



Revista Eletrônica do Programa de Pós-Graduação em Geografia - UFPR

DIVERSIDADE DE MACROINVERTEBRADOS BENTÔNICOS NA AVALIAÇÃO DO USO DO SOLO E QUALIDADE AMBIENTAL DA BACIA DO GUABIROBA, GUARAPUAVA, PR, BRASIL

DIVERSITY OF BENTON MACROINVERTEBRATES IN THE ENVIRONMENTAL EVALUATION OF THE GUABIROBA BASIN, GUARAPUAVA, PR, BRAZIL

(Recebido em 27-06-2017; Aceito em: 20-12-2018)

Glauco Nonose Negrão

Doutor em Geografia pela Universidade Estadual de Maringá
Professor da Universidade Estadual do Centro Oeste
glauco.n.negrão@hotmail.com

Márcia Cristina Cunha

Doutora em Geografia pela Universidade Federal do Paraná
Professora da Universidade Federal de Goiás *campus* Jataí-GO
marcia1cunha@yahoo.com.br

Resumo

Ecossistemas aquáticos sofrem múltiplos impactos ambientais decorrentes de diversas formas de uso e ocupação de paisagens geográficas, ocasionando alteração de relações ecológicas específicas de comunidades biológicas. Comunidades de macroinvertebrados bentônicos representam elementos importantes na análise da estrutura e funcionamento de ecossistemas aquáticos, sendo utilizados na avaliação ambiental e monitoramento biológico. O objetivo deste trabalho foi caracterizar qualitativa e quantitativamente a macrofauna bentônica na bacia do Rio Guabiroba, área de manancial de abastecimento do município de Guarapuava, PR; e avaliar sua integridade ambiental por índices, parâmetros físico-químicos da água e atributos funcionais da comunidade macrobentônica, aplicados em três unidades amostrais com diferentes formas de uso e ocupação do solo. Foram coletados 1.248 macroinvertebrados aquáticos e semiaquáticos pertencentes a 34 táxons entre junho de 2016 a maio de 2017. As maiores riquezas taxonômicas e número absoluto foram observadas na primeira unidade amostral com 26 famílias e 451 indivíduos; e menor riqueza na segunda unidade amostral com 20 famílias e 395 indivíduos. Apesar das unidades amostrais apresentarem impactos moderados, a comunidade macrobentônica estudada na bacia não apresentou diferenças temporais significativas para a riqueza taxonômica, diversidade e equitabilidade. A relativa homogeneidade entre os índices nas unidades amostrais não evidenciam contaminação ambiental. Os resultados obtidos neste estudo, embora incipientes, indicam que a distribuição, estrutura e composição da comunidade de macroinvertebrados bentônicos aquáticos na Bacia do rio Guabiroba, bem como seus parâmetros

físicos químicos e índices de integridade ambiental; podem ser influenciadas pela sazonalidade climática e diferentes usos da terra das unidades amostrais.

Palavras chave: bio-indicadores; bio-monitoramento; ecologia de riachos; biogeografia.

Abstract

Aquatic ecosystems suffer multiple environmental impacts resulting from various forms of use and occupation of geographic landscapes, causing alteration of specific ecological relations of biological communities. Benthic macroinvertebrates communities represent important elements in the analysis of the structure and functioning of aquatic ecosystems, being used in environmental assessment and biological monitoring. The objective of this work was to qualitatively and quantitatively characterize the benthic macrofauna in the Guabiroba River Basin, a source of supply in the municipality of Guarapuava, PR; and evaluate their environmental integrity by indexes, physical-chemical parameters of water and functional attributes of the macrobenthic community, applied in three sample units with different forms of land use and occupation. A total of 1,248 aquatic and semi-aquatic macroinvertebrates belonging to 34 taxa were collected between June 2016 and May 2017. The highest taxonomic and absolute numbers were observed in the first sample unit with 26 families and 451 individuals; and lower wealth in the second sample unit with 20 families and 395 individuals. Although the sample units presented moderate impacts, the macrobenthic community studied in the basin did not present significant temporal differences for taxonomic richness, diversity and equitability. The relative homogeneity between the indices in the sample units does not show environmental contamination. The results obtained in this study, although incipient, indicate that the distribution, structure and composition of the community of aquatic benthic macroinvertebrates in the Guabiroba River Basin, as well as their chemical physical parameters and environmental integrity indices; can be influenced by climatic seasonality and different land uses of sample units.

Key words: bio-indicators; bio-monitoring; ecology of streams; biogeography.

Introdução

Em bacias hidrográficas com uso e ocupação do solo diversificado, ecossistemas aquáticos ficam sujeitos a perturbações antropogênicas que modificam a qualidade hídrica e a dinâmica natural das comunidades biológicas. A descrição e caracterização da entomofauna de ambientes dulcícolas fornecem informações sobre a integridade de bacias hidrográficas, sendo a composição qualitativa e quantitativa de comunidades de macroinvertebrados bentônicos utilizada na avaliação de impactos ambientais e monitoramento biológico (GOULART e CALLISTO, 2003; BONADA et al., 2006; BUSS et al., 2008; TANIWAKI e SMITH, 2011).

O estabelecimento de determinadas espécies (presença, quantidade e distribuição), grupos de espécies ou comunidades biológicas bioindicadoras de qualidade ambiental (OHIOKHIOYA et al., 2010; SONODA, 2010) indicam a magnitude de impactos ambientais em um ecossistema aquático e sua bacia de drenagem (CALLISTO et al., 2001), permitindo a avaliação integrada dos efeitos ecológicos causados por múltiplas fontes de alteração ambiental.

Macroinvertebrados bentônicos são organismos encontrados em quase todos os tipos de habitat de água doce, com grande diversidade de espécies sob diferentes condições ambientais (ESTEVES, 1998), que habitam o fundo de ecossistemas aquáticos durante, pelo menos, parte de seu

ciclo de vida (RIBEIRO & UIEDA, 2005), associada aos mais diversos tipos de substratos orgânicos e inorgânicos (TUNDISI, 2008; TANIWAKI e SMITH, 2011).

Macroinvertebrados bentônicos são elementos importantes na estrutura e funcionamento dos ecossistemas aquáticos, desempenhando importante papel na dinâmica e ciclagem de nutrientes transformando matéria orgânica em energia (MARQUES et al., 1999), produtividade secundária e nos processos de decomposição (WALLACE & WEBSTER, 1996). Sua distribuição e ocorrência são influenciadas por padrões biogeográficos regionais e locais, dependendo de características ambientais predominantes quanto a corrente, substrato, disponibilidade de alimento, abrigo contra predadores e homeostase do meio (MERRITT, CUMMINS & CAMPBELL, 2014).

A qualidade do habitat é um dos fatores mais importantes no sucesso e estabelecimento das comunidades biológicas em ambientes lênticos ou lóticos (MARQUES et al., 1999) e as variações de distribuição, ocorrência, abundância e diversidade podem ser relacionadas com a frequência de perturbações ou distúrbios no ambiente (HEPP & RESTELLO, 2007; COPATTI et al., 2010). Macroinvertebrados bentônicos são sensíveis às variações no seu ambiente, podendo responder rapidamente a um largo espectro de tipos e níveis de agentes estressores, inclusive às perturbações decorrentes do uso do solo no entorno da bacia (YOSHIMURA, 2006).

Estudos de distribuição de macroinvertebrados em riachos tem mostrado que o ambiente é o principal componente estruturador dessas comunidades, se comparado com o efeito do espaço, que é a distância entre os locais (TOWNSEND et al., 2003, HEINO et al., 2007). Os fatores locais como tipos de micro-habitat (COSTA & MELO, 2008) e trecho de rio (JOHNSON et al., 2007) são mais importantes do que fatores como uso da terra. Galdean et al. (2000) esclarecem que o estudo da diversidade de habitats oferece oportunidade para a devida avaliação dos níveis de impactos antrópicos e trechos de bacias hidrográficas, constituindo-se em importante ferramenta em programas de monitoramento ambiental.

A bacia do Rio Guabiroba é área de manancial de abastecimento da cidade de Guarapuava, PR, Brasil e o presente estudo têm por objetivo caracterizar e avaliar qualitativa e quantitativa a diversidade faunística de macroinvertebrados bentônicos na referida bacia. Além disso, avaliar sua integridade ambiental por meio da relação entre parâmetros físico-químicos e atributos funcionais da comunidade de macroinvertebrados, em córregos com diferentes formas de uso e ocupação do solo.

Materiais e métodos

Descrição da área de estudo

A bacia do Rio Guabiroba está localizada no município de Guarapuava, mesorregião centro-sul do estado do Paraná, Região Sul do Brasil, (Figura 1), área de domínios morfoclimáticos dos planaltos sul-brasileiros com araucárias (AB'SABER, 1970), situando-se entre as coordenadas (UTM): X: 457680 e 465816 e Y: 7186995 e 7191820. A bacia possui área de 24 km² (2,401 ha) e a hierarquia fluvial é de 4ª ordem em escala de 1:10.000, e o canal principal apresenta 10,364 km de extensão, desde sua nascente até a foz no Rio das Pedras, que, por sua vez, faz parte do sistema do Rio Jordão-Iguaçu.

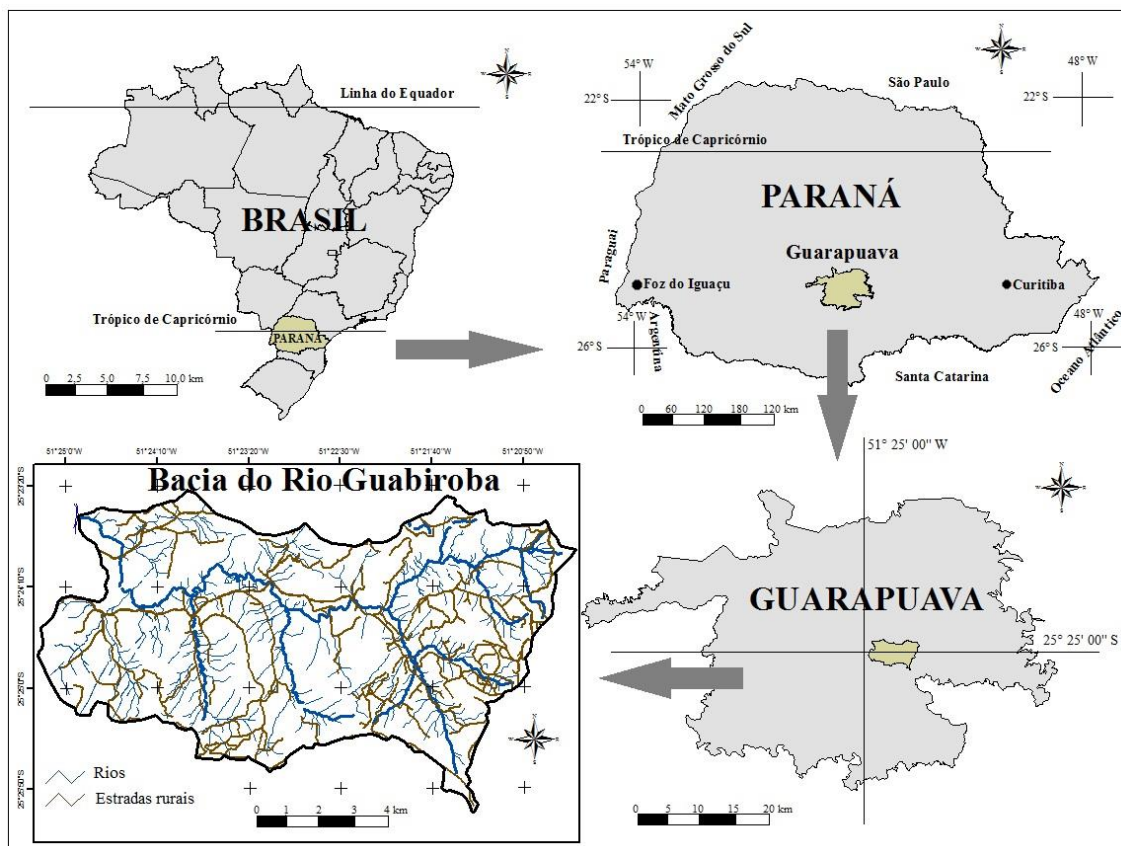
O comprimento total dos cursos fluviais (Lt) somam 178,22 km, em que os rios perenes representam 84,86 km. O rio Guabiroba é caracterizado por apresentar leito misto, com trechos rochosos intercalados por segmentos aluviais (BINDA, 2009). Na bacia em estudo, a densidade de drenagem é de 3,5 km/km². De acordo com Villela e Mattos (1975), a densidade de drenagem varia de 0,5 km/km² em bacias de drenagem baixa a 3,5 km/km² ou mais, em bacias bem drenadas, ou seja, a área de estudo caracteriza-se como bem drenada. A curva de descarga estabelecida para a seção do rio Guabiroba, na Estação Fluviométrica do Guabiroba é dada por $Q(m^3/s) = 6,914(H-1,49)^{1,489}$, sendo a vazão em metros cúbicos por segundo, e o H a cota em metros. Em relação ao desnível da nascente do rio até a foz tem-se 1.260 na nascente e 1.010m de altitude na foz, com amplitude altimétrica de 250m.

O clima de Guarapuava está sob o domínio da zona extratropical, o que resulta em temperaturas com caráter mesotérmico (THOMAZ & VESTENA, 2003), Subzona Ombrotérmica Planaltina com inverno acentuado e verão moderado (LEITE, 1995). A temperatura anual média é 17,1°C inverno frio e verão amenizado pelas altitudes; evaporação média anual é de 835,1mm. As chuvas são abundantes e distribuídas ao longo do ano com média anual 1953 mm (série 1976-2002); não se distinguindo um período seco (THOMAZ & VESTENA, 2003).

A cobertura vegetal original da bacia hidrográfica é a floresta ombrófila mista alto-montana, localizada acima de 1000 metros de altitude (IBGE, 2012), com a área de estudo composta pela associação de campo limpo (Estepe-gramíneo-lenhosa), capões e matas de galeria associadas às florestas com araucárias (Floresta Ombrófila Mista) (MAACK, 2012).

A ocupação e organização da Região Centro-Sul do estado do Paraná foi influenciada pela exploração e apropriação de recursos naturais, destacando-se ciclos econômicos como tropeirismo, erva-mate, madeira, exploração\sisistema faxinal e agricultura comercial (CHANG, 1988). Esse processo foi um dos principais agentes transformadores da paisagem regional, especialmente da cobertura vegetal, influenciando sobremaneira o sistema ambiental da área de estudo (THOMAZ, 2007).

Figura 01: Localização da bacia do Rio Guabiroba em relação ao município de Guarapuava.



Fonte: Elaborado pelos autores (2017).

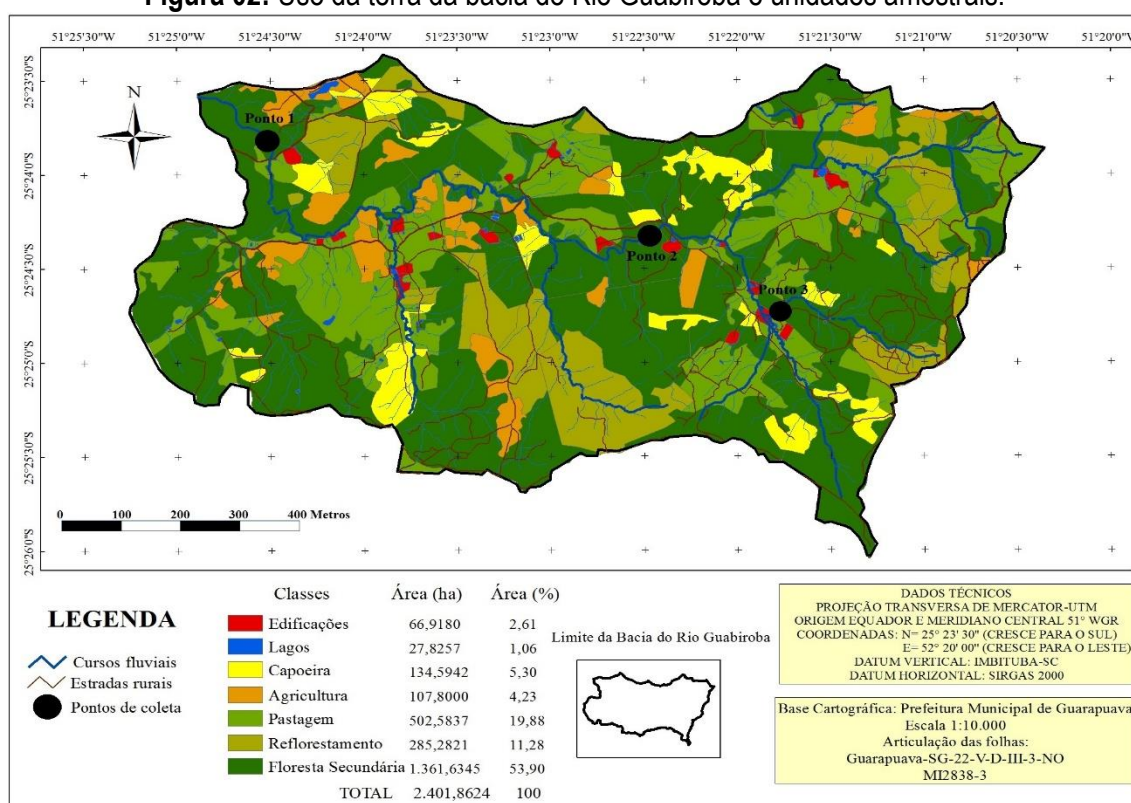
O relevo dessa unidade é predominantemente forte ondulado a montanhoso, com declividade superior a 40% (THOMAZ, 2007). O uso da terra não é diversificado, em sua maioria é composta por floresta secundária. As áreas de uso urbano, basicamente constituídas por pequenos vilarejos próximos às estradas principais e fundos de vale representam 2,6% da área total. As áreas com cobertura vegetal (floresta secundária, capoeira e reflorestamento) são significativas, ou seja, recobrem 70,5% da área total e grande parte das nascentes do rio principal. A pastagem recobre 19,8% da área e se concentra no alto e médio curso do Rio Guabiroba. Esse uso aparece em todos os setores da bacia, bem como nas diferentes unidades geomorfopedológicas, e por extensão, é praticado em declividade menor do que 12% até declividade superior a 40%.

Metodologia

A seleção das unidades amostrais foi baseada na aplicação do Protocolo de Análise Rápida (CALLISTO et al., 2002) e observações em campo, sendo estabelecidos três pontos de coletas (unidades amostrais) em locais de corredeira com substrato pedregoso e atividade antrópica (figura 2). Em cada unidade amostral foi determinado um trecho de dez metros de comprimento (montante a

jusante) para a coleta de macroinvertebrados. Todos apresentaram mata ripária escassa ou inexistente, sendo o problema agravado principalmente na 3ª unidade amostral, trecho com ocupação antrópica. Na primeira unidade amostral (25°23'913''S 51°24'509''W) a largura média de vegetação alcança dez metros de vegetação para a margem direita e cinco metros para a margem esquerda. Na segunda unidade amostral (25°24'299''S 51°22'424''W) vegetação secundária com cinco metros para ambas as margens, com presença de área de recreação próxima e ponte com estreitamento de canal artificial. Na terceira unidade amostral (25°24'781''S 51°21'873''W) não existe vegetação ripária, com residência próxima. O processo de elaboração do mapa de uso da terra foi realizado no *Software* QGIS 2.18.7.

Figura 02: Uso da terra da bacia do Rio Guabioba e unidades amostrais.



Fonte: Base cartográfica da Prefeitura Municipal de Guarapuava (PMG); escala: 1:10.000. Elaborado pelos autores (2016).

Comunidade bentônica

Os macroinvertebrados bentônicos foram coletados bimestralmente entre junho de 2016 a maio de 2017 com o auxílio de uma armadilha Surber de malha 250 µm e dimensões de 33 x 33 cm (área aproximada de 0,1 m²), amostrando todos os tipos de substratos presentes nas unidades amostrais. Para cada unidade amostral foram retiradas dez amostras aleatórias (vinte repetições de coleta manual/trecho), abrangendo regiões de margem e centro. Cada amostra foi identificada contendo data,

nome do coletor, número identificador, tipo de substrato e observações. Conforme Tachet et al., 1987, levou-se em consideração neste trabalho o tamanho dos macroinvertebrados, seja no final do estado larvar ou na fase imaginal, sendo considerado neste trabalho os espécimes coletados cujo tamanho pode ser visto a olho nu (EATON, 2003), associados ao fundo e substratos subjacentes.

Para identificação o material recolhido foi lavado em peneira com malha de 500 μ m e colocado em bandeja branca em local iluminado, com posterior triagem e identificação usando um microscópio estereoscópio de até 50x até o menor nível taxonômico possível, geralmente de família, através de conhecimento pessoal e chaves de identificação (MERRITT & CUMMINS, 1996, MERRITT, CUMMINS & BERG, 2008; MUGNAI, 2010).

Para análise integrada da biodiversidade foram utilizados o índice biótico *BMWP - Biological Monitoring Working Party* (ARMITAGE et al., 1983; ALBA-TERCEDOR e SÁNCHEZ-ORTEGA, 1988, PAISLEY et al., 2007; RIZO-PATRÓN et al., 2013), além do *Índice EPT*, correspondendo à porcentagem das ordens Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera na comunidade de insetos aquáticos (TRIVINO-STRIXINO et al., 2008) designados por Rosenberg e Resh (1993) como muito sensíveis às interferências ambientais. Para avaliação geral do ecossistema de riachos foi abordado o método do grupo funcional de alimentação (GFA) conforme Cummins e Klug (1979) cuja abordagem e categorização são baseadas na forma de aquisição de alimentos e papel da espécie no ecossistema, a partir da morfologia e comportamento dos indivíduos.

Variáveis abióticas

Em cada unidade amostral no momento da coleta foram levantados os seguintes dados físicos: pH, condutividade (μ S.cm⁻¹), sólidos totais dissolvidos (mg/L⁻¹), temperatura da água (°C), sendo todos os índices repetidos três vezes por unidade amostral e mensurados por média aritmética simples, com o intuito de conhecer os efeitos da ocupação da bacia sobre a qualidade das águas e subsidiar o estudo da ecologia da macrofauna de invertebrados. Foi utilizada uma sonda multiparâmetro Hanna modelo HI98129. A velocidade da água foi mensurada através do método do flutuador e a vazão calculada através do produto da velocidade média da água por uma área de seção feita no córrego (LIND, 1979).

Análise de diversidade

Para Margalef (1983) medidas de riqueza, diversidade e equitividade são ferramentas capazes de fornecer dados sobre caracterização ou tipificação de um corpo d'água. A análise da diversidade abordou número de táxons (S), índice de Shannon-Wiener (LUDWIG & REYNOLDS, 1988),

equitatividade pelo índice de Pielou (J) (PIELOU, 1983), a dominância do principal Táxon (k) medida pelo Índice de Simpson (GORESTEIN, 2002), sendo, esta última, definida pelo percentual de ocorrência do táxon mais abundante (N) em relação aos demais e a riqueza ponderada, estimada pelo tamanho amostral sendo expressa pelo índice de Margalef (MARGALEF, 1983). Para a determinação dos referidos índices foi utilizado o programa *Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis* (HAMMER, HARPER e RYAN, 2009). Os dados foram tabulados e tratados por meio do software Excell.

Resultados e discussões

Foram coletados 1.248 macroinvertebrados aquáticos e semiaquáticos, pertencentes a 35 táxons (famílias) dos filos Anellida, Mollusca, Platyhelminthes, Nematoda, Nematomorpha e Arthropoda, sub filo Crustacea, pertencentes às Classes Insecta (Ordens Coleoptera, Diptera, Odonata, Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera, Megaloptera e Hemiptera), Classe Malacostraca: ordem Decapoda; Classe Clitellata: sub classe Hirudinida e sub classe Oligochaeta, Classe Bivalvia e Classe Gastropoda. As ordens com maiores números de famílias foram Coleoptera (sete famílias, com 237 indivíduos), Odonata (quatro famílias, com 221 indivíduos) e Gastropoda (cinco famílias, 185 indivíduos) (Tabela 01).

Ao todo cinco famílias foram comuns nos três locais de coleta sendo as seguintes Ordens: Coleoptera família Psephenidae, Odonata família Libellulidae, Ephemeroptera família Leptohyphidae, Plecoptera família Perlidae e Megaloptera família Corydalidae. Os insetos das ordens Ephemeroptera, Odonata, Plecoptera, Megaloptera, Hemiptera, Coleoptera, além da ocorrência de Trichoptera e Diptera; são utilizados como indicadores de integridade ambiental tiveram indivíduos capturados nos três trechos. As ordens Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera são grupos de insetos reconhecidamente indicativos de boas condições dos ambientes aquáticos (MENETREY et al; 2008).

Tabela 01: Número total de indivíduos, índice BMWP – *Biological Monitoring Working Party* e caracterização dos grupos funcionais de alimentação para invertebrados de água doce de acordo com o modo de aquisição de alimento (Merritt et al., 2008) observados em cada unidade amostral de coleta na bacia do Rio Guabiroba, Paraná, Brasil. Coletas realizadas entre junho de 2016 a maio de 2017.

GRUPOS TAXONÔMICOS	Índice BMWP	Unidade amostral 01	Unidade amostral 02	Unidade amostral 03	Total	Grupo funcional
ARTHOROPODA						
INSECTA						
Coleoptera						
<i>Psephenidae</i>	7 ¹	55	25	119	199	Raspador
<i>Lampyridae</i>	4 ³	1	0	0	1	Raspador

<i>Staphylinidae</i>	4 ³	1	0	0	1	Raspador
<i>Hydrophilidae</i>	3 ¹	5	1	7	13	Coletor-catador
<i>Elmidae</i>	5 ¹	2	5	3	10	Coletor-catador
<i>Girinidae</i>	3 ¹	0	0	10	10	Coletor-catador
<i>Lutrochidae</i>	7 ³	0	0	4	4	Coletor-catador
<i>Diptera</i>						
<i>Blephariciridae</i>	9 ³	3	0	0	3	Raspador
<i>Simuliidae</i>	4 ³	1	14	0	15	Coletor-filtrador
<i>Chironomidae</i>	1 ²	0	11	11	22	Fragmentador-herbívoro
<i>Thaumalidae</i>	2 ¹	0	0	20	20	Fragmentador-herbívoro
<i>Odonata</i>						
<i>Anisoptera Libellulidae</i>	6 ³	34	30	27	91	Predador-engolidor
<i>Zygoptera Perlolistidae</i>	8 ³	0	19	2	21	Predador-engolidor
<i>Zygoptera Megapodagrionidae</i>	7 ³	4	87	16	107	Predador-engolidor
<i>Zygoptera Calopterygidae</i>	4 ³	10	1	7	18	Predador-engolidor
<i>Ephemeroptera</i>						
<i>Leptohyphidae</i>	6 ¹	22	16	17	55	Raspador
<i>Plecoptera</i>						
<i>Perlidae</i>	10 ¹	62	38	16	116	Predador-engolidor
<i>Gripopterygidae</i>	7 ¹	4	3	24	31	Fragmentador-detritívoro
<i>Trichoptera</i>						
<i>Glossosomatidae</i>	8 ¹	1	0	0	1	Raspador
<i>Hydropsychidae</i>	5 ¹	57	19	9	85	Coletor-filtrador
<i>Megaloptera</i>						
<i>Corydalidae</i>	4 ¹	37	50	31	118	Predador-engolidor
<i>Hemiptera</i>						
<i>Belostomatidae</i>	4 ³	1	8	4	13	Predador-perfurador
<i>Nepidae</i>	3 ¹	0	0	2	2	Predador-perfurador
MALACOSTRACA						
<i>Decapoda</i>						
<i>Aeglididae</i>	5 ¹	37	24	19	80	Fragmentador detritívoro
ANNELIDA						
HIRUDINIDA						
<i>Hirudinea</i>	3 ¹	0	3	0	2	Predador

OLIGOCHAETA						
<i>Oligochaeta</i>	1 ¹	1	0	0	1	Filtrador
MOLLUSCA						
GASTROPODA						
<i>Planorbidae</i>	3 ¹	3	20	22	45	Raspador
<i>Physidae</i>	3 ¹	1	0	2	3	Raspador
<i>Hydrobidae</i>	3 ¹	1	0	0	1	Raspador
<i>Ancilidae</i>	6 ²	4	0	0	4	Raspador
<i>Ampularidae</i>	3 ¹	98	5	25	128	Raspador
BIVALVIA						
<i>Bivalvia</i>	6 ¹	0	0	2	2	Coletor-filtrador
PLATYHELMINTHES						
<i>Platyhelminthes</i>	5 ²	3	0	0	3	Predador-engolidor
NEMATODA						
<i>Nematoda</i>	-	0	17	7	24	Predador
NEMATOMORPHA						
<i>Nematomorpha *classe gordioida</i>	-	2	1	0	3	Predador

- sem valor nas referências consultadas.

¹ BWMP' ALBA-TERCEDOR & SÁNCHEZ-ORTEGA, 1988

² BWMP 2007

³ BWMP F. Rizo-Patrón V. et al., 2013

Fonte: Adaptado de ALBA-TERCEDOR & SÁNCHEZ-ORTEGA, 1988; RIZO-PATRÓN, 2013.

Elaborado pelos autores.

Conforme Monteiro et al. (2008) os valores acima de 149, entre 100 a 149, 60 a 99, 20 a 59 e menor que 20 indicam, respectivamente, excelente, bom, satisfatório, ruim e muito ruim qualidade da água. Os valores do índice BMWP primeira unidade amostral é considerado bom, 126, com águas limpas, não poluídas ou sistema perceptivelmente não alterado; na segunda unidade amostral índice satisfatório, 95, presença de córrego com efeitos moderados de impactos e na terceira unidade amostral índice bom, 112, águas pouco alteradas em sistema ambiental antropizado.

Tornou-se necessário a inclusão de famílias endêmicas do ecossistema local para obtenção do índice BMWP, sendo estas consideradas equivalentes ecológicos conforme se assemelham quanto ao nível de tolerância à poluição à espécies que desempenham funções ecológicas similares em outros ambientes. Equivalente ecológico segundo IAP (2002), são espécies não relacionadas filogeneticamente mas que desempenham papéis ecológicos análogos, em áreas ou habitats geograficamente distintas.

A maior diversidade taxonômica foi observada na primeira unidade amostral com 26 famílias e 451 indivíduos; e menor diversidade na segunda unidade amostral com 20 famílias e 395 indivíduos. Esta análise indica a primeira unidade amostral como mais íntegra, com a comunidade macro bentônica mais biodiversa, com ocorrência de Diptera *Blephariciridae*, ocorrência de todos os táxons registrados de Odonata, elevado número de Ephemeroptera *Leptohyphidae* e Plecoptera *Perlidae*.

Uso e ocupação da terra e comunidade bentônica

Segundo Milesi et al. (2014), as características físicas e químicas das águas são influenciadas pelos diferentes usos e ocupação da terra, além de características próprias de cada região onde está localizada a bacia de drenagem do corpo hídrico. De acordo com Thomaz (2007), o uso da terra na bacia do Rio Guabiroba apresenta um padrão em forma de mosaico e a diversidade de usos, bem como os compartimentos geomorfológicos bem distintos, formam áreas em formas de manchas com limites bem definidos (abruptos).

Esse mosaico sobrepõe-se ao hidrossistema formado por rios perenes, intermitentes e efêmeros, que dissecam lateralmente o patamar e, por conseguinte, as terras agrícolas. Por sua vez, as estradas, carreadores e os caminhos se sobrepõem ao sistema de drenagem e aos diversos usos da terra, formando-se assim um padrão espacial com manchas irregulares conectadas/recortadas por corredores tortuosos ou lineares que influencia a morfodinâmica da bacia.

A primeira unidade amostral a vegetação é composta por floresta secundária, na segunda unidade amostral floresta secundária, estrada e reflorestamento e na terceira unidade amostral presença de capoeira, edificações, agricultura de subsistência e pastagem. Sugerimos que características biogeográficas específicas das unidades amostrais podem exercer maior influência na comunidade ali presente que o entorno geral, corroborando Sonoda et al. (2011), devido às condições específicas das variáveis físicas e químicas das águas decorrentes do uso e ocupação do solo, além da sazonalidade climática; avaliadas em cada unidade.

A abundância e o número de táxons presentes em cada unidade amostral, durante o período de análise na área de estudo, pode ter sido influenciada pelo valor médio de pH, menor ocorrência de sólidos dissolvidos, menor condutividade e pouco influenciada pela temperatura da água, conforme observado na primeira unidade amostral (Tabela 02).

Tabela 02: Valores médios das variáveis físicas e químicas das águas e variáveis biológicas de três unidades amostrais na bacia do Rio Guabirola, Paraná, Brasil. Coletas realizadas entre junho de 2016 a maio de 2017.

Parâmetros	Unidade amostral 1	Unidade amostral 2	Unidade amostral 3
pH	7,24	7,46	7,57
Sólidos totais dissolvidos (ppm)	0,26	0,28	0,33
Condutividade	58,1	74,3	66
Vazão média (m³/s)	0,20	0,22	0,18
Temperatura da água (°C)	18,1	20,5	20,1
Número de táxons (S)	26	21	24
D alfa (Margalef)	4,09	3,34	3,82
Abundância (N)	451	395	406
H' (Shannon-Wiener)	2,39	2,38	2,62
J (Equitatividade)	0,73	0,85	0,82
EPT(%)	32,30	19,20	16,25
Índice BMWP	129	95	112

Fonte: Adaptado de TANIWAKI & SMITH, 2011. Elaborado pelos autores.

Sandin & Johnson (2000), em um estudo que analisou a eficácia de dez métricas mais usadas para descrever comunidades de macroinvertebrados, verificaram que a riqueza (de táxons e EPT) foi o melhor índice para indicar uma perturbação no ambiente. Os indivíduos das ordens Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera são sensíveis à poluição ambiental, sendo os primeiros a desaparecer ou reduzir seu número em caso de impacto ou piora na qualidade da água, pois dependem, de modo geral, de uma concentração de oxigênio dissolvido relativamente alta para sobreviverem, além de outras condições abióticas, como por exemplo, baixa concentração de sólidos em suspensão e a presença de mata ciliar.

As porcentagens de EPT foram variadas em todos os trechos avaliados, A maior taxa observada na primeira unidade amostral com 32,30% do total (146 indivíduos), segunda unidade amostral com 19,24% (76 indivíduos) e terceira unidade amostral com 16,25% (66 indivíduos). A ocorrência de indivíduos coletados de Ephemeroptera (49%) e Trichoptera (55%) foi maior no verão e Plecoptera (55%), maior na primavera.

Segundo Taniwaki & Smith (2011), os organismos que habitam os ecossistemas aquáticos apresentam adaptações evolutivas e limites de tolerância a determinadas condições ambientais. Algumas ordens como Diptera, Hirudinea, Oligochaeta, com ocorrência de indivíduos em todas as unidades amostrais no inverno e Mollusca, com indivíduos coletados na primavera e verão; são tolerantes à poluição orgânica e se beneficiam das condições de maior concentração de nutrientes

(principalmente nitrogênio e fósforo) e sólidos em suspensão para aumentar em abundância sobre os organismos sensíveis.

Espécies tolerantes que ocorrem em ecossistemas impactados ocorreram principalmente na terceira unidade amostral, que possuiu durante o período de análise uma maior média de sólidos totais dissolvidos, maior média de condutividade, ausência de vegetação ripária e instabilidade no leito do riacho. A substituição da mata ciliar por espécies de gramíneas, além de diferentes atividades antrópicas nas unidades amostrais, pode ter alterar a permeabilidade e aumentar a erosão dos solos, favorecendo o aporte de sedimentos, material orgânico e de nutrientes para dentro do leito do riacho. Essa entrada de sedimentos inorgânicos é suficiente para reduzir a abundância e provocar mudanças na estrutura da comunidade de macroinvertebrados aquáticos em rios subtropicais (VASCONCELOS & MELO, 2008).

A comunidade macrobêntica estudada na bacia não apresentou diferenças temporais significativas para a riqueza taxonômica e a diversidade de Shannon-Wiener. As unidades amostrais indicaram impacto moderado, sendo mais pronunciado na unidade amostral 3 (H' 2,62), que apresentou menor média de vazão, menor equitatividade, menor porcentagem de EPT, menor condutividade e menor taxa de sólidos dissolvidos durante o período de análise. A relativa homogeneidade entre os índices de riqueza (Dalfa), diversidade (H') e equitabilidade (J) nas unidades amostrais não evidenciam contaminação ambiental, no entanto, a diversidade taxonômica entre as unidades amostrais demonstra uma relação direta com o entorno específico na unidade amostral.

Corroborando Melo (2009); Taniwaki & Smith (2011), a diferença entre as unidades amostrais na Bacia do Guabiroba pode ser explicada pela presença ou ausência de vegetação ripária mais conservada, maior quantidade de micro habitats em cada unidade e intervenções antrópicas específicas (despejos de efluentes domésticos, estradas rurais e agricultura). A primeira unidade, aparentemente menos impactado, apresentou melhores medidas bióticas, com uma mata ciliar melhor conservada e zonas de retenção e correnteza, condições que permitem a colonização de uma fauna aquática mais diversificada.

Grupos funcionais de alimentação e sazonalidade

Quanto à contribuição de cada grupo funcional de alimentação (GFA) para a cadeia trófica na Bacia do Guabiroba; dentre 35 famílias registradas, doze foram classificadas como predominantemente predadores engolidor e/ou perfurador, totalizando 518 indivíduos (41,37%), sete como coletores catadores e/ou filtradores totalizando 139 indivíduos (11,10%), onze como raspadores, totalizando 441 indivíduos (35,22%), quatro como fragmentadores herbívoros detritívoros, totalizando 153 indivíduos

(12,22%), além de uma família filtradora, com um indivíduo. Vários destes, no entanto, são generalistas oportunistas quanto ao hábito alimentar, ou seja, participam de mais uma categoria trófica, conforme a disponibilidade de alimento.

Sobre a ocorrência dos grupos tróficos a primeira unidade amostral possui exemplares de todos os grupos funcionais com 26 famílias registradas, sendo 191 indivíduos raspadores (42,35%) e 153 indivíduos predadores (33,95%) (Tabela 03).

Tabela 03: Distribuição da diversidade de famílias de macroinvertebrados segundo grupos funcionais de alimentação (GFA) em três unidades amostrais do rio Guabiroba e seus afluentes, Paraná, Brasil.

	Unidade amostral 01			Unidad e amostral 2			Unidade amostral 3		
GFA	Famílias	Indiv.	%	Famílias	Indiv.	%	Famílias	Indiv	%
Fragmentadores	2	41	9,09	3	38	9,62	4	74	18,22
Coletores-filtradores catadores	4	65	14,42	4	39	9,87	6	35	8,62
Raspadores	11	191	42,35	4	66	16,71	5	185	45,57
Predadores	8	153	33,92	9	252	63,80	8	112	27,59
Filtradores	1	1	0,22	-	-	-	-	-	-
Total	26	451	100	20	395	100	23	406	100

Fonte: Adaptado de Merritt (2014). Elaborado pelos autores.

A supressão de vegetação ripária (COPATTI et al., 2010), índices de condutividade e estabilidade do substrato (MELO, 2009), além do uso diversificado da terra podem influenciar a distribuição, composição e estrutura da comunidade de macroinvertebrados aquáticos na área de estudo, especificamente para os grupos fragmentadores e raspadores, que se alimentam de liteira depositados através desse tipo de vegetação. Consequentemente, sem a presença desses grupos, os predadores podem ser afetados.

A segunda unidade amostral apresentou menor número de famílias, sendo predominante predadores com nove famílias e 251 indivíduos (66,53%). Na terceira unidade amostral, com 23 famílias, foram mais frequentes os raspadores, com 185 indivíduos (45,57% dos indivíduos para o trecho). De forma geral, os predadores foram mais frequentes na primeira e segunda unidade amostral. A ocupação antrópica e seus impactos decorrentes, além da maior disponibilidade de substratos

podem ser fatores responsáveis pelo aumento da abundância de organismos fragmentadores e raspadores na unidade amostral três.

Em relação aos grupos funcionais de alimentação e estações sazonais, a maior ocorrência de macroinvertebrados foi no verão com 545 indivíduos (43,67%), sendo predominantes neste período predadores (42,93%) e raspadores (34,12%); seguida do primavera com 448 indivíduos (35,89%) sendo predadores (47,67%) e raspadores (36,38%); outono com 135 indivíduos (10,81%), sendo raspadores (51,11%) e predadores (24,45%) e inverno com 120 indivíduos (9,61%), sendo fragmentadores (35,83%) e coletores (29,16%). Considerando a ocorrência de predadores no verão e primavera, com ocorrência no outono de raspadores e no inverno de fragmentadores.

Conforme Merritt, Cummins & Campbel (2014), ao analisarmos a cadeia trófica e relacionarmos à escala temporal de análise na área de estudo, no inverno ocorre presença maior de fragmentadores, que transformam matéria orgânica particulada, cedida pela vegetação ripária (alóctone) presente na liteira condicionada em pedaços menores, tornando-a disponíveis para coletores, que apresentam adaptações morfocomportamentais para a aquisição de matéria orgânica na coluna d'água, sendo menos restritivos (BARBOLA et al., 2011). No verão e primavera, ocorrência maior de predadores que se alimentam de animais vivos, incluindo outros invertebrados aquáticos, pequenos peixes ou ainda de seus ovos e no outono presença de raspadores, que raspam o perífiton da superfície de rochas e partes da vegetação submersa.

Considerações Finais

O biomonitoramento de macroinvertebrados bentônicos contribui para uma melhor compreensão dos sistemas aquáticos, condições hidrológicas específicas de bacias hidrográficas e avaliação de sua qualidade ambiental, visando a elaboração de ações para conservação da biodiversidade local, além do manejo e utilização adequada e racional de recursos hídricos.

Os resultados obtidos neste estudo, embora incipientes, indicam que a distribuição, estrutura e composição da comunidade de macroinvertebrados bentônicos aquáticos na Bacia do rio Guabiroba, bem como seus parâmetros físicos químicos e índices de integridade ambiental; podem ser influenciadas pela sazonalidade climática e diferentes usos da terra das unidades amostrais. Sugerimos neste trabalho que a diversidade taxonômica de macroinvertebrados bentônicos, entre as unidades amostrais na bacia do rio Guabiroba, foi influenciada pelo seu entorno ecológico.

Agradecimentos

Os autores agradecem ao CNPq – Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico que possibilitou a execução deste trabalho via recursos obtidos na Chamada CNPq/MCTI N.25/2015.

Referências

- AB'SÁBER, A.N. *Províncias geológicas e domínios morfoclimáticos no Brasil*. Geomorfologia, n.20, 1970.
- ALBA-TERCEDOR, J., SÁNCHEZ-ORTEGA, A. *Um método rápido y simple para evaluar la calidad biológica de las aguas corrientes basado en el de Hellawell (1978)*. Limnética, vol. 4, p.51-56, 1988. Disponível em: (http://www.limnetica.com/Limnetica/Limne04/L04u051_Metodo_calidad_basado_BMWP.pdf) , data de acesso: 20 de maio de 2017.
- ARMITAGE, P. D., MOSS, D., WRIGHT, J. F., FURSE, M. T. *The performance of a new biological water quality score system based on macroinvertebrates over a wide range of unpolluted running-water sites*. Water Research, vol. 17, nº. 3, p.333-347, 1983. Disponível em: (<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/0043135483901884>) , data de acesso: 13 de fevereiro de 2017.
- BARBOLA, I. F. et al. *Avaliação da comunidade de macroinvertebrados aquáticos como ferramenta para o monitoramento de um reservatório na bacia do rio Pitangui, Paraná, Brasil*. Porto Alegre: Iheringia Série Zoologia, vol. 101, nº. 2, p.15-23, 2011. Disponível em: (<http://www.scielo.br/pdf/isz/v101n1-2/v101n1-2a02.pdf>) , data de acesso: 10 mar 2017.
- BRASIL. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. *Manual técnico de vegetação brasileira*. Rio de Janeiro: 2012. Disponível em (<http://biblioteca.ibge.gov.br/visualizacao/livros/liv63011.pdf>); data de acesso: 11 de maio de 2016.
- BINDA, A. L. *A influência de detritos lenhosos na morfologia e na sedimentologia de leito no Rio Guabiroba, Guarapuava-PR*. Dissertação de mestrado. Universidade Estadual do Oeste do Paraná (UNIOESTE), Campus de Francisco Beltrão. 120p, 2009. Disponível em: (http://tede.unioeste.br/tede/tde_arquivos/10/TDE-2009-10-19T080459Z-368/Publico/Andrey%20Luis%20Binda.pdf) ; data de acesso: 19 de junho de 2017.
- BONADA, N.; PRAT, N.; RESH, V. H.; STATZNER, B. *Developments in aquatic insect biomonitoring: a comparative analysis of recente approaches*. Annu RevEntomol. vol. 51, p.495-523, 2006. Disponível em (<http://www.annualreviews.org/doi/abs/10.1146/annurev.ento.51.110104.151124>), data de acesso: 10 de janeiro de 2017.
- BUSS, D. F; OLIVEIRA, R. B.; BAPTISTA, D. F. *Monitoramento biológico de ecossistemas aquáticos continentais*. Oecol. Bras., vol. 12, nº. 3, p.339-345, 2008. Disponível em: (https://www.researchgate.net/publication/40836286_Monitoramento_biologico_de_ecossistemas_aquaticos_continentalis), data de acesso: 03 de fevereiro de 2017.
- CHANG, M.Y. *Sistema faxinal: uma de organização camponesa em desagregação no centro-sul do Paraná*. IAPAR, Londrina. (Boletim Técnico) vol.22, 1988.
- CALLISTO, M., FERREIRA, W., MORENO, P., GOULART, M. D. C., PETRUCIO, M. *Aplicação de um protocolo de avaliação rápida da diversidade de habitats em atividades de ensino e pesquisa (MG-RJ)*. Acta Limnologica Brasiliensia. vol.14, n.1, p.91-98, 2002. Disponível em: ([http://www.ablimno.org.br/acta/pdf/acta_limnologica_contents1401E_files/Artigo%2010_14\(1\).pdf](http://www.ablimno.org.br/acta/pdf/acta_limnologica_contents1401E_files/Artigo%2010_14(1).pdf)), data de acesso: 07 de abril de 2017.
- CALLISTO, M.; MORETTI, M; GOULART, M. *Macroinvertebrados bentônicos como ferramenta para avaliar a saúde de riachos*. Revista Brasileira de Recursos Hídricos, vol.6, n.1 p.71-82, 2001.

- Disponível em:
(http://labs.icb.ufmg.br/benthos/index_arquivos/pdfs_pagina/callisto.et.al.2001.RBRH.pdf), data de acesso: 19 de março de 2017.
- COPATTI, C.E.; SCHIRMER, F.G.; MACHADO, J.V.V. *Diversidade de macroinvertebrados bentônicos na avaliação da qualidade ambiental de uma microbacia no sul do Brasil*. Perspectiva, Erechim. vol.34, nº.124, p.79-91, 2010. Disponível em:
(http://www.academia.edu/15193137/DIVERSIDADE_DE_MACROINVERTEBRADOS_BENT%C3%94NICOS_NA_AVALIA%C3%87%C3%83O_DA_QUALIDADE_AMBIENTAL_DE_UMA_MICROBACIA_N_O_SUL_DO_BRASIL), data de acesso: 12 de abril de 2017.
- COSTA, S., S. & MELO, A., S. *Beta diversity in stream macroinvertebrate assemblages: among-site and among-microhabitat components*. Hydrobiologia, 598:131-138. Disponível em:
(<https://link.springer.com/article/10.1007/s10750-007-9145-7>), data de acesso: 14 de abril de 2017.
- CUMMINS, K. W., KLUG, M. J. *Feeding ecology of stream invertebrates*. Ann. Rev. Ecol. Syst. 10:147-172, 1979.
- EATON, Donald. *Macroinvertebrados aquáticos como indicadores ambientais da qualidade da água* in CULLEN JR, L. et al. Métodos de estudos em biologia da conservação e manejo da vida silvestre. Curitiba: Editora UFPR, 2003.
- ESTEVES, F.A. *Fundamentos de limnologia*. Rio de Janeiro: Interciência, FINEP, 1998. 602p.
- GALDEAN, N.; CALLISTO, M. & BARBOSA, F.A.R. *Biodiversity assessment of benthic macroinvertebrates in altitudinal lotic ecosystems of Serra do Cipó (MG, Brazil)*. Braz. J. Biol., 61:1-4.
- GORENSTEIN, M. R. *Métodos de Amostragem no Levantamento da Comunidade Arbórea em Floresta Estacional Semidecidual*. Piracicaba-SP. 92 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais). Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo. 2002.
- GOULART, M., CALLISTO, M. *Bioindicadores de qualidade de água como ferramenta em estudos de impacto ambiental*. Revista da FAPAM, vol. 2, nº 1, 2003. Disponível em:
(http://labs.icb.ufmg.br/benthos/index_arquivos/pdfs_pagina/Goulart%20&%20Callisto-Fapam.pdf), data de acesso: 29 de fevereiro de 2017.
- HAMMER, Ø, HARPER, DAVID, A.T., RYAN, PAUL D. *Past: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis*. Palaeontologia Electronica, vol. 4, issue 1, art. 4: 9pp., 178kb. 2001. Disponível em: https://palaeo-electronica.org/2001_1/past/past.pdf , acesso em 20 de maio de 2018.
- HIENO, J. et al. *Geographical patterns of micro-orhnsimal community structure: are diatoms ubiquitously distributed across boreal streams?* Oikos, 119, 129-137, 2010.
- HEPP, L. U., RESTELLO, R. M. *Macroinvertebrados bentônicos como bioindicadores da qualidade das águas do Alto Uruguai Gaúcho*. In. ZAKRZEWSKI, S.B.B. (Org.). Conservação e uso sustentável da água: múltiplos olhares. Erechim: Edifapes, p.75-85, 2007. Disponível em:
(http://www.uricer.edu.br/cursos/arq_trabalhos_usuario/764.pdf), data de acesso: 22 de março de 2017.
- IAP – Instituto Ambiental do Paraná. *Avaliação da Qualidade da Água Através dos Macroinvertebrados Bentônicos - Índice BMWP*. Disponível em
(<http://www.meioambiente.pr.gov.br/modules/conteudo/conteudo.php?conteudo=91>), data de acesso: 17 de maio de 2017.
- JOHNSON, R.K. et al. *Ecological relationships between stream communities and spatial scale: implications for designing catchment-level monitoring programmes*. Freshwater iology, 52, 939-958, 2007. Disponível em: (<https://link.springer.com/article/10.1007/s10750-009-9731-y>), data de acesso: 12 de março de 2017.

- LEITE, P. F. As diferentes unidades fitoecológicas da região sul do Brasil: proposta de classificação. *Cadernos de Geociências*, vol.15, p.73-164, 1995.
- LIND, O.T. *Handbook of Common Methods in Limnology*. London, The C.V. Mosby Company, 199p, 1979.
- LUDWIG, J.A. e REYNOLDS, J.F. *Statistical Ecology: a primer method and computing*. John Wiley and Sons. New York. 1988.
- MAACK, Reinhard. *Geografia física do estado do Paraná*. Ponta Grossa: Editora UEPG, 2012, 526p. 4. ed.
- MARGALEF, R. *Limnologia*. Barcelona: Editora Orrega, 1983. 2014p.
- MARQUES, M. G. S. M.; FERREIRA, R. L.; BARBOSA, F. A. R. A comunidade de macroinvertebrados aquáticos e características limnológicas das Lagoas Carioca e da Barra, Parque Estadual do Rio Doce, MG. *Revista Brasileira de Biologia*, vol.59, nº.2, p.203-210, 1999. Disponível em: (http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_abstract&pid=S0034-71081999000200004&lng=pt), data de acesso: 14 de abril de 2017.
- MELO, A. S. *Explaining dissimilarities in macroinvertebrate assemblages among stream sites using enviromental variables*. *Zoologia*. vol. 26, nº1, p.79-84, 2009. Disponível em: (<http://www.scielo.br/pdf/zool/v26n1/a13v26n1.pdf>) ; data de acesso: 06 de março de 2017.
- MENETREY, N.; et al. *Eutrophication: are mayflies (ephemeroptera) good bioindicators for ponde*. *Hydrobiologia*. v.597,p.125-135, 2008. Disponível em: http://www.ephemeroptera-galactica.com/pubs/pub_m/pubmenetreyn2008p125.pdf data de acesso: 19 de junho de 2018.
- MERRITT, R. W., CUMMINS, K. W., BERG, M. B. *An introduction to the aquatic insects of North America*. Dubuque, Kendall/Hunt Publishing Company, 1214 p. 2008.
- MERRITT, R.W. & CUMMINS, K. W. *An introduction to the aquatic insects of North America*. Kendall/Hunt, Dubuque, Iowa. 1996. Disponível em: <http://coweeta.uga.edu/publications/221.pdf> ; data de acesso: 12 de março de 2017.
- MERRITT, R. W., CUMMINS, K. W., CAMPBELL, E. Y. *Uma Abordagem Funcional Para a Caracterização de Riachos Brasileiros*. In: INPA (Ed.), *Insetos Aquáticos na Amazônia Brasileira: taxonomia, biologia e ecologia* (p. 724). Manaus. ISBN 978-85-211-0123-9. 2014. Disponível em: (<https://www.embrapa.br/busca-de-publicacoes/-/publicacao/1000609/insetos-aquaticos-na-amazonia-brasileira-taxonomia-biologia-e-ecologia>), data de acesso: 20 de abril de 2017.
- MILESI, S.V. et al. *Efeito de metais Cobre (Cu) e Zinco (Zn) sobre a comunidade de macroinvertebrados bentônicos em riachos do sul do Brasil*. Maringá: *Acta Sci.Biol.Sci.*, v.30, n.3, p.283-289, 2008. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/26595214_Efeito_de_metais_Cobre_Cu_e_Zinco_Zn_sobre_a_comunidade_de_macroinvertebrados_bentonicos_em_riachos_do_sul_do_Brasil The effect of metals Cu and Zn on the benthic macroinvertebrate community in stream; data de acesso: 13 de abril de 2017.
- MONTEIRO, TR., OLIVEIRA, LG. and SPACEK GODOY, BS. *Biomonitoramento da qualidade de água utilizando macroinvertebrados bentônicos: adaptação do índice biótico BMWP' à bacia do rio Meia Ponte-GO*. *Oecologia Brasiliensis*, vol 12, no. 3, p. 553-563. 2008. Disponível em: <https://repositorio.bc.ufg.br/xmlui/bitstream/handle/ri/14237/Artigo%20-%20Thiago%20Rezende%20Monteiro%20-%202008.pdf?sequence=5&isAllowed=y> data de acesso, 19 de junho de 2018.
- MUGNAI, R., Nessimian, J. L., BAPTISTA, D. F. *Manual de identificação de macroinvertebrados aquáticos do Estado do Rio de Janeiro*. Rio de Janeiro: Technical Books, 2010.
- OHIOKHIOYA, T., IMOUBE, T., OHIOZEBAU, E. *Pollution status of a tropical river using aquatic insects as indicators*. *African Journal of Ecology*, vol. 48, p.232-238, 2010. Disponível em: (<http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/j.1365-2028.2009.01153.x/abstract>) ; data de acesso: 06 de maio de 2017.

- PAISLEY M. F., TRIGG D. J., WALLEY W. J. *Revision and Testing of BMWP scores. Final report SNIFFER Project WFD72a*. Edinburgh, SNIFFER. 2007. Available at: (<https://www.sniffer.org.uk/>), data de acesso: 22 de maio de 2017.
- PIELOU, E. C. *Population and community ecology: principles and methods*. New York: Gordon & Breach, 1983. 424 p.
- RIBEIRO, L. O., UIEDA, V.S. *Estrutura da comunidade de macroinvertebrados bentônicos de um riacho em serra da Itatinga, São Paulo, Brasil*. Revista Brasileira de Zoologia, Curitiba, vol. 22, nº. 3, p.613-618, 2005. Disponível em: (<http://www.scielo.br/pdf/rbzool/v22n3/26176.pdf>), data de acesso: 20 de abril de 2017.
- RIZO-PATRÓN F. V., KUMAR A., COLTON M. B. M., SPRINGER M. TRAMA F. A. *Macroinvertebrate communities as bioindicators of water quality in conventional and organic irrigated rice fields in Guanacaste, Costa Rica*. Ecological Indicators, vol. 29, p.68-78. 2013. Disponível em: (<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1470160X12004244>), data de acesso: 13 de março de 2017.
- ROSENBERG DM AND RESH VH. *Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates*. New York: Chapman & Hall, 1993.
- SANDIN, L.; JOHNSON, R.K. *The statistical power for selected indicator metrics using macroinvertebrates for assessing acidification and eutrophication of running waters*. Hydrobiologia, 422-423:233-243. 2000.
- SONODA, K. C. *Orientações gerais para a avaliação de macroinvertebrados aquáticos em bacias hidrográficas*. DF: Embrapa Cerrados, 2010. 20p. Disponível em: (<https://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/77785/1/doc-289.pdf>), data de acesso: 14 de abril de 2017.
- TACHET, H.; BOUNARD, D; RICHOUX, P. *Introduction à l'étude des macroinvertebrés des eaux douces*. Paris: C.R.D.P., 1987.
- TANIWAKI, R. H., SMITH, W. S. *Utilização de macroinvertebrados bentônicos no biomonitoramento de atividades antrópicas na bacia de drenagem do Reservatório de Itupararanga, Vorantim – SP, Brasil*. J Health Sci Inst. vol. 29, nº. 1, p.7-10, 2011. Disponível em: (http://www.unip.br/comunicacao/publicacoes/ics/edicoes/2011/01_jan-mar/V29_n1_2011_p7-10.pdf), data de acesso: 20 de fevereiro de 2017.
- THOMAZ, E. L. *Dinâmica do uso da terra e degradação do solo na bacia do rio Guabiroba – Guarapuava/PR*. Curitiba: Editora UFPR: R.RAE'GA, nº.13, p.109-128, 2007. Disponível em: (<http://revistas.ufpr.br/raega/article/view/3439>), data de acesso: 12 de fevereiro de 2017.
- THOMAZ, E. L., VESTENA, L. R. *Aspectos Climáticos de Guarapuava-PR*. Guarapuava: UNICENTRO, 2003.
- TOWNSEND, C.R. et al. *The influence of scale and geography on relationships between stream community composition and landscape variables: description and prediction*. Freshwater Biology, 48, 768-785, 2003. Disponível em: (https://www.researchgate.net/publication/229496377_The_Influence_of_Scale_and_Geography_on_Relationships_between_Stream_Community_Composition_and_Landscape_Variables_Description_and_Prediction), data de acesso: 20 de abril de 2017.
- TRIVINO-XTRIXINO, S., STRIXINO, G. *Chironomidae (diptera) associados a troncos de árvores submersos*. Revista Brasileira de Entomologia, vol. 41, nº. 2-4, p.173-178, 1998. Disponível em: (http://www.academia.edu/4183951/Valente_Neto_et_al_2008_MACROINVERTEBRADOS_AQU%C3%81TICOS_ASSOCIADOS_A_TRONCOS_SUBMERSOS_EM_C%C3%93RREGOS_NO_SUDESTE_BRASILEIRO), data de acesso: 12 de fevereiro de 2017.
- TUNDISI, J. G., TUNDISI, T. M. *Limnologia*. São Paulo: Oficina de Textos; 2008.
- VANOOTE, R.L. et al. *The river continuum concept*. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences. v.37, nº 1, p.130 - 137. 1980.

VASCONCELOS, M. de C.; MELO, A.S. *An experimental test of the effects of inorganic sediment addition on benthic macroinvertebrates of a subtropical stream*. Hydrobiologia, 610: 321-329. 2008. Disponível em: (https://www.ecoevol.ufg.br/adrimelo/trab/2008-Vasconcelos_Melo-Sediments-Hydrobiologia.pdf), data de acesso: 13 de março de 2017.

VILLELA, S. M. MATTOS, A. *Hidrologia aplicada*. São Paulo: McGraw-Hill do Brasil, 1975. 245p.

YOSHIMURA, C.; et al. *Species diversity and functional assessment of macroinvertebrate communities in Austrian rivers*. Limnology, 7: 63-74. 2006. Disponível em: (<https://link.springer.com/article/10.1007%2Fs10201-006-0170-4>), acesso em 14 de abril de 2017.

WALLACE, J. B., WEBSTER, J. R. *The role of macroinvertebrates in stream ecosystem function*. Annual Review of Entomology, Californie, vol. 41, p. 15-139, 1996. Disponível em: (<http://www.annualreviews.org/doi/abs/10.1146/annurev.en.41.010196.000555?journalCode=ento>), data de acesso: 06 de janeiro de 2017.

(Recebido em 27-06-2017; Aceito em: 20-12-2018)