

# **Estrutura e composição da fauna de macroinvertebrados como forma de avaliação da qualidade da água do rio Verde, em Ponta Grossa, Paraná, Brasil**

## **Structure and composition of the macroinvertebrate community as a way of evaluating the quality of the water from rio Verde, Ponta Grossa, state of Paraná, Brazil**

*Hugo Ultramari Batista*

*Colégio Adventista de Telêmaco Borba*

*Ivana de Freitas Barbola*

*Alberto Estefano Ghuilherme Kloth*

*Juliane Milléo*

*Universidade Estadual de Ponta Grossa*

**Resumo:** A estrutura da comunidade de macroinvertebrados aquáticos do rio Verde (Ponta Grossa-PR, Brasil) foi estudada, objetivando avaliar o estado de conservação desse corpo d'água. Entre dezembro de 2006 e maio de 2007, os macroinvertebrados foram coletados em sedimentos e macrófitas marginais. Diversas medidas físico-químicas, bacteriológicas e bioindicadoras (como índice de diversidade de Shannon-Wiener, porcentagem de EPT e porcentagem de Chironomidae) foram avaliadas. Foram capturados 1.926 exemplares pertencentes a 47 famílias de platelmintos, anelídeos e artrópodes. Os insetos representaram 88,4% do total de indivíduos amostrados, com 41 famílias. Nos cinco pontos de coletas observou-se diferença na composição da macrofauna bentônica, como reflexo da eutrofização gradativa do rio, à medida que ele atinge a área urbana da cidade.

**Palavras-chave:** Biomonitoramento. Poluição orgânica. Bioindicadores. Macrófitas aquáticas

**Abstract:** The structure of the macroinvertebrate communities of the rio Verde (located in the city of Ponta Grossa, state of Paraná, Brazil) was studied in order to evaluate the conservation status of this stream. Between December 2006 and May 2007, macroinvertebrates specimens were collected among sediments and marginal macrophytes. Several physico-chemical, bacteriological and bioindication measures (such as the Shannon-Wiener Index, percentage EPT and percentage Chironomidae) were evaluated. A total of 1.926 specimens were captured, belonging to 47 families of flatworms, annelids and arthropods. Insects accounted for 88.4% of the total individuals sampled, with 41 families. Differences in the benthic macrofauna composition were spotted in the five collection sites, as a reflex of the gradual eutrophication of the river as it reaches the urban area.

**Keywords:** Biomonitoring. Organic pollution. Bioindicators. Aquatic macrophytes

## 1 INTRODUÇÃO

A alteração dos ecossistemas aquáticos atuais decorre, principalmente, da consciência ecológica limitada por grande parte da população e de uma legislação ambiental ainda muito ampla no Brasil. O lançamento de grandes quantidades de efluentes não tratados nos corpos d'água, o desmatamento da vegetação ripária, a contaminação do lençol freático e a introdução de espécies exóticas são exemplos de atividades impactantes. (TOMMASI, 1994; BUSS et al. 2003; GOULART; CALLISTO, 2003). Como consequência dessas atividades, têm-se observado mudanças negativas nos ecossistemas aquáticos, tais como: assoreamento e desvios dos cursos naturais das águas, diminuição da diversidade biológica, mudanças na disponibilidade de recursos alimentares e o comprometimento dos processos ecológicos. (GOULART; CALLISTO, 2003).

Análises físico-químicas e bacteriológicas de águas são, na maioria das vezes, insuficientes para a determinação da qualidade estética, de recreação e ecológica de um rio. (PRATT; COLER; 1976; CAIRNS JR.; PRATT, 1993; ARMITAGE, 1995; GOULART; CALLISTO, 2003). Isso porque elas se utilizam de amostragens descontínuas ao longo do espaço e do tempo, demonstrando apenas uma situação momentânea do sistema aquático. (WHITFIELD, 2001). Em complemento a essas análises, cita-se o biomonitoramento, que consiste no uso das respostas biológicas para identificar e monitorar mudanças no ambiente. (REECE; RICHARDSON, 2000; BUSS et al., 2003). Através dele é possível verificar a ação de tipos específicos de poluentes, devido à diversidade de respostas dos organismos, e também detectar impactos de menor intensidade que, às vezes, são imperceptíveis nas análises físico-químicas. (BOVE et al., 2003; BUSS et al., 2003; PEIRÓ; ALVES,

2004). Pode-se dizer que a junção de parâmetros físico-químicos, bacteriológicos e biológicos resulta em uma avaliação mais completa do estado de preservação ou conservação de um sistema aquático.

Macroinvertebrados bentônicos são seres que habitam o fundo de corpos d'água e que estão associados a substratos orgânicos (macrófitas aquáticas) ou a substratos inorgânicos (cascalho, areia, rochas). (ROSENBERG; RESH, 1993). Esses animais são frequentemente utilizados em programas de biomonitoramento, pois alguns são mais sensíveis à poluição do que outros, significando que a comunidade de espécies encontrada em um lugar diz muito acerca de sua preservação. (WHITFIELD, 2001). Além disso, os macroinvertebrados possuem características que os tornam bem apropriados para programas de biomonitoramento: movimentam-se pouco e são, portanto, representativos da área de onde são coletados; possuem ciclos de vida curtos e refletem as modificações do ambiente através de mudanças na composição das espécies; por fim, vivem próximos ao sedimento, local onde as toxinas tendem a se acumular. (REECE; RICHARDSON, 2000; GOULART; CALLISTO, 2003; BONADA et al., 2006).

A bibliografia existente sobre os macroinvertebrados aquáticos não condiz com a grande diversidade dos mesmos. No Brasil, alguns trabalhos pioneiros a respeito da composição faunística e sobre biomonitoramento de rios foram realizados por Schroeder-Araujo e Cipolli (1986), Ferreira e Froehlich (1992) e Oliveira e Froehlich (1996). Esses estudos têm se tornado mais frequentes, sendo desenvolvidos em ambientes lóticos ou lênticos no Rio de Janeiro (MARQUES et al., 1999), em Minas Gerais (CALLISTO et al., 2001), Rio Grande do Sul (STERNET et al., 2004; PIEDRAS et al., 2006), São Paulo (PAMPLIN et al., 2006; SILVA

et al., 2007) e Goiás (MONTEIRO et al., 2008), entre outros. No Paraná, destacam-se as pesquisas realizadas por Gonçalves e Aranha (2004) e Vieira (2006), ambas na região litorânea do estado; por Galves et al. (2007), em Londrina; por Nalim et al. (2008), em Telêmaco Borba; e por Barbola et al. (2010a, b), em Ponta Grossa.

A escassez de informações sobre a biologia dos ambientes aquáticos no Paraná, em especial dos rios da bacia do Tibagi, incentivou esta pesquisa. Seu objetivo é caracterizar a macrofauna de invertebrados do rio Verde, incluindo a avaliação da riqueza e diversidade taxonômica dessa comunidade, bem como a identificação de grupos potencialmente bioindicadores de qualidade ambiental, fornecendo, assim, dados para programas de conservação desse manancial, que possui grande importância para as atividades de recreação e ecoturismo da região.

## 2 MATERIAIS E MÉTODOS

### 2.1 Área de estudo

O rio Verde, em parte localizado na periferia leste da cidade de Ponta Grossa-PR, é tributário do Pitanguí, na bacia do rio Tibagi (Figura 1). O rio tem sua nascente próxima ao km 10 da Rodovia PR-513, em um local denominado Capão da Onça. No seu trecho urbano, recebe o esgoto *in natura* de um conjunto habitacional e de alguns arroios cercados por residências próximas, assim como os efluentes tratados de um frigorífico, uma granja de suínos e do matadouro municipal. (MORO et al., 1998; SEQUINEL et al., 2006). Na área avaliada, o rio é pouco profundo (0,50 a 2,0 m), com até 8 m de largura e leito sobre afloramentos do Arenito Furnas. (MORO et al., 1998).

### 2.2 Coletas e análises

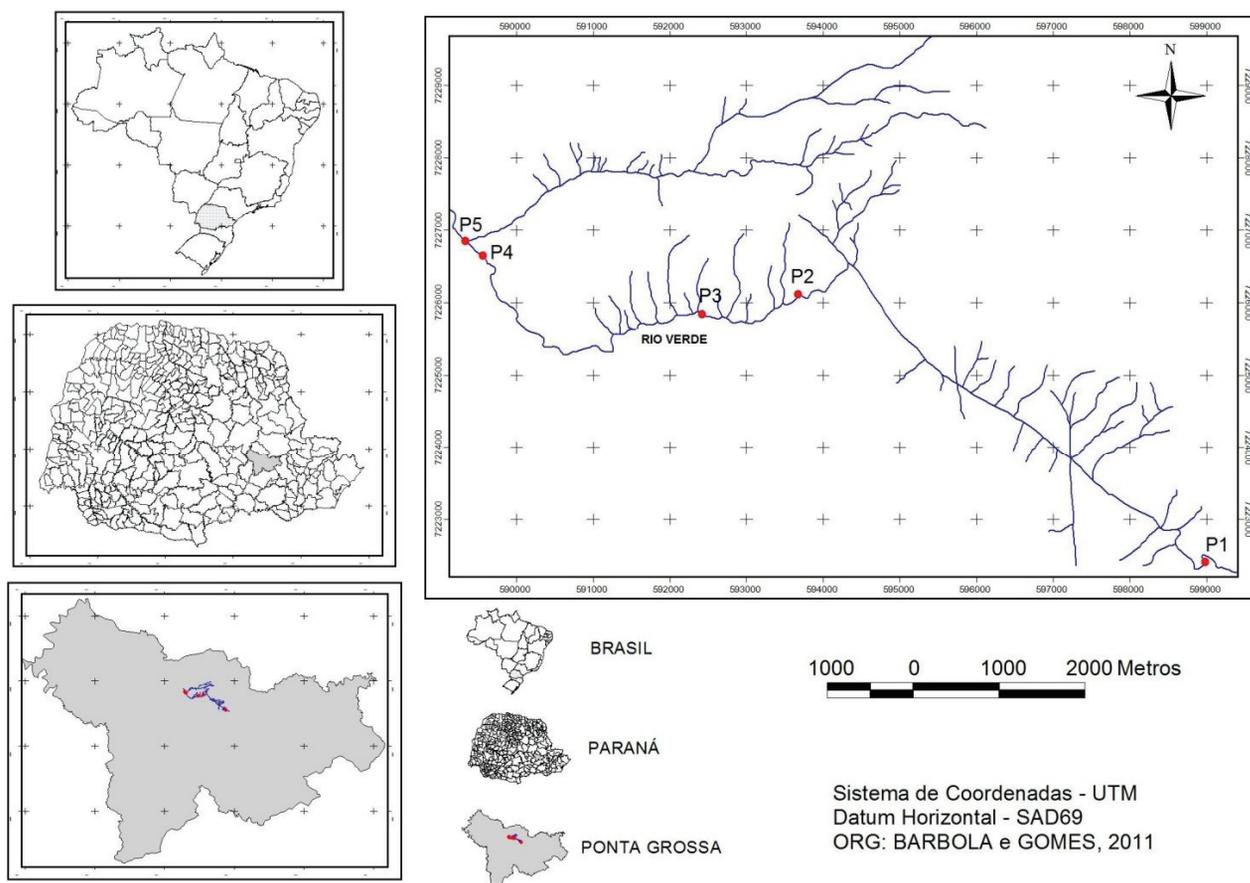
De dezembro de 2006 a maio de 2007, foram realizadas coletas mensais em cinco pontos diferentes pré-determinados, especialmente nas áreas marginais do rio, onde havia maior acúmulo de macrófitas. Os cinco pontos amostrados representam diferentes regiões do rio (Figura 1).

O ponto 1 ( $25^{\circ}06'20,62''S$  e  $50^{\circ}01'20,16''O$ ) situa-se em uma área de recreação, denominada Capão da Onça, muito frequentada por veranistas; trata-se de um trecho pouco profundo, de fundo rochoso e curso rápido, praticamente sem mata ciliar, mas supostamente livre de poluição. (MORO et al., 1998). O ponto 2 ( $25^{\circ}04'39,99''S$  e  $50^{\circ}04'14,12''O$ ) localiza-se em uma propriedade de criação de suínos; trecho com fundo de lama e areia, com macrófitas marginais. O ponto 3 ( $25^{\circ}04'46,58''S$  e  $50^{\circ}04'55,19''O$ ) apresenta leito pedregoso e o canal principal com áreas de retenção formado por pedras e folhço de correnteza nas áreas marginais com pastagem e agricultura. O ponto 4 – ( $25^{\circ}04'24,13''S$  e  $50^{\circ}06'28,31''O$ ), dentro do perímetro urbano, em frente ao matadouro municipal, apresenta macrófitas marginais e fundo de cascalho e lama. O ponto 5, por fim, ( $25^{\circ}04'18,29''S$  e  $50^{\circ}06'35,45''O$ ), encontra-se sob a ponte, logo após o matadouro municipal e a desembocadura de um tributário, com leito de areia e lama.

Em todos os pontos amostrados observam-se distúrbios na calha do rio e em seu entorno, tais como: mata ciliar pouco representativa, agricultura e pastagem muito próximas às margens, lançamento de efluentes domésticos e acúmulo de lixo e entulhos no trecho urbano.

A cada amostragem de sedimentos, raízes e outras partes das macrófitas, juntamente com pequenas quantidades de água, eram retirados e armazenados em vasilhames com capacidade de 3 l. Para

**Figura 1** - Localização dos pontos de coleta, no rio Verde, em Ponta Grossa-PR.



cada ponto de coleta foram obtidas três subamostras, utilizando-se redes aquáticas de 0,15 m<sup>2</sup> de área e 300 µm de malha.

Todo o material coletado era levado ao laboratório, lavado, triado e armazenado em álcool 80%. A identificação dos macroinvertebrados foi realizada até o nível taxonômico de família com o auxílio de guias e chaves de McCafferty (1981), Merrit e Cummins (1996) e Carvalho e Calil (2000). De acordo com alguns trabalhos, a identificação dos invertebrados aquáticos, sobretudo os insetos, em nível de família ou de espécie gera informações ecológicas parecidas. (MARCHANT et al., 1995; BOURNAUD et al., 1996). Isso é importante para a otimização do esforço em programas de biomonitoramento, no qual a identificação dos macroinvertebrados em nível de família resulta em pouca perda de

informação ecológica quando comparada com a identificação em nível de espécie. (BISPO et al., 2001).

Visando subsidiar o estudo da comunidade de macroinvertebrados e também conhecer os efeitos da ação antrópica sobre a qualidade das águas do rio Verde, alguns parâmetros físico-químicos foram registrados. A temperatura da água foi avaliada *in situ* nos cinco pontos de coletas. No Laboratório de Recursos Hídricos da Universidade Estadual de Ponta Grossa foram determinados os valores de turbidez (UNT), condutividade (µS/cm), sólidos totais dissolvidos (mg/l), cor das amostras e pH. Essas variáveis foram comparadas por ANOVA de um critério ou pelo teste não paramétrico de Kruskal-Wallis, quando o conjunto de dados não apresentava normalidade. As

diferenças foram ordenadas através do teste pós-hoc de Tukey (*software* SigmaStat 3.5).

A análise bacteriológica (NMP) constou da contagem de coliformes totais e fecais pelo método enzimático Collilert.

Quanto aos dados da comunidade, as seguintes medidas bioindicadoras foram determinadas: abundância relativa e dominância (KATO, 1952), ambas calculadas pelo *software* ANAFAU (MORAES et al., 2003); diversidade taxonômica (Shannon-Wiener) e uniformidade ou equitabilidade (Pielou), calculadas através do *software* Past, versão 1,35b (HAMMER et al., 2001) e proporção de Chironomidae, EPT (Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera), bem como fragmentadores e raspadores. Uma análise de agrupamento (UPGMA), utilizando o coeficiente de distância de Bray-Curtis (que varia de 0 a 1) foi realizada com o intuito de verificar a similaridade da comunidade de macroinvertebrados entre os diferentes pontos de coletas.

As categorias funcionais de alimentação dos macroinvertebrados foram estabelecidas de acordo com a classificação adotada por Cummins e Klug (1979), Merritt e Cummins (1996) e Lecci e Frohlich (2007), sendo a fauna subdividida nas seguintes categorias: fragmentadores, incluindo comedores de material vegetal alóctone e autóctone; coletores, incluindo filtradores; raspadores de perifíton (diatomáceas, outras algas e fungos), detritívoros e predadores.

### 3 RESULTADOS

Neste estudo, foram capturados 1.926 exemplares de macroinvertebrados, dentre eles platelmintos, anelídeos e artrópodes aquáticos e semiaquáticos, distribuídos em três filas, sete classes, 15 ordens e 47 famílias (Tabela 1). Os insetos representaram 88,4%

do total de indivíduos amostrados, com sete ordens e 41 famílias identificadas.

As ordens Diptera, Coleoptera, Hemiptera e Trichoptera apresentaram o maior número de famílias, sendo que as últimas três contribuíram com poucos indivíduos na amostra. Ressalta-se que algumas famílias dessas ordens são constituídas de insetos semiaquáticos do plêuston (superfície da água) e talvez o fato de a amostragem ter sido realizada junto ao sedimento e às macrófitas tenha influenciado na menor frequência de alguns grupos.

A avaliação de abundância revelou a presença de dois táxons superabundantes: Chironomidae, que constituiu 42,26% dos exemplares amostrados, e Baetidae, com 30,22%; cinco táxons muito abundantes (Glossiphonidae, Coenagrionidae, Gripopterygidae, Libellulidae e Entomobryidae; um abundante (Naididae); 15 comuns, com destaque para Elmidae e Simuliidae; 11 dispersos, dentre eles Tabanidae e Aeshnidae; os demais táxons foram classificados como raros, com apenas um exemplar cada. Quanto à dominância, Chironomidae e Baetidae foram classificados como superdominantes, 16 famílias como dominantes e 31 como não dominantes.

**Tabela 1** - Abundância dos macroinvertebrados aquáticos encontrados ao longo dos cinco pontos de amostragem no rio Verde, em Ponta Grossa-PR.

Táxon	P1	P2	P3	P4	P5	Abu. Abs.	Abund. Rel. (%)	Abundância	Dominância	Categorias tróficas funcionais	Tolerância à poluição
Plathelminthes											
Turbellaria											
Tricladida	9	6				15	0,78	c	D	Predador	7
Annelida											
Hirudinea											
Rhyncobidellida											
Glossiphoniidae		4		10	130	144	7,46	ma	D	Predador	3
Arhynchobdellida											
Hirudinidae	3	3	1	2	2	11	0,57	c	D	Predador	1
Clitellata											
Haplotaixida											
Naididae	9	1		2	9	21	1,09	a	D	Predador	1
Arthropoda											
Arachnida											
Acarí		1		1		2	0,10	d	ND	Predador	6
Araneae											
Pisauridae		1	2	2	1	6	0,31	c	D	Predador	Indet.
Maxillopoda											
Cyclopoida											
Cyclopoidae			1			1	0,05	r	ND	Coletor/filtrador	Indet.
Insecta											
Coleoptera											
Dytiscidae		2		3	1	6	0,31	c	D	Predador	5
Elmidae	6	1	11			18	0,93	c	D	Coletor	4
Noteridae		1		1		2	0,10	d	ND	Predador	4
Hydraenidae	2					2	0,10	d	ND	Rasp./Pred.	5
Hidrophylidae		1				1	0,05	r	ND	Fragment./Coletor	4
Carabidae			1			1	0,05	r	ND	Predador	4
Heteroceridae		1				1	0,05	r	ND	Indet.	Indet.
Curculionidae		1				1	0,05	r	ND	Fragmentador	5
Diptera											
Chironomidae	50	29	88	179	468	814	42,13	sa	SD	Coletor/Predador	2
Culicidae	2	2				4	0,21	c	ND	Coletor	3
Rhagionidae		1				1	0,05	r	ND	Predador	Indet.
Ceratopogonidae				1		1	0,05	r	ND	Predador	3
Dixidae					1	1	0,05	r	ND	Coletor	8
Simuliidae	11	2		3		16	0,83	c	D	Filtrador	5
Tabanidae				3		3	0,16	d	ND	Predador	4
Ephemeroptera											
Baetidae	249	80	208	43	2	582	30,12	sa	SD	Coletor	4
Caenidae	1	2	2	2		7	0,36	c	D	Coletor	7
Leptophlebiidae	1	1		2		4	0,21	c	ND	Coletor	8
Leptohyphidae			1	1		2	0,10	d	ND	Coletor	7
Hemiptera											
Belostomatidae			1			1	0,05	r	ND	Predador	5
Gerridae				2		2	0,10	d	ND	Predador	5
Corixidae		6	1	2	1	10	0,52	c	D	Predador	5
Veliidae		2		2		4	0,21	c	ND	Predador	7
Notonectidae		1				1	0,05	r	ND	Predador	Indet.
Odonata											
Coenagrionidae	21	31	19	19	16	106	5,49	ma	D	Predador	6
Libellulidae	16	3	7	4	3	33	1,71	ma	D	Predador	5
Calopterygidae			5	3	1	9	0,47	c	D	Predador	8
Megapodagrionidae			1			1	0,05	r	ND	Indet.	Indet.
Gomphidae		1			1	2	0,10	d	ND	Predador	5
Aeshnidae					3	3	0,16	d	ND	Predador	8
Plecoptera											
Gripopterygidae	3	4	29	7	2	46	2,33	ma	D	Raspador	10
Perlidae			1			1	0,05	r	ND	Predador	8
Trichoptera											
Philopotamidae	1		1			2	0,10	d	ND	Filtrador	8
Hydrobiosidae			1			1	0,05	r	ND	Predador	8
Calamoceratidae			2			2	0,10	d	ND	Fragmentador	7
Hydroptilidae	1		2	2	1	6	0,31	c	D	Raspador	6
Polycentropodidae		1		1		2	0,10	d	ND	Coletor/Predador	7
Ecnomidae			1			1	0,05	r	ND	Coletor/Predador	4
Hydropsychidae			1	2	1	4	0,21	c	ND	Col./filtr./predador	5
Entognatha											
Entomobryomorpha											
Entomobryidae	2	13	2	1	5	23	1,19	ma	D	Fragmentador	Indet.

Fonte: Scores baseados em Junqueira e Campos (1998); Junqueira et al (2000); Lecci e Frohlich (2007).

Nota: Abu. Abs = abundância absoluta. Abundância: sa = superabundante; ma = muito abundante; a = abundante; c = comum; d = disperso; r = raro. Dominância: SD = superdominante; D = dominante; ND = não dominante. Tolerância do táxon à poluição orgânica (Score): de 1 (muito tolerante) a 10 (intolerante). Indet.: indeterminada.

Ao todo, seis famílias foram comuns aos cinco locais de coleta, das quais Chironomidae e Baetidae foram as mais

abundantes, enquanto 18 famílias foram exclusivas a um determinado ponto (Tabela 2). A análise de *cluster* (UPGMA)

mostrou haver um agrupamento de similaridade entre os pontos 1, 2 e 3, e outro agrupamento entre os pontos 4 e 5 (Figura 2). A maior similaridade foi observada entre os pontos 1 e 3 (coeficiente de Bray-Curtis = 0,76) e a menor entre 1 e 5 (Bray-Curtis = 0,17). Não só a semelhança na composição de táxons, mas também na proporção de indivíduos amostrados de cada grupo, influenciou esse resultado.

As porcentagens de Chironomidae aumentaram significativamente ( $t = 2,936$ ;  $p$

= 0,042) no sentido  $P 1 < P 2 < P 3 < P 4 < P 5$ . Já as porcentagens de EPT aumentaram no sentido inverso ( $t = 3,087$ ,  $p = 0,0366$ ), sendo a menor taxa observada no ponto 5 e as maiores nos pontos 1 e 3. Os principais táxons que elevaram esses valores foram os plecópteros Gripopterygidae, os efemerópteros Caenidae, Leptophlebiidae e Baetidae e os tricópteros Philopotamidae, Hydrobiosidae e Hydroptilidae.

Na comparação entre as áreas amostradas, os pontos 1 e 5 apresentaram

**Tabela 2** – Medidas bioindicadoras do rio Verde, Ponta Grossa-PR.

	Ponto 1	Ponto 2	Ponto 3	Ponto 4	Ponto 5	Total
N	387	202	394	301	648	1932
S	17	28	25	26	18	49
% Chironomidae	12,92	14,36	22,62	59,67	72,22	42,26
% EPT <sup>1</sup>	65,89	43,56	64,01	20,00	0,92	34,06
% fragm. + rasp. <sup>2</sup>	2,07	9,40	8,99	3,33	1,23	4,15
H'	1,397	2,169	1,561	1,652	0,9288	1,807
J	0,4932	0,6509	0,491	0,5071	0,3214	0,4693
Táxons exclusivos	1	5	7	2	2	
"singletons"	4	13	12	6	8	14

**Org.:** Autores

**Notas:** N = n° total de indivíduos; S = n° total de táxons; H' = índice de diversidade de Shannon-Wiener; J = índice de equitabilidade de Pielou; "singletons" = táxons com um único exemplar.

(<sup>1</sup>) % de Ephemeroptera + Plecoptera + Trichoptera

(<sup>2</sup>) % de fragmentadores + raspadores

as menores riquezas taxonômicas, em termos de números absolutos (com 17 e 18 famílias), seguidos pelos pontos 3, 4 e 2 (com 25, 26 e 28 táxons, respectivamente).

Os índices de diversidade (H') e equitabilidade (J) variam significativamente

entre os pontos ( $t = 7,725$ ;  $p = 0,0151$  para H' e  $t = 8,985$ ;  $p = 0,00084$  para J), com exceção dos pontos 3 e 4, cujos valores foram bastante próximos. Esses índices aumentaram no sentido  $P 5 < P 1 < P 3 < P 4 < P 2$ .



mais abundantes no ponto 2, sobretudo os membros da família Entomobryidae.

Quanto aos parâmetros físico-químicos (Tabela 3), a temperatura, a turbidez e a cor da água não variaram significativamente entre os pontos de coletas. A condutividade foi significativamente maior no ponto 5,

quando comparada aos pontos 3, 2 e 1, mas não diferiu do ponto 4. O mesmo foi observado para a concentração de sólidos totais dissolvidos. O maior valor de pH foi encontrado no ponto 5, e o menor valor no ponto 1.

**Tabela 3** - Dados físico-químicos da água coletada no rio Verde, Ponta Grossa-PR, entre dezembro de 2006 a maio de 2007.

	Temperatura	Turbidez	Cor	Condutividade	Sólidos totais dissolvidos	pH
Ponto 1	22,6±1,5 <sup>A</sup>	4,1±0,2 <sup>A</sup>	21,3±4,7 <sup>A</sup>	15,7±2,7 <sup>A</sup>	3,2±2,8 <sup>A</sup>	6,1±0,06 <sup>A</sup>
Ponto 2	21,9±1,6 <sup>A</sup>	6,6±1,3 <sup>A</sup>	22,9±5,0 <sup>A</sup>	19,1±0,8 <sup>A</sup>	2,8±0,7 <sup>A</sup>	6,4±0,07 <sup>B</sup>
Ponto 3	22,3±1,4 <sup>A</sup>	6,0±1,1 <sup>A</sup>	24,2±5,5 <sup>A</sup>	21,3±0,9 <sup>A</sup>	2,8±0,4 <sup>A</sup>	6,5±0,09 <sup>B</sup>
Ponto 4	23,6±2,2 <sup>A</sup>	5,4±0,4 <sup>A</sup>	27,5±7,4 <sup>A</sup>	24,0±0,4 <sup>AB</sup>	4,0±0,2 <sup>AB</sup>	6,7±0,05 <sup>B</sup>
Ponto 5	21,7±1,1 <sup>A</sup>	6,4±0,7 <sup>A</sup>	27,5±5,6 <sup>A</sup>	44,0±2,7 <sup>B</sup>	12,3±1,1 <sup>B</sup>	7,0±0,07 <sup>C</sup>

Org.: Autores

**Nota:** Valores expressos como média e erro padrão da média. A condutividade e os sólidos totais dissolvidos foram expressos em ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ ) e ( $\text{mg}/\text{l}$ ), respectivamente. Letras diferentes = diferenças estatísticas (intervalo de confiança,  $p = 0,05$ ).

**Tabela 4** -Dados bacteriológicos dos cinco pontos amostrados no rio Verde, Ponta Grossa-PR, entre dezembro de 2006 a maio de 2007.

PONTOS	Varição dos Resultados
1	Número Mais Provável de Coliformes Totais: 1789 a >24196 NMP/100 ml Número Mais Provável de Coliformes Fecais: 63 a 450 NMP/100 ml
2	Número Mais Provável de Coliformes Totais: 4260 a >24196 NMP/100 ml Número Mais Provável de Coliformes Fecais: 200 a 861 NMP/100 ml
3	Número Mais Provável de Coliformes Totais: 2755 a >24196 NMP/100 ml Número Mais Provável de Coliformes Fecais: 52 a 727 NMP/100 ml
4	Número Mais Provável de Coliformes Totais: 2613 a >24196 NMP/100 ml Número Mais Provável de Coliformes Fecais: 75 a 4360 NMP/100 ml
5	Número Mais Provável de Coliformes Totais: 19863 a >24196 NMP/100 ml Número Mais Provável de Coliformes Fecais: 2090 a >24196 NMP/100 ml

Org.: Autores

Todo o trecho amostrado apresentou coliformes totais e fecais, com destaque para os pontos 4 e 5, que tiveram valores bem

altos de coliformes fecais, 4360 NMP/100 ml e >24196 NMP/100 ml, respectivamente (Tabela 4).

#### 4 DISCUSSÃO

A composição da macrofauna de invertebrados do trecho amostrado do rio Verde evidencia uma comunidade relativamente diversificada, constituída por 47 famílias pertencentes aos filos Platyhelminthes, Annelida e Arthropoda, com poucos táxons dominantes e a maioria representada por um ou dois exemplares. Riqueza semelhante foi verificada em diversas outras áreas por Gonçalves e Aranha (2004), na bacia do rio Ribeirão; por Nalim et al. (2008), no ribeirão Varanal; e por Barbola et al. (2010a), em um trecho do rio Pitanguí, todos no Paraná. Kikuchi e Uidea (2005) realizaram suas verificações em um rio da bacia do Paranapanema, ao passo que Queiroz et al. (2008) o fez em duas microbacias do rio Mogi-Guaçu, ambos em São Paulo.

Em termos de abundância e riqueza taxonômica, os insetos predominaram com 88,15% de indivíduos e 82,88% dos táxons. A dominância de insetos tem sido reportada em estudos de comunidades de macroinvertebrados tanto em águas lólicas (AYRES-PERES et al., 2006; VIEIRA, 2006; REZENDE, 2007; BARBOLA et al., 2010a), quanto lânticas (CALLISTO; ESTEVES, 1996; BARBOLA et al., 2010b). Segundo Willians e Feltmate (1992), insetos com estágios aquáticos compreendem aproximadamente 95% da macrobiota dos corpos d'água, o que justifica a maior presença deles em estudos de biomonitoramento.

Chironomidae foi a família mais abundante na amostra total, sendo classificada como superdominante nos pontos 3, 4 e 5 e dominante nos pontos 1 e 2. Esse representa um importante táxon de insetos aquáticos, sendo suas espécies amplamente distribuídas e abundantes em ecossistemas de água doce (SURIANO; FONSECA-GESSNER, 2004), muitas das

quais resistentes à poluição, pois são capazes de colonizar ambientes com baixa concentração de oxigênio. (DIGIOVANNI et al., 1996). Assim, altas densidades de Chironomidae em um sistema podem evidenciar elevado teor de matéria orgânica no ambiente (MARQUES et al., 1999), sendo importantes bioindicadores na avaliação de poluição ambiental.

Além de Chironomidae, Baetidae (Ephemeroptera) e Glossiphonidae (Rhyncobidellida) também foram abundantes, sendo a primeira classificada como superabundante nas amostras 1, 2 e 3, muito abundante na amostra 4 e comum na amostra 5; a segunda família como superabundante na amostra 5, muito abundante na 4, comum na 2 e não ocorrente nas amostras 1 e 3. Alguns táxons de macroinvertebrados podem indicar a qualidade de um corpo d'água devido aos diferentes graus de tolerância à poluição que possuem. (WASHINGTON, 1984; BUSS et al., 2003). Chironomidae e Hirudinea têm sido classificados como resistentes à contaminação orgânica (BUBINAS; JAGMINIENÉ, 2001; PIEDRAS et al., 2006; SILVA, 2007), enquanto Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera, como táxons sensíveis à poluição (GALDEAN et al., 2000), embora Batidae esteja entre os organismos moderadamente tolerantes e alguns gêneros de Chironomidae, entre os mais sensíveis. (BUBINAS; JAGMINIENÉ, 2001).

Ao longo dos cinco pontos de coletas e de acordo com a análise de agrupamento, observou-se diferença na composição da macrofauna bentônica, como reflexo da eutrofização gradativa do rio, à medida que ele atinge a área urbana da cidade. O trecho correspondente aos pontos 1, 2 e 3 (mais próximos à nascente do rio) pode ser considerado como de maior integridade biótica, pois apresentou bons resultados para várias medidas físico-químicas e

biológicas avaliadas, enquanto o trecho correspondente aos pontos 4 e 5 (próximos à jusante), pode ser considerado o mais degradado, em função das piores características ambientais ali observadas.

A integridade da biota aquática pode ser influenciada pela perda da qualidade química da água (KARR, 1993 apud FERREIRA; CASATTI, 2006), representada tanto pela lavagem dos solos contendo defensivos agrícolas e adubos ricos em nitrogênio e fósforo (BRODIE; MITCHELL, 2005), quanto pela emissão de esgoto doméstico e de efluentes industriais. Algumas substâncias contidas nesses efluentes, quando lançadas em grande quantidades nos corpos d'água, podem reduzir as concentrações de oxigênio dissolvido, que é consumido durante a decomposição de compostos orgânicos, ou levar ao acúmulo de substâncias tóxicas ao longo da cadeia alimentar e, conseqüentemente, eliminar espécies menos tolerantes a tais condições. (FERREIRA; CASATTI, 2006).

Com referência às porcentagens de EPT, as amostras 1, 2, 3 e 4 foram muito superiores aos índices registrados por Queiroz et al. (2008) para duas microbacias do rio Mogi-Guaçu. Pelos valores obtidos nesse estudo, os pontos 1 e 3 tiveram suas águas classificadas como de "boa" qualidade, o ponto 2 como "regular" e os pontos 4 e 5 como "ruim" segundo Carrera e Fierro (2001). É importante notar, porém, que a família que foi mais abundante nesse grupo (Baetidae) é considerada moderadamente tolerante à poluição (score 4). Os táxons mais sensíveis (com scores 8 e 10) foram pouco frequentes nas amostras, com exceção de Gripopterygidae, que esteve representado por 45 indivíduos, dos quais 29 na amostra 3. As características ambientais desse ponto, que apresenta zonas de retenção e correnteza, folhiço na superfície e fundo pedregoso, permitiram a

colonização das ninfas de Gripopterygidae que são comumente encontradas sobre folhas caídas e retidas por algum obstáculo, alimentando-se sobre elas. (LECCI; FROHELICH, 2007).

Avaliando os índices de diversidade ( $H'$ ) e a riqueza absoluta, não foi possível evidenciar um padrão fortemente concordante com as demais medidas ecológicas, uma vez que o ponto 1, considerado como "de boa integridade biótica" apresentou a menor riqueza taxonômica e o segundo menor índice de diversidade, enquanto o ponto 4, caracterizado como poluído pelos outros parâmetros, mostrou a segunda maior riqueza e diversidade. É possível que algumas características físicas desses habitats, como o tipo de substrato (lajeado), a forte correnteza, a quase ausência de locais de remanso e mata ripária, além da intensa utilização da área para recreação, tenham impossibilitado a colonização de determinados táxons no ponto 1. Por outro lado, o fundo de cascalho e lama, áreas de retenção e correnteza do rio e a presença de macrófitas marginais na altura do ponto 4 podem ter contribuído para a ocorrência de uma macrofauna mais diversa, embora com predomínio de grupos mais tolerantes à poluição.

Os valores de riqueza e diversidade obtidos para os pontos 2, 3 e 5 ( $H' = 2,169$ ; 1,561 e 0,9288 respectivamente) foram compatíveis com as demais variáveis físico-químicas e biológicas. Enquanto que os trechos 2 e 3 apresentaram integridade física regular, disponibilizando microhabitats (com áreas de remanso, corredeiras, acúmulo de macrófitas e/ou leito pedregoso) para uma maior diversidade de espécie; o ponto 5 apresentou-se mais impactado, com substrato instável, altas concentrações de coliformes totais e fecais e valores elevados de condutividade e sólidos totais dissolvidos, condições

que favorecem alguns táxons mais tolerantes à poluição orgânica, como os Chironomidae e os Glossiphonidae. Wilhm e Dorris (apud PIEDRAS et al., 2006) e Melo e Hepp (2008) consideram que as medidas de riqueza, diversidade e equitabilidade são parâmetros capazes de fornecer informações relevantes sobre a integridade biótica de um corpo d'água e que ambientes impactados tendem a apresentar baixa diversidade taxonômica, com dominância de algumas poucas espécies. Para os autores, índices de diversidade  $H'$  inferiores a 1,0 indicariam sistema fortemente poluído;  $H'$  entre 1,0 e 3,0 indicariam poluição moderada e  $H'$  superior a 3,0 água não poluída.

Na análise das categorias tróficas todos os pontos de amostragem, sobretudo o trecho correspondente aos pontos 4 e 5, apresentaram predomínio de macroinvertebrados coletores (como os Chironomidae e os Baetidae) e predadores (como os odonatos). Táxons raspadores e fragmentadores foram mais abundantes nos pontos 1, 2 e 3. A dominância de organismos coletores, principalmente Chironomidae, indica um enriquecimento de matéria orgânica no sedimento. Já os predadores, geralmente possuem abundâncias mais constantes, pois dependem diretamente de outros macroinvertebrados e não dos gradientes de produtividade ou disponibilidade de partículas orgânicas do sistema. (MARQUES et al., 1999). A pouca abundância de fragmentadores e raspadores, mesmo nos trechos de melhor integridade biótica, pode ser devida à baixa quantidade do litter cedido pela vegetação ripária (pobre), que é a principal fonte de alimento para esses dois grupos. Pode ainda ser decorrente de algum outro distúrbio ambiental, como a contaminação da água por adubo e defensivos agrícolas carregados dos solos adjacentes.

Os parâmetros físico-químicos são de grande importância para as

comunidades aquáticas, determinando a ocorrência e distribuição dos organismos. (KLEEREKOPER, 1990). De acordo com Esteves (1998), a medida da condutividade e dos sólidos totais dissolvidos constitui uma variável importante na limnologia, pois fornece informações a respeito da produção e decomposição biológica, possibilitando assim a detecção de fontes de poluição nos sistemas aquáticos. Os maiores valores de condutividade e de sólidos totais dissolvidos foram encontrados nos pontos 4 e 5, podendo ser decorrentes da decomposição do material orgânico oriundo de esgoto ali despejado. Em relação ao pH, as águas nos pontos 1 até o 4 mostraram-se ligeiramente ácidas e, no ponto 5, neutras. Entretanto, essas diferenças foram pequenas e podem indicar o tipo de solo por onde a água do rio percorre (solos mais ácidos ou mais básicos) e não necessariamente alguma contaminação por efluentes orgânicos.

Em todos os pontos amostrados, observou-se a presença tanto de coliformes totais quanto fecais. A quantidade de coliformes fecais aumentou consideravelmente do ponto 1 para o ponto 5, indicando um gradiente de contaminação. Os valores mais elevados nesse trecho do rio indicam poluição doméstica e agroindustrial já reportada por Moro et al. (1998) e Sequinel et al. (2006).

## 5 CONCLUSÃO

De modo geral, a fauna macrobentônica respondeu às variações de integridade ambiental do rio Verde. O trecho de melhor qualidade foi o correspondente aos pontos 1, 2 e 3 (mais próximos à nascente do rio), de acordo com os parâmetros físico-químicos, bacteriológicos e os índices bióticos. De fato, esse trecho parece ser menos impactado, apresentando

substrato heterogêneo e zonas de retenção e corredeira, o que permite a colonização de uma fauna mais diversificada e exigente quanto às condições do meio. Porém, apesar de as medidas indicadoras estarem dentro de valores esperados para sistemas relativamente íntegros, pode-se observar algum nível de distúrbio nesses pontos, como a ausência de mata ripária e a proximidade de pastagens e agricultura nas margens do rio. A baixa frequência de táxons fragmentadores e raspadores, suscetíveis à perturbação ambiental, pode reafirmar essa condição. Já no final do seu trecho urbano, o rio apresenta os mais baixos índices de riqueza, diversidade, equitabilidade, porcentagens de EPT e de táxons fragmentadores e raspadores, assim como altas taxas de Chironomidae, de condutividade, sólidos totais dissolvidos e coliformes fecais, decorrentes de impactos relacionados à desestruturação de suas áreas marginais e contaminação do sistema por poluentes orgânicos.

Os resultados deste estudo, mesmo tendo sido obtidos em um levantamento relativamente simples, permitem caracterizar os efeitos da poluição urbana sobre a macrofauna de invertebrados do rio Verde, constituindo-se em subsídio a programas de biomonitoramento, em conjunto com projetos de recuperação e gestão integrada de sua bacia hidrográfica.

## AGRADECIMENTOS

Aos técnicos do Laboratório de Recursos Hídricos (UEPG), Edelor e Aurélio, pelas análises físico-químicas e bacteriológicas realizadas. Às estagiárias do laboratório, pelo auxílio na triagem dos macroinvertebrados. À Prof<sup>a</sup> Mariana Silveira Guerra Moura e Silva pela revisão e sugestões ao trabalho.

## REFERÊNCIAS

ARMITAGE, P.D. Behaviour and ecology of adults. In: ARMITAGE, P.D.; CRANSTON, P.S.; PINDER, L.C.V. **The Chironomidae: biology and ecology of non-biting midges**. London: Chapman & Hall, 1995, p.194-224.

AYRES-PERES, Luciane; SOKOLOWICZ, Carolina C.; SANTOS, Sandro Diversity and abundance of the benthic macrofauna in lotic environments from the central region of Rio Grande do Sul State, Brazil. **Biota Neotropica**, v. 6, n. 3, 2006. Disponível em: <<http://www.biotaneotropica.org.br/v6n3/pt/abstract?article+bn02106032006>>.

BARBOLA, Ivana de Freitas; MORAES, Marcos Flávio Pádua Góes de; CAMILOTTI, Elen Mariana; NASCIMENTO, Elynton Alves do. Macroinvertebrados do rio Pitangui. In: GEALH, Ana Maria; MELO, Mário Sérgio; MORO, Rosemeri Segecin. **Pitangui, rio de contrastes, seus sonhos, seus peixes, sua gente**. Ponta Grossa: Editora UEPG, 2010a. p. 87-95.

BARBOLA, Ivana de Freitas; MORAES, Marcos Flávio Pádua Góes de; ANAZAWA, Tathiane Mayaumi; NASCIMENTO, Elynton Alves; SEPKA, Everton Roger; POLEGATTO, Cleber Macedo; MILLÉO, Julianne; SCHÜHLI, Guilherme Schnell. Avaliação da comunidade de macroinvertebrados aquáticos como ferramenta para o monitoramento de um reservatório na bacia do Rio Pitangui, Paraná, Brasil. **Iheringia**, v. 100, n. 4, 2010b. No prelo.

BISPO, Pitágoras da Conceição; OLIVEIRA, Leandro Gonçalves; CRISCI, Vera Lúcia; SILVA, M.M. A pluviosidade como fator de alteração da entomofauna bentônica (Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera) em córregos do planalto central do Brasil. **Acta Limnológica Brasiliensia**, v. 13, n. 2, p. 1-9, 2001.

BONADA, Núria; PRAT, Narcís; RESH, Vincent H.; STATZNER, Bernhard. Developments in aquatic insect biomonitoring: a comparative analysis of recent approaches. **Annual Review of Entomology**, v. 51, p. 495-523, 2006.

BOURNAUD, M.; CELLOT, B.; RICHOUX, P.; BERRAHOU, A. Macroinvertebrate community structure and environmental characteristics along a river: congruity of patterns for identification to species or family. **Journal of North American Benthological Society**, v. 15, n. 2, p. 232-253, 1996.

- BOVE, Cláudia Petean; GIL, André dos Santos Bragança; MOREIRA, Cláudio Barbosa; ANJOS, Renata Fabiana Barros. Hidrófitas fanerogâmicas de ecossistemas aquáticos temporários da planície costeira do estado do Rio de Janeiro, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 17, n. 1, p. 119-135, 2003.
- BRODIE, J.E.; MITCHELL, A.W. Nutrients in Australian tropical rivers: changes with agricultural development and implications for receiving environments. **Marine and Freshwater Research**, v. 56, p. 279-302, 2005.
- BUBINAS, Algis; JAGMINIENĖ, Irena. Bioindication of ecotoxicity according to community structure of macrozoobenthic fauna. **Acta Zoologica Lituanica**, v. 11, n. 1, p. 90-99, 2001.
- BUSS, Daniel Forsin; BAPTISTA, Darcílio Fernandes; NESSIMIAN, Jorge Luiz. Bases conceituais para a aplicação de biomonitoramento em programas de avaliação da qualidade da água de rios. **Cadernos de Saúde Pública**, v. 19, n. 2, p. 465-473, 2003.
- CAIRNS Jr., J.; PRATT, J.R. A history of biological monitoring using benthic macroinvertebrates. In: ROSENBERG, D.M.; RESH, V.H. **Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates**. New York: Chapman & Hall, 1993, p. 10-27.
- CALLISTO, Marcos; ESTEVES, Francisco de Assis. Macroinvertebrados bentônicos em dois lagos amazônicos: lago Batata (um ecossistema impactado por rejeito de bauxita) e lago Mussurá (Brasil). **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 8, p. 137-147, 1996.
- CALLISTO, MARCOS; MORENO, PABLO; BARBOSA, F.A.R. Habitat diversity and benthic functional trophic groups at Serra do Cipó, Southeast Brazil. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 61, n. 2, p. 259-266, 2001.
- CARRERA, Carlos Reyes; FIERRO, Karol Peralbo. **Manual de monitoreo: los macroinvertebrados acuáticos como indicadores de la calidad del agua**. Quito: EcoCiência, 2001.
- CARVALHO, A.L.; CALIL, E.R. Chaves de identificação para famílias de Odonata (Insecta) ocorrentes no Brasil, adultos e larvas. **Papéis Avulsos de Zoologia (São Paulo)**, v. 41, n. 15, p. 223-241, 2000.
- CUMMINS, K. W.; KLUG, M. J. Feeding ecology of stream invertebrates. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 10, p. 147-172, 1979.
- DI GIOVANNI, M. V.; GORETTI, E.; TAMANTI, V. Macroinvertebrates in Montedoglio Reservoir, central Italy. **Hydrobiologia**, v. 321, p. 17-28, 1996.
- ESTEVES, Francisco de Assis. **Fundamentos de Limnologia**. 2. ed. Rio de Janeiro: Interciência, 1998.
- FERREIRA, Cristiane de Paula; CASATTI, LÍlian. Integridade biótica de um córrego na bacia do Alto Rio Paraná avaliada por meio da comunidade de peixes. **Biota Neotropica**, v.6, n.3, 2006. Disponível em: <<http://www.biotaneotropica.org.br/v6n3/pt/abstract?article+bn02106032006>>.
- FERREIRA, M.J.N.; FROEHLICH, Cláudio Gilberto. Estudo da fauna de Ephemeroptera (Insecta) do Córrego do Pedregulho (Pedregulho, SP, Brasil) com aspectos da biologia de *Thraulodes schlingerii* Traver & Edmunds, 1967. **Revista Brasileira de Entomologia**, v. 36, n. 3, p. 541-548, 1992.
- GALDEAN, N.; CALLISTO, M.; BARBOSA, F.A.R.; ROCHA, L.A. Lotic ecosystems of Serra do Cipó, Southeast Brazil: water quality and a tentative classification based on the benthic macroinvertebrate community. **Aquatic Ecosystem Health and Management Society**, v. 3, n. 4, p. 545-552, 2000.
- GALVES, Wanner; JEREP, Fernando Camargo; SHIBATTA, Oscar Akio. Estudo da condição ambiental pelo levantamento da fauna de três riachos na região do Parque Estadual da Mata dos Godoy (PEMG), Londrina, PR, Brasil. **Pan-American Journal of Aquatic Sciences**, v. 2, n. 1, p. 55-65, 2007.
- GONÇALVES, Fábio Bertolini; ARANHA, José Marcelo Rocha. Ocupação espaço-temporal pelos macroinvertebrados bentônicos na bacia do rio Ribeirão, Paranaguá, PR (Brasil). **Acta Biológica Paranaense**, v. 33, n. 1/2/3/4, p. 181-191, 2004.
- GOULART, Michael Dave C.; CALLISTO, Marcos. Bioindicadores de qualidade de água como ferramenta em estudos de impacto ambiental. **Revista da FAPAM**, v. 2, n. 1, p. 78-85, 2003.
- HAMMER, Øyvind.; HARPER, David A.T.; RYAN, Paul D. PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. **Palaeontologia Electronica**, v. 4, n. 1, p. 1-9. 2001. Disponível em: <[http://palaeo-electronica.org/2001\\_1/past/issue1\\_01.htm](http://palaeo-electronica.org/2001_1/past/issue1_01.htm)>.
- KIKUCHI, Regina Mayumi; UIEDA, Virgínia Sanches. Composição e distribuição dos macroinvertebrados em diferentes substratos de fundo de um riacho no município de Itatinga, São

- Paulo, Brasil. **Entomología y Vectores**, v. 12, n. 2, p. 193-231, 2005.
- KLEEREKOPER, H. **Introdução ao estudo da limnologia**. Porto Alegre: DNPA, 1990.
- LECCI, Lucas Silveira; FROELICH, Cláudio Gilberto. Plecoptera. In: FROELICH, Cláudio Gilberto. **Guia on-line: identificação de larvas de insetos aquáticos do estado de São Paulo**. 2007. Disponível em: <<http://sites.ffclrp.usp.br/aguadoce/guiaonline>>.
- MCCAFFERTY, W.P. 1981. **Aquatic entomology**. Boston: Jones and Bartlett, 1981.
- MARCHANT, R.; BARMUTA, L.A.; CHESSMAN, B.C. Influence of sample quantification and taxonomic resolution on the ordination of macroinvertebrate communities from running waters in Victoria, Australia. **Marine and Freshwater Research**, v. 46, p. 501-506, 1995.
- 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**, v. 59, n. 2, p. 203-210, 1999.
- MELO, Adriano Sanches; HEPP, Luiz Ubiratan. Ferramentas estatísticas para análise de dados provenientes de biomonitoramento. **Oecologia Brasiliensis**, v. 12, n. 3, p. 463-486, 2008.
- MERRIT, R.W.; CUMMINS, K.W. **An introduction to the aquatic insects of North America**. 3. ed. Dubuque: Kendall/Hunt, 1996.
- MONTEIRO, Thiago Rezende.; OLIVEIRA, Leandro Gonçalves; GODOY, Bruno Spacek. Biomonitoramento da qualidade de água utilizando macroinvertebrados bentônicos: adaptação do índice biótico BMWP à bacia do rio Meia Ponte-GO. **Oecologia Brasiliensis**, v. 12, n. 3, p. 553-563, 2008.
- MORAES, R.C.B.; HADDAD, M.L.; SILVEIRA NETO, S.; REYES, A.E.L. Software para análise faunística. In: SIMPÓSIO DE CONTROLE BIOLÓGICO, 8, 2003. São Pedro, **Resumos...** p.195.
- MORO, Rosemeri Segecin; DE SANTI, Valmir; BUSCH, Olívia Mara Savi; FURSTENBERGER, Cynthia Beatriz; ROCHA, Luciana Almeida. Impacto da poluição orgânica sobre a diatomoflora do Rio Verde, Ponta Grossa, PR. **Publicatio UEPG**, sér. Ciências Biológicas, v. 4, n. 1, p. 39-48, 1998.
- NALIM, Dileimar Machado; GALVES JR., Wagner; MENDES, Elisa Cimitan; MARONEZE, Daniel Maroneze. Insetos aquáticos. In: BENNEMANN, Sirlei Terezinha.; SHIBATTA, Oscar Akio; VIEIRA, Ana Odete Santos. **A flora e a fauna do Ribeirão Varanal: um estudo da biodiversidade no Paraná**. Londrina: EDUEL, 2008. v. 1.
- OLIVEIRA, Leandro Gonçalves; FROELICH, Cláudio Gilberto. Natural history of three Hydropsychidae (Trichoptera:Insecta) in a "cerrado" stream from northeastern São Paulo State, Brazil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 13, n. 3, p. 755-762, 1996.
- PAMPLIN, P.A.Z.; ALMEIDA, T.C.M.; ROCHA, O. Composition and distribution of bentic macroinvertebrates in Americana Reservoir, SP, Brazil. **Acta Limnologica Brasiliensis**, v. 18, n. 2, p. 121-132, 2006.
- PEIRÓ, D.F.; ALVES, R.G. Levantamento preliminar da entomofauna associada a macrófitas aquáticas da região litoral de ambientes lênticos. **Revista Uniara**, v. 15, p. 177-188, 2004.
- PIEDRAS, Sergio Renato Noguez; BAGER, Alex.; MORAES, Paulo Roberto Rocha; ISOLDI, Loraine André; FERREIRA, Otoniel Geter Lauz; HEEMANN, Christiane. Macroinvertebrados bentônicos como indicadores de qualidade de água na Barragem Santa Bárbara, Pelotas, RS, Brasil. **Ciencia Rural**, v. 36, n. 2, p. 494-500, 2006.
- PRATT, J.M.; COLER, R.A. A procedure for the routine biological evaluation of urban runoff in small rivers. **Water Research**, v. 10, p. 1019-1025, 1976.
- QUEIROZ, J.F.; FERRAZ, J.M.C.; SILVEIRA, M.P.; SITTON, M.; MARIGO, A.L.S.; CARVALHO, M.P.; RIBACINKO, D.B.. **Avaliação preliminar da qualidade da água em duas microbacias do rio Mogi (SP)**. Circular Técnica - Embrapa Meio Ambiente, 2008, n. 17.
- REECE, Pamela F.; RICHARDSON, John S.. Biomonitoring with the reference condition approach for the detection of aquatic ecosystems at risk. In: CONFERENCE ON THE BIOLOGY AND MANAGEMENT OF SPECIES AND HABITATS AT RISK, 1, 2000 Kamloops. **Proceedings...** p. 549-552.
- REZENDE, Carla Ferreira. Estrutura da comunidade de macroinvertebrados associados ao folhicho submerso de remanso e correnteza em igarapés da Amazônia Central. **Biota Neotropica**, v. 7, n. 2, 2007. Disponível em: <<http://www.biotaneotropica.org.br/v7n2/pt/abstract?short-communication+bn01607022007>>.

ROSENBERG, D.M.; RESH, V.H. Introduction to freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates. In: ROSENBERG, D.M.; RESH, V.H. **Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates**. New York: Chapman and Hall, 1993. p. 1-9.

SCHROEDER-ARAUJO, L.T.; CIPOLLI, M.N. Organismos bentônicos como indicadores da qualidade de água de rios no Parque Estadual de Campos do Jordão, SP. **Boletim do Instituto de Pesca**, v. 12, n. 3, p. 77-83, 1986.

SEQUINEL, R., SIERPINSKI, S.F.D., CARVALHO, S.M., MARQUES, M.B., ARRÚA, M.E.P.; COSTA, W. Avaliação da possível contaminação do Rio Verde por fertilizantes, através da determinação dos teores de fosfato, nitrato, potássio, cálcio e magnésio. In: ENCONTRO DE PESQUISA DA UNIVERSIDADE ESTADUAL DE PONTA GROSSA, 6, 2006, Ponta Grossa. **Anais...** p. 45-48.

SILVA, N.T.C. **Macroinvertebrados bentônicos em áreas com diferentes graus de preservação ambiental na Bacia do Ribeirão Mestre d' Armas, DF**. Brasília, 2007. Dissertação (Mestrado em Ecologia), Universidade de Brasília.

SILVA, Fábio Laurindo da.; MOREIRA, Diana C.; BOCHINI, Gabriel L.; RUIZ, Sonia S. Desempenho de dois índices biológicos na avaliação da qualidade das águas do córrego Vargem Limpa, Bauru, São Paulo, através de macroinvertebrados bentônicos. **Pan-American Journal of Aquatic Sciences**, v. 2, n. 3, p. 231-234, 2007.

STENERT, Cristina; SANTOS, Edson Martins do; MALTCHIK, Leonardo. Levantamento da diversidade de macroinvertebrados em áreas úmidas do Rio Grande do Sul (Brasil). **Acta Biologica Leopoldensia**, v. 26, n. 2, p. 225-240, 2004.

SURIANO, M.T.; FONSECA-GESSNER, A.A. Chironomidae (Diptera) Larvae in streams of Parque Estadual de Campos do Jordão, São Paulo State, Brazil. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 16, n. 2, p. 129-136, 2004.

TOMMASI, L.R. **Estudo de Impacto Ambiental**. São Paulo: Terragraph, 1994.

VIEIRA, Maria Elisa Marques. **A comunidade de macroinvertebrados em dois trechos do rio Morato (Guaraqueçaba, PR): estrutura, composição e ocupação espacial**. Curitiba, 2006. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Conservação), Universidade Federal do Paraná.

WASHINGTON, H.G. Diversity, biotic and

similarity indices: a review with special relevance to aquatic ecosystems. **Water Research**, v. 18, n. 6, p. 653-694, 1984.

WHITFIELD, J. Vital signs. **Nature**, v. 411, n. 28, p. 989-990, 2001.

WILLIAMS, D.D.; FELTMATE, B.W. **Aquatic insects**. Trowbridge: Redwood Books, 1992.

Recebido em: 04/12/10

Aceito em: 18/02/11