.
- 395 Barbour, M.T., Gerritsen, J., Griffith, G.E., Frydenborg, R., McCarron, E., White, J.S. & Bastian, M.L.  
396 (1996). A Framework for Biological Criteria for Florida Streams Using Benthic Macroinvertebrates. *Journal*  
397 *of the North American Benthological Society* University of Chicago Press **15**, 185–211.
- 398 Callanan, M., Baars, J.R. & Kelly-Quinn, M. (2008). Critical influence of seasonal sampling on the  
399 ecological quality assessment of small headwater streams. *Hydrobiologia* **610**, 245–255.
- 400 Callisto, M., Moretti, M. & Goulart, M. (2001). Macroinvertebrados bentônicos como ferramenta para avaliar  
401 a saúde de riachos. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos* **6**, 71–82.
- 402 Celante, J. (2016). *Distribuição espacial da comunidade total de macroinvertebrados e da entomofauna com*  
403 *diferentes porcentagens de cobertura vegetal em oito riachos da bacia do Baixo Iguaçu*. Trabalho de  
404 Conclusão de Curso.
- 405 CONAMA. (1986). RESOLUÇÃO CONAMA Nº 20, de 18 de junho de 1986. *Diário Oficial da União* 1–13.
- 406 CONAMA. (2011). CONAMA 357 Classificação corpos d'água. *Conama*.
- 407 Connolly, N.M., Crossland, M.R. & Pearson, R.G. (2004). Effect of low dissolved oxygen on survival,  
408 emergence, and drift of tropical stream macroinvertebrates. *J. N. Am. Benthol. Soc.* **23**, 251–270.
- 409 Cortezzi, S.S., Da, P., Bispo, C., Paciencia, G.D.P., Leite, R.C., Bispo, P.D.C., Paciencia, G.D.P. & Leite,  
410 R.C. (2009). Influência da ação antrópica sobre a fauna de macroinvertebrados aquáticos em riachos de uma  
411 região de cerrado do sudoeste do Estado de São Paulo. *Iheringia. Série Zoologia* **99**, 36–43.
- 412 Costa, J.M., de Souza, L.O.I. & Oldrini, B.B. (2004). *Chave para identificação das famílias e gêneros das*  
413 *larvas conhecidas de Odonata do Brasil: comentários e registros bibliográficos (Insecta, Odonata)*. Museu  
414 Nacional.
- 415 Da-Silva, E.R., Salles, F.F., Nessimian, J.L., Coelho, L.B.N. (2003). a Identificação Das Famílias De  
416 Ephemeroptera (Insecta) Ocorrentes No Estado Do Rio De Janeiro: Chave Pictórica Para As Ninfas. *Boletim*  
417 *do Museu Nacional* Boletim do Museu Nacional **n 508**, 1–6.
- 418 Dave, M. & Goulart, C. (2003). Bioindicadores de qualidade de água como ferramenta em estudos de  
419 impacto ambiental. *Revista da FAPAM* **2**,.
- 420 Dinno, A. (2017). dunn.test: Dunn's Test of Multiple Comparisons Using Rank Sums. [https://cran.r-](https://cran.r-project.org/package=dunn.test)  
421 [project.org/package=dunn.test](https://cran.r-project.org/package=dunn.test).
- 422 Ferreira, E.B., Cavalcanti, P.P. & Nogueira, D.A. (2018). ExpDes.pt: Pacote Experimental Designs

- 423 (Portuguese). <https://cran.r-project.org/package=ExpDes.pt>.
- 424 Hamada, N., Nessimian, J.L. & Querino, R.B. (2014). *Insetos aquáticos na Amazônia brasileira: taxonomia,*  
425 *biologia e ecologia*. Manaus.
- 426 Hawkes, H. (1997). Origin and development of the biological monitoring working party score system. *Water*  
427 *Research* **32**, 964–968.
- 428 Hutchinson, G.E. (1957). A Treatise on. *Limnology* **1**, 243.
- 429 IBGE. (2012). *Manual Técnico da Vegetação Brasileira*. Instituto Brasileiro de Geografia - IBGE Rio de  
430 Janeiro.
- 431 Jiang, J.G. & Shen, Y.F. (2003). Application and validation of a new biotic index using data from several  
432 water systems. *Journal of Environmental Monitoring* **5**, 871–875.
- 433 Junqueira, M. V., Amarante, M.C., Dias, C.F.S. & França, E.S. (2000). Biomonitoramento da qualidade das  
434 águas da Bacia do Alto Rio das Velhas 9MG/Brasil) através de macroinvertebrados. *Acta Limnologica*  
435 *Brasiliensia* **12**, 73–87.
- 436 Junqueira, V.M. & Campos, S.C.M. (1998). Adaptation of the “BMWP” method for water quality evaluation  
437 to Rio das Velhas watershed (Minas Gerais, Brazil). *Acta Limnologica Brasiliensia* **10**, 125–135.
- 438 Kolkwitz, R. & Marsson, M. (1909). Okologie der tierischen Saprobien. Beitrage zur Lehre von der  
439 biologischen Gewässerbeurteilung. *Internationale der Gesamten Hydrobiologie und Hydrographie* **2**, 126–  
440 152.
- 441 Leite, R.L. (2001). *Influência de macrófitas aquáticas sobre a qualidade da água de açudes do semi-árido*  
442 *da Paraíba*. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal da Paraíba, João Pessoa.
- 443 Mackie, G.L. (2001). Applied aquatic ecosystem concepts. (pp. 501–502).
- 444 Magurran, A.E. (2013). *Medindo a Diversidade Biológica*.
- 445 Matthews, R.A., Buikema, A.L., Cairns, J. & Rodgers, J.H. (1982). Biological monitoring part IIA-  
446 Receiving system functional methods, relationships and indices. *Water Research* **16**, 129–139.
- 447 Monteiro, T.R., Oliveira, L.G. & Godoy, B.S. (2009). Biomonitoramento da qualidade de água utilizando  
448 macroinvertebrados bentônicos: Adaptação do índice biótico BMWP' à Bacia do Rio Meia Ponte-GO.  
449 *Oecologia Australis* *Oecologia Australis* **12**, 553–563.
- 450 Mugnai, R., Nessimian, J.L. & Baptista, D.F. (2009). *Manual de Identificação de Macroinvertebrados*  
451 *Aquáticos do estado do Rio de Janeiro: Para atividades técnicas, de ensino e treinamento em programas de*  
452 *avaliação da qualidade ecológica dos ecossistemas lóticos*. TECHNICAL BOOKS.
- 453 Nimet, J., Guimarães, A.T.B. & Delariva, R.L. (2017). Use of Muscular Cholinesterase of *Astyanax*  
454 *bifasciatus* (Teleostei, Characidae) as a Biomarker in Biomonitoring of Rural Streams. *Bulletin of*  
455 *Environmental Contamination and Toxicology* Springer US **99**, 232–238.
- 456 Oksanen, A.J., Blanchet, F.G., Kindt, R., Legendre, P., Minchin, P.R., Hara, R.B.O., Simpson, G.L., Soly, P.,  
457 *et al.* (2018). Package ‘vegan’ version 2.5-2.
- 458 Olson, J.R. & Hawkins, C.P. (2017). Effects of total dissolved solids on growth and mortality predict  
459 distributions of stream macroinvertebrates. *Freshwater Biology* **62**, 779–791.
- 460 Paraná, S. do M.A. e R.H. do. Avaliação da Qualidade da Água Através dos Macroinvertebrados Bentônicos  
461 - Índice BMWP. <http://www.meioambiente.pr.gov.br/modules/conteudo/conteudo.php?conteudo=91>. Acesso  
462 em 10 de Junho de 2019.

- 463 Paraná, S. do E. do P. (2019). Instituto das Águas do Paraná - Sistema de informações Hidrológicas.  
464 <http://www.sih-web.aguasparana.pr.gov.br/sih->  
465 [web/gerarRelatorioDiasChuva.do?action=carregarInterfaceInicial](http://www.sih-web.aguasparana.pr.gov.br/sih-web/gerarRelatorioDiasChuva.do?action=carregarInterfaceInicial). Acesso em 11 de Junho de 2019.
- 466 Pivetta, F., Machado, J.M.H., Araújo, U.C., Moreira, M. de F.R. & Apostoli, P. (2001). Monitoramento  
467 biológico: conceitos e aplicações em saúde pública. *Cad Saude Publica* **17**, 545–554.
- 468 Preston, F.W. (1948). The commonness, and rarity, of species. *Ecology* **29**, 254–283.
- 469 Queiroz, J.F., Silva, M.S.G.M. e. & Strixino, S.T. (2008a). *Organismos Bentônicos biomonitoramento de*  
470 *qualidade de água Organismos Bentônicos : Biomonitoramento de Qualidade de Águas*. Jaguariúna, SP.
- 471 Queiroz, J.F., Silva, M.S.G.M. e. & Strixino, S.T. (2008b). *Organismos Bentônicos biomonitoramento de*  
472 *qualidade de água*. Jaguariúna, SP.
- 473 R Core Team. (2018). R: A Language and Environment for Statistical Computing. Vienna, Austria.
- 474 Relyea, C.D., Minshall, G.W. & Danehy, R.J. (2012). Development and validation of an aquatic fine  
475 sediment biotic index. *Environmental Management* **49**, 242–252.
- 476 Segura, M.O., Valente-Neto, F. & Alaíde, F.-G. (2011). *Chave de famílias de Coleoptera aquáticos (Insecta)*  
477 *do Estado de Sao Paulo, Brasil. Biota Neotrop* São Paulo.
- 478 Souza, F.N. (2013). Utilização de insetos aquáticos como indicadores da qualidade das águas da bacia  
479 hidrográfica do Rio Almada - Bahia. Dissertação de Mestrado - PRODEMA, UDESC.
- 480 Teixeira, W., Toledo, M.C.M., Fairchild, T.R. & Taioli, F. (2000). *Decifrando a Terra*. São Paulo: Oficina  
481 dos Textos.
- 482 Tundisi, J.G. (2006). Novas perspectivas para a gestão de recursos hídricos. *Revista USP* São Paulo 24–35.
- 483 Vannote, R.L., Minshall, G.W., Cummins, K.W., Sedell, J.R. & Cushing, C.E. (1980). The River Continuum  
484 Concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* Canadian Science Publishing **37**, 130–137.
- 485 Wilson, J.B. (1991). Methods for fitting dominance/diversity curves. *Journal of Vegetation Science* **2**, 35–46.
- 486 Yoshida, C.E. & Uieda, V.S. (2013). Índices bióticos mono e multimétricos de avaliação da qualidade da  
487 água em riachos de Mata Atlântica Mono. *Bioikos* **27**, 79–88.
- 488 Zamora-Muñoz, C., Sáinz-Cantero, C.E., Sánchez-Ortega, A. & Alba-Tercedor, J. (1995). Are biological  
489 indices BMWP' and ASTP and their signifance regarding water quality seasonally dependent? Factors  
490 explaining their variation. *Wat. Res.* **29**, 285–290.



## NORMAS DA REVISTA

### Environmental Monitoring and Assessment

#### Instructions for Authors

#### MANUSCRIPT SUBMISSION

##### Manuscript Submission

Submission of a manuscript implies: that the work described has not been published before; that it is not under consideration for publication anywhere else; that its publication has been approved by all co-authors, if any, as well as by the responsible authorities – tacitly or explicitly – at the institute where the work has been carried out. The publisher will not be held legally responsible should there be any claims for compensation.

##### Permissions

Authors wishing to include figures, tables, or text passages that have already been published elsewhere are required to obtain permission from the copyright owner(s) for both the print and online format and to include evidence that such permission has been granted when submitting their papers. Any material received without such evidence will be assumed to originate from the authors.

##### Online Submission

Please follow the hyperlink “Submit online” on the right and upload all of your manuscript files following the instructions given on the screen.

Please ensure you provide all relevant editable source files. Failing to submit these source files might cause unnecessary delays in the review and production process.

#### TITLE PAGE

##### Title Page

The title page should include:

- The name(s) of the author(s)
- A concise and informative title
- The affiliation(s) and address(es) of the author(s)
- The e-mail address, and telephone number(s) of the corresponding author

- If available, the 16-digit ORCID of the author(s)

### Abstract

Please provide an abstract of 150 to 250 words. The abstract should not contain any undefined abbreviations or unspecified references.

### Keywords

Please provide 4 to 6 keywords which can be used for indexing purposes.

## TEXT

### Text Formatting

Manuscripts should be submitted in Word.

- Use a normal, plain font (e.g., 10-point Times Roman) for text.
- Use italics for emphasis.
- Use the automatic page numbering function to number the pages.
- Do not use field functions.
- Use tab stops or other commands for indents, not the space bar.
- Use the table function, not spreadsheets, to make tables.
- Use the equation editor or MathType for equations.
- Save your file in docx format (Word 2007 or higher) or doc format (older Word versions).

Manuscripts with mathematical content can also be submitted in LaTeX.

### Headings

Please use no more than three levels of displayed headings.

### Abbreviations

Abbreviations should be defined at first mention and used consistently thereafter.

### Footnotes

Footnotes can be used to give additional information, which may include the citation of a reference included in the reference list. They should not consist solely of a reference citation, and they should never include the bibliographic details of a reference. They should also not contain any figures or tables.

Footnotes to the text are numbered consecutively; those to tables should be indicated by superscript lower-case letters (or asterisks for significance values and other statistical data).

Footnotes to the title or the authors of the article are not given reference symbols.

Always use footnotes instead of endnotes.

### Acknowledgments

Acknowledgments of people, grants, funds, etc. should be placed in a separate section on the title page. The names of funding organizations should be written in full.

### ADDITIONAL REQUEST TEXT

- All manuscript files should be formatted to contain line numbers.
- Quotations of more than 40 words should be set off clearly, either by indenting the left-hand margin or by using a smaller typeface. Use double quotation marks for direct quotations and single quotation marks for quotations within quotations and for words or phrases used in a special sense.

### ADDITIONAL INSTRUCTIONS HEADINGS

Level one headers: typed in bold, lowercase except for first letter of first word, left justified, followed by one blank line

Level two headers: typed in normal font, lowercase except for first letter of first word, left justified, followed by one blank line

Do NOT number headings and subheadings.

### REFERENCES

#### Citation

Cite references in the text by name and year in parentheses. Some examples:

Negotiation research spans many disciplines (Thompson 1990).

This result was later contradicted by Becker and Seligman (1996).

This effect has been widely studied (Abbott 1991; Barakat et al. 1995; Kelso and Smith 1998; Medvec et al. 1999).

#### Reference list

The list of references should only include works that are cited in the text and that have been published or accepted for publication. Personal communications and unpublished works should only be mentioned in the text. Do not use footnotes or endnotes as a substitute for a reference list.

Reference list entries should be alphabetized by the last names of the first author

of each work.

➤ Journal article

Harris, M., Karper, E., Stacks, G., Hoffman, D., DeNiro, R., Cruz, P., et al. (2001). Writing labs and the Hollywood connection. *Journal of Film Writing*, 44(3), 213–245.

➤ Article by DOI

Slifka, M. K., & Whitton, J. L. (2000) Clinical implications of dysregulated cytokine production. *Journal of Molecular Medicine*, <https://doi.org/10.1007/s001090000086>

➤ Book

Calfee, R. C., & Valencia, R. R. (1991). *APA guide to preparing manuscripts for journal publication*. Washington, DC: American Psychological Association.

➤ Book chapter

O'Neil, J. M., & Egan, J. (1992). Men's and women's gender role journeys: Metaphor for healing, transition, and transformation. In B. R. Wainrib (Ed.), *Gender issues across the life cycle* (pp. 107–123). New York: Springer.

➤ Online document

Abou-Allaban, Y., Dell, M. L., Greenberg, W., Lomax, J., Peteet, J., Torres, M., & Cowell, V. (2006). Religious/spiritual commitments and psychiatric practice.

Resource document. American Psychiatric Association.

[http://www.psych.org/edu/other\\_res/lib\\_archives/archives/200604.pdf](http://www.psych.org/edu/other_res/lib_archives/archives/200604.pdf). Accessed 25 June 2007.

Journal names and book titles should be italicized.

For authors using EndNote, Springer provides an output style that supports the formatting of in-text citations and reference list.

## TABLES

- All tables are to be numbered using Arabic numerals.
- Tables should always be cited in text in consecutive numerical order.
- For each table, please supply a table caption (title) explaining the components of the table.
- Identify any previously published material by giving the original source in

the form of a reference at the end of the table caption.

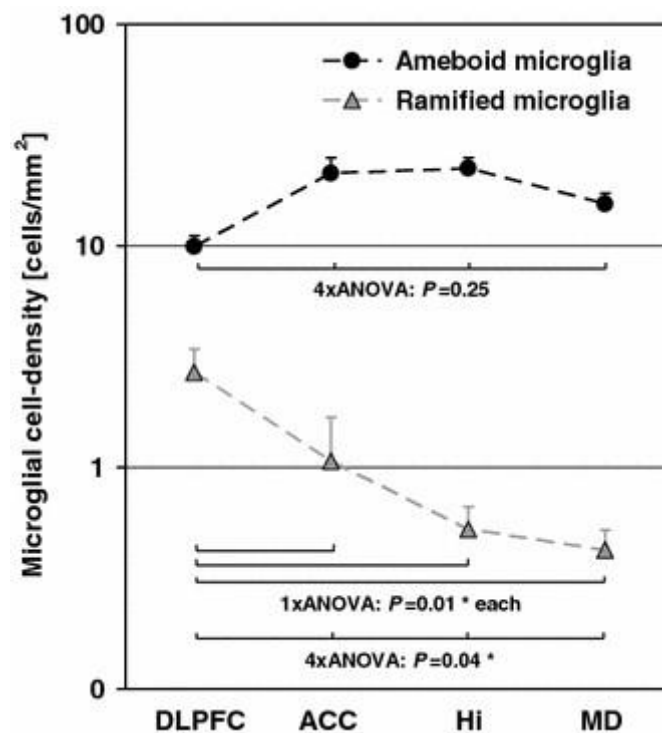
- Footnotes to tables should be indicated by superscript lower-case letters (or asterisks for significance values and other statistical data) and included beneath the table body.

## ARTWORK AND ILLUSTRATIONS GUIDELINES

### Electronic Figure Submission

- Supply all figures electronically.
- Indicate what graphics program was used to create the artwork.
- For vector graphics, the preferred format is EPS; for halftones, please use TIFF format. MSOffice files are also acceptable.
- Vector graphics containing fonts must have the fonts embedded in the files.
- Name your figure files with "Fig" and the figure number, e.g., Fig1.eps.

### Line Art



- Definition: Black and white graphic with no shading.
- Do not use faint lines and/or lettering and check that all lines and lettering within the figures are legible at final size.

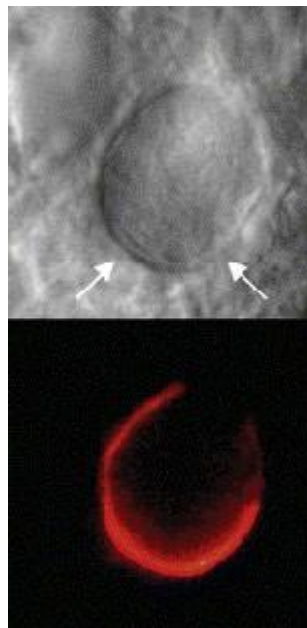
- All lines should be at least 0.1 mm (0.3 pt) wide.
- Scanned line drawings and line drawings in bitmap format should have a minimum resolution of 1200 dpi.
- Vector graphics containing fonts must have the fonts embedded in the files.

### Halftone Art

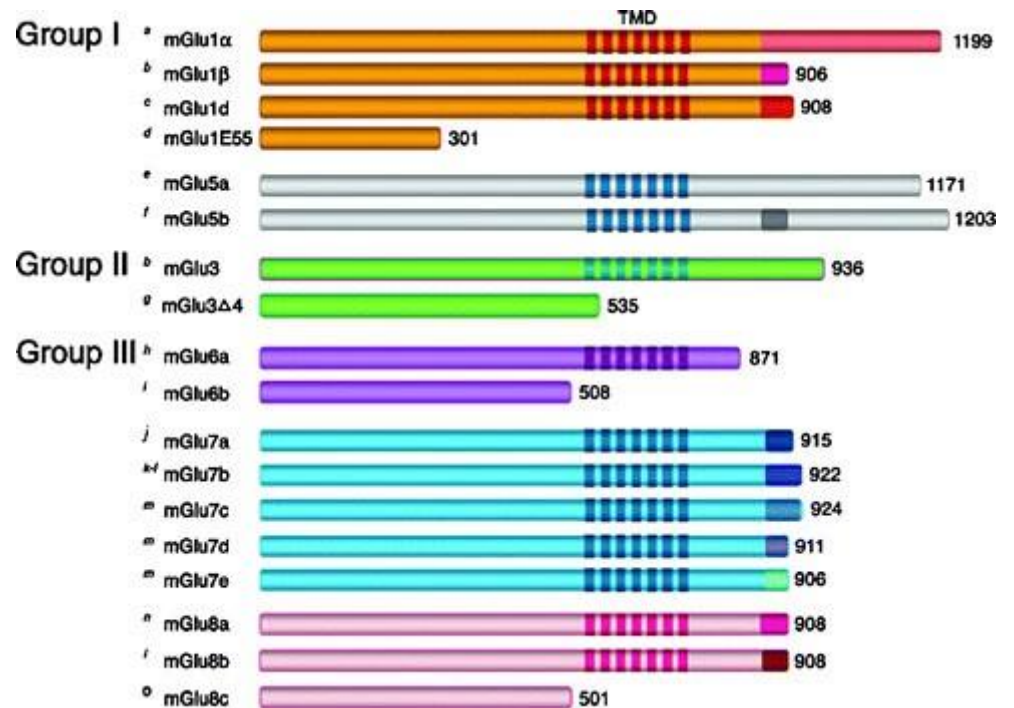
Definition: Photographs, drawings, or paintings with fine shading, etc.

If any magnification is used in the photographs, indicate this by using scale bars within the figures themselves.

Halftones should have a minimum resolution of 300 dpi.



### Combination Art



Definition: a combination of halftone and line art, e.g., halftones containing line drawing, extensive lettering, color diagrams, etc.

Combination artwork should have a minimum resolution of 600 dpi.

### Color Art

Color art is free of charge for online publication.

If black and white will be shown in the print version, make sure that the main information will still be visible. Many colors are not distinguishable from one another when converted to black and white. A simple way to check this is to make a xerographic copy to see if the necessary distinctions between the different colors are still apparent.

If the figures will be printed in black and white, do not refer to color in the captions.

Color illustrations should be submitted as RGB (8 bits per channel).

### Figure Lettering

- To add lettering, it is best to use Helvetica or Arial (sans serif fonts).
- Keep lettering consistently sized throughout your final-sized artwork, usually about 2–3 mm (8–12 pt).
- Variance of type size within an illustration should be minimal, e.g., do not use 8-pt type on an axis and 20-pt type for the axis label.
- Avoid effects such as shading, outline letters, etc.

- Do not include titles or captions within your illustrations.

### Figure Numbering

All figures are to be numbered using Arabic numerals.

Figures should always be cited in text in consecutive numerical order.

Figure parts should be denoted by lowercase letters (a, b, c, etc.).

If an appendix appears in your article and it contains one or more figures, continue the consecutive numbering of the main text. Do not number the appendix figures, "A1, A2, A3, etc." Figures in online appendices (Electronic Supplementary Material) should, however, be numbered separately.

### Figure Captions

- Each figure should have a concise caption describing accurately what the figure depicts. Include the captions in the text file of the manuscript, not in the figure file.
- Figure captions begin with the term **Fig.** in bold type, followed by the figure number, also in bold type.
- No punctuation is to be included after the number, nor is any punctuation to be placed at the end of the caption.
- Identify all elements found in the figure in the figure caption; and use boxes, circles, etc., as coordinate points in graphs.
- Identify previously published material by giving the original source in the form of a reference citation at the end of the figure caption.

### Figure Placement and Size

Figures should be submitted separately from the text, if possible.

When preparing your figures, size figures to fit in the column width.

For large-sized journals the figures should be 84 mm (for double-column text areas), or 174 mm (for single-column text areas) wide and not higher than 234 mm.

For small-sized journals, the figures should be 119 mm wide and not higher than 195 mm.

### Permissions

If you include figures that have already been published elsewhere, you must obtain permission from the copyright owner(s) for both the print and online format. Please be aware that some publishers do not grant electronic rights for free and



that Springer will not be able to refund any costs that may have occurred to receive these permissions. In such cases, material from other sources should be used.

### Accessibility

In order to give people of all abilities and disabilities access to the content of your figures, please make sure that

All figures have descriptive captions (blind users could then use a text-to-speech software or a text-to-Braille hardware)

Patterns are used instead of or in addition to colors for conveying information (colorblind users would then be able to distinguish the visual elements)

Any figure lettering has a contrast ratio of at least 4.5:1

### ELECTRONIC SUPPLEMENTARY MATERIAL

Springer accepts electronic multimedia files (animations, movies, audio, etc.) and other supplementary files to be published online along with an article or a book chapter. This feature can add dimension to the author's article, as certain information cannot be printed or is more convenient in electronic form.

Before submitting research datasets as electronic supplementary material, authors should read the journal's Research data policy. We encourage research data to be archived in data repositories wherever possible.

### Submission

Supply all supplementary material in standard file formats.

Please include in each file the following information: article title, journal name, author names; affiliation and e-mail address of the corresponding author.

To accommodate user downloads, please keep in mind that larger-sized files may require very long download times and that some users may experience other problems during downloading.

### Audio, Video, and Animations

Aspect ratio: 16:9 or 4:3

Maximum file size: 25 GB

Minimum video duration: 1 sec

Supported file formats: avi, wmv, mp4, mov, m2p, mp2, mpg, mpeg, flv, mxf, mts,

m4v, 3gp

### Text and Presentations

Submit your material in PDF format; .doc or .ppt files are not suitable for long-term viability.

A collection of figures may also be combined in a PDF file.

### Spreadsheets

Spreadsheets should be submitted as .csv or .xlsx files (MS Excel).

### Specialized Formats

Specialized format such as .pdb (chemical), .wrl (VRML), .nb (Mathematica notebook), and .tex can also be supplied.

### Collecting Multiple Files

It is possible to collect multiple files in a .zip or .gz file.

### Numbering

If supplying any supplementary material, the text must make specific mention of the material as a citation, similar to that of figures and tables.

Refer to the supplementary files as “Online Resource”, e.g., “... as shown in the animation (Online Resource 3)”, “... additional data are given in Online Resource 4”.

Name the files consecutively, e.g. “ESM\_3.mpg”, “ESM\_4.pdf”.

### Captions

For each supplementary material, please supply a concise caption describing the content of the file.

### Processing of supplementary files

Electronic supplementary material will be published as received from the author without any conversion, editing, or reformatting.

### Accessibility

In order to give people of all abilities and disabilities access to the content of your supplementary files, please make sure that

The manuscript contains a descriptive caption for each supplementary material  
Video files do not contain anything that flashes more than three times per second (so that users prone to seizures caused by such effects are not put at risk)

For editors and reviewers to accurately assess the work presented in your manuscript you need to ensure the English language is of sufficient quality to be understood. If you need help with writing in English you should consider:

Asking a colleague who is a native English speaker to review your manuscript for clarity.

Visiting the English language tutorial which covers the common mistakes when writing in English.

Using a professional language editing service where editors will improve the English to ensure that your meaning is clear and identify problems that require your review.

Two such services are provided by our affiliates Nature Research Editing Service and American Journal Experts. Springer authors are entitled to a 10% discount on their first submission to either of these services, simply follow the links below.

English language tutorial

Nature Research Editing Service

American Journal Experts

Please note that the use of a language editing service is not a requirement for publication in this journal and does not imply or guarantee that the article will be selected for peer review or accepted.

If your manuscript is accepted it will be checked by our copyeditors for spelling and formal style before publication.

#### AFTER ACCEPTANCE

Upon acceptance of your article you will receive a link to the special Author Query Application at Springer's web page where you can sign the Copyright Transfer Statement online and indicate whether you wish to order OpenChoice and offprints.

Once the Author Query Application has been completed, your article will be processed and you will receive the proofs.

### Copyright transfer

Authors will be asked to transfer copyright of the article to the Publisher (or grant the Publisher exclusive publication and dissemination rights). This will ensure the widest possible protection and dissemination of information under copyright laws.

### Offprints

Offprints can be ordered by the corresponding author.

### Color illustrations

Publication of color illustrations is free of charge.

### Proof Reading

The purpose of the proof is to check for typesetting or conversion errors and the completeness and accuracy of the text, tables and figures. Substantial changes in content, e.g., new results, corrected values, title and authorship, are not allowed without the approval of the Editor.

After online publication, further changes can only be made in the form of an Erratum, which will be hyperlinked to the article.

### Online First

The article will be published online after receipt of the corrected proofs. This is the official first publication citable with the DOI. After release of the printed version, the paper can also be cited by issue and page numbers.

## OPEN CHOICE

Open Choice allows you to publish open access in more than 1850 Springer Nature journals, making your research more visible and accessible immediately on publication.

Article processing charges (APCs) vary by journal – view the full list

### Benefits:

Increased researcher engagement: Open Choice enables access by anyone with an internet connection, immediately on publication.

Higher visibility and impact: In Springer hybrid journals, OA articles are accessed 4 times more often on average, and cited 1.7 more times on average\*.

Easy compliance with funder and institutional mandates: Many funders require open access publishing, and some take compliance into account when assessing future grant applications.

It is easy to find funding to support open access – please see our funding and support pages for more information.

\*) Within the first three years of publication. Springer Nature hybrid journal OA impact analysis, 2018.

[Open Choice](#)

[Funding and Support pages](#)

[Copyright and license term – CC BY](#)

Open Choice articles do not require transfer of copyright as the copyright remains with the author. In opting for open access, the author(s) agree to publish the article under the Creative Commons Attribution License.

[Find more about the license agreementx](#)