



## Qualidade das águas de riachos da região norte do Rio Grande do Sul (Brasil) através de variáveis físicas, químicas e biológicas

RODRIGO KÖNIG<sup>1</sup>, CATIA R. H. SUZIN<sup>2</sup>, ROZANE M. RESTELLO<sup>2,3</sup> & LUIZ U. HEPP<sup>3,4</sup>

<sup>1</sup> Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade Animal. Universidade Federal de Santa Maria – RS. Av. Roraima, 1000. Santa Maria – RS. 97105-900.

<sup>2</sup> Programa de Pós-Graduação em Ecologia. Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e das Missões – Campus de Erechim. Av. Sete de Setembro, 1621. Erechim – RS. 99700-000.

<sup>3</sup> Laboratório de Biomonitoramento. Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e das Missões – Campus de Erechim. Av. Sete de Setembro, 1621. Erechim – RS. 99700-000.

<sup>4</sup> Autor para correspondência: lhepp@uri.com.br

**Abstract: Water quality of streams in the north region of Rio Grande do Sul (Brazil) through use of physical, chemical and biological variables.** The damages caused to the hydric bodies for the human activities beings generate the necessity of trust information in respect to the water quality.

The present study objectified to evaluate the hydric quality of two hydrographic basins in north of Rio Grande do Sul, through a physical and chemical index (WQI) and another biological (BMWP), beyond other biological metric. Physical, chemical and microbiological variables were analyzed and, beyond the benthic macroinvertebrates collection, in four points of sampling of each basin, in the periods of winter/2005 and summer/2006. In the majority of the studied places the index WQI presented values that consider waters of satisfactory quality. The BMWP revealed more rigorous in this evaluation, verifying that the activities developed in the studied basins had modified the hydric quality of the places. In the sites where the anthropogenic activities are more evident the differences between the indices had been bigger, suggesting that in environments with higher degradation, a wide explication can be gotten using the biomonitoring. The differences between the index can be explained by the characteristic of the physical and chemical monitoring in to evaluate the point quality and to analyze only some variables, while the biological components present sensitivity to the environmental factors.

**Key words:** Anthropogenic activities, biological metrics, WQI, water quality.

**Resumo.** Os prejuízos causados aos corpos hídricos pelas atividades humanas geram a necessidade de informações confiáveis no que diz respeito à qualidade de água. O presente estudo objetivou avaliar a qualidade hídrica de duas bacias hidrográficas da norte do Rio Grande do Sul, utilizando um índice físico e químico (IQA) e outro biológico (BMWP), além de outras métricas biológicas. Foram mensuradas variáveis físicas, químicas e microbiológicas, além da coleta de macroinvertebrados bentônicos, em quatro pontos em cada bacia, nos períodos de inverno/2005 e verão/2006. Na maioria dos locais estudados o índice IQA apresentou valores que consideram as águas de qualidade satisfatória. O BMWP mostrou-se mais rigoroso nesta avaliação, verificando que as atividades desenvolvidas nas bacias estudadas alteraram a qualidade hídrica dos locais. Nos pontos onde as atividades antrópicas são mais pronunciadas as diferenças entre os índices foram maiores, sugerindo que, em ambientes com maior degradação, pode ser obtida uma resposta mais ampla utilizando o biomonitoramento. As diferenças entre os índices podem ser explicadas pela característica do monitoramento físico e químico de avaliar a qualidade pontual e analisar apenas algumas variáveis enquanto os componentes biológicos apresentam sensibilidade ao conjunto de fatores ambientais.

**Palavras chave:** Atividades antrópicas, métricas biológicas, IQA, qualidade da água.

## Introdução

Os efeitos combinados da urbanização e das demais atividades antropogênicas associadas ao rápido crescimento populacional das últimas décadas são facilmente visualizados nos ecossistemas (Thorne & Williams 1997; Pompeu *et al.* 2005). Muitos rios, lagos e reservatórios têm sido prejudicados como consequência do aumento de atividades humanas. Sendo assim, o planejamento e gestão dos recursos hídricos dependem de informações confiáveis, tanto no que diz respeito à demanda como à oferta de água (Braga *et al.* 1999). Como a disponibilidade de água depende do grau de contaminação desta, a oferta total só poderá ser estimada se existirem redes de monitoramento confiáveis, que gerem dados sobre variáveis de interesse no setor qualitativo (Buss *et al.* 2003).

Dessa forma, diversas metodologias têm sido utilizadas visando o monitoramento da qualidade hídrica. O uso de variáveis físicas e químicas, principalmente através de índices de qualidade de água, que é um método bastante aplicado para esta finalidade (Da-Silva & Jardim 2006). A utilização de tais índices se baseia no fato de que, ao alterar o ambiente, o homem afeta as variáveis hídricas e pela análise destas, pode-se inferir sobre a integridade ambiental. De acordo com Rizzi (2001) determinados índices podem proporcionar um valor global de qualidade de água, incorporando valores individuais de uma série de parâmetros.

Por sua vez, o monitoramento biológico também é referido como eficaz na determinação da qualidade da água, pois utiliza a estrutura de comunidades intrinsecamente relacionadas ao ambiente como um indicador do grau de poluição (Fleituch *et al.* 2002). Vários trabalhos têm utilizado os macroinvertebrados bentônicos como bioindicadores no monitoramento biológico de rios, considerando este grupo como uma das mais promissoras ferramentas para avaliação da qualidade hídrica (Fleituch *et al.* 2002; Lazaridou-Dimitriadou 2002; Cota *et al.* 2002; Strieder *et al.* 2006; Arimoro *et al.* 2007; Hepp & Restello 2007). Os macroinvertebrados bentônicos formam um grupo que indica integralmente os efeitos produzidos por todas as substâncias existentes na água (Junqueira *et al.* 2000). Dentre as vantagens das ferramentas biológicas, destaca-se a capacidade de detectar os efeitos de uma perturbação ocorrida há várias semanas ou mais, oferecendo uma visão da situação antes da coleta de amostras (Alba-Tercedor 1996; Lazaridou-Dimitriadou 2002; Weigel *et al.* 2002).

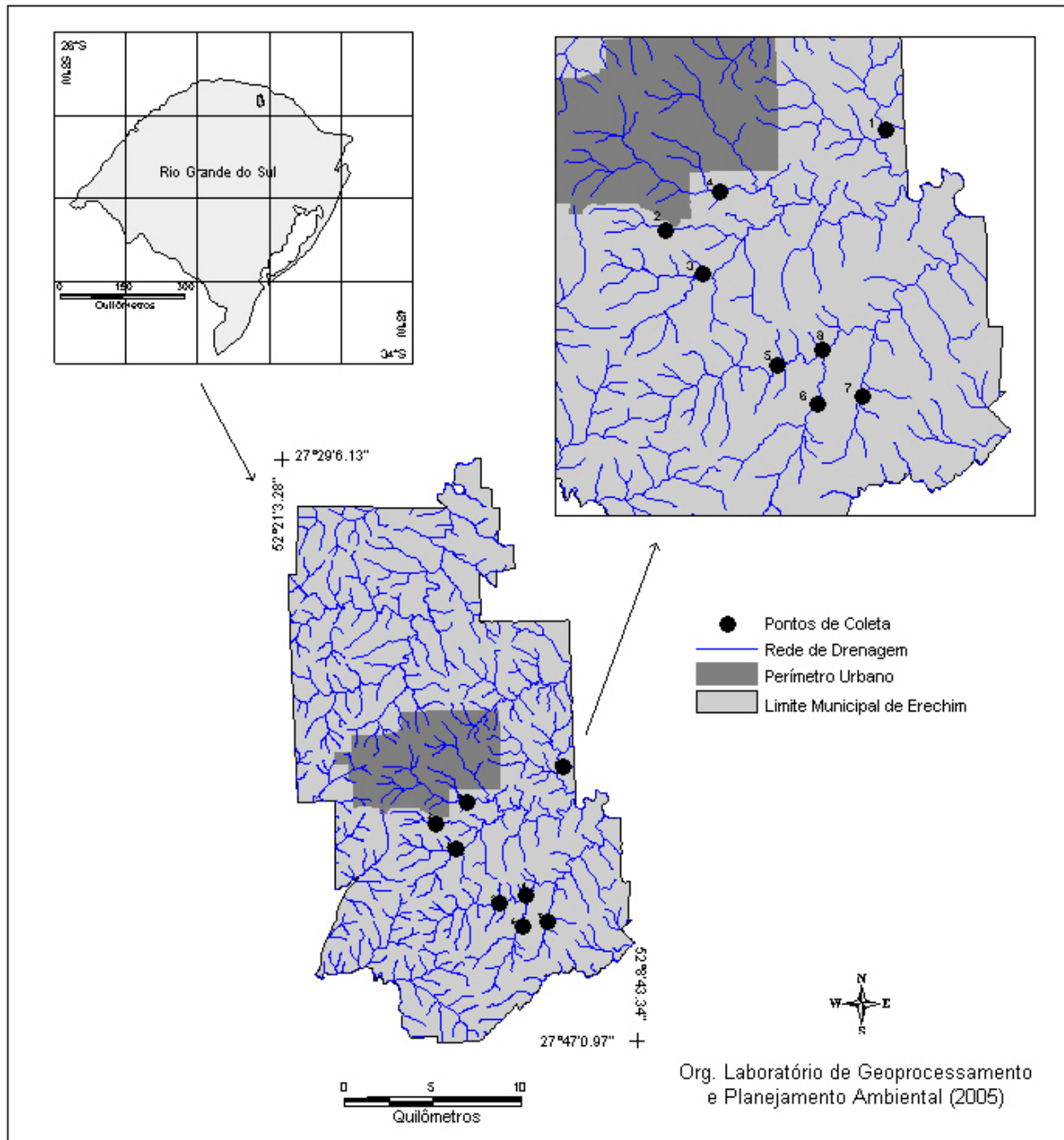
Strieder *et al.* (2006) informa que há uma forte correlação entre os índices bióticos e a qualidade física e química da água, ainda que possam existir divergências nos resultados, pois estas formas de avaliação consideram diferentes componentes ambientais, as quais possuem vantagens e desvantagens. Hepp & Restello (2007) comentam que a comunidade bentônica pode apresentar relações positivas ou negativas com variáveis físicas e químicas. Dessa forma, há necessidade de avaliar o uso das diferentes abordagens de mensuração da qualidade de corpos hídricos de maneira integrada, pois, caso contrário, podem ser geradas informações isoladas e insuficientes (Pereira & Pereira 2005).

Neste contexto, o presente estudo objetivou avaliar a qualidade hídrica de ambientes lóticos da região norte do Estado do Rio Grande do Sul utilizando dois índices ambientais: um físico e químico (Índice de Qualidade de Água, IQA) e outro biológico (Biological Monitoring Working Party, BMWP), além de métricas biológicas como a densidade de organismos, riqueza taxonômica e a diversidade Shannon-Wiener.

## Material e Métodos

### Área de Estudo

O município de Erechim localiza-se na região norte do Estado do Rio Grande do Sul, a 27°37'54" de latitude sul e a 52°16'52" de longitude oeste. Situa-se a 768 m acima do nível do mar, apresentando clima subtropical com temperatura média anual de 18,7°C (Rampazzo 2003). Para a realização deste estudo, foram definidos oito pontos de coleta em duas Bacias Hidrográficas municipais (Figura 1; Tabela I): (i) Bacia Hidrográfica do Rio Tigre (pontos 1 a 4), localizada na porção Centro-Occidental, apresentando uma área de 90,71 km<sup>2</sup>, abriga mais de 90% do perímetro urbano do município de Erechim, é responsável pelo fornecimento e manutenção do abastecimento de água potável à população domiciliada na área urbana (Rampazzo 2003). Esta bacia (principalmente o ponto 4) está diretamente exposta aos poluentes originados na cidade. (ii) Bacia Hidrográfica do Rio Campo (pontos 6 a 8), localizada na porção Sudeste do município e possui área de 80,35 km<sup>2</sup>. Tem em sua área drenagem forte atividade agrícola mecanizada, resultando em elevada retirada da cobertura vegetal, principalmente na região ribeirinha, além da drenagem constante de banhados (Rampazzo 2003).



**Figura 1.** Localização do município de Erechim – RS e distribuição dos pontos de coleta.

### Variáveis Biológicas

As coletas de macroinvertebrados foram realizadas no inverno de 2005 (agosto) e verão de 2006 (janeiro). Os organismos bentônicos foram coletados com um amostrador Surber, com malha de 250  $\mu\text{m}$  e área de 0,1  $\text{m}^2$  (Merritt & Cummins 1996), sendo realizadas cinco réplicas em cada local. Estas contemplaram os diferentes tipos de substrato presentes no leito do corpo hídrico (pedras, folhiço, areia, etc). O material foi fixado com formol 10% e conduzido ao laboratório para triagem em peneiras com

malha de 2,00; 1,00; 0,5 e 0,25 mm, e identificação até menor nível taxonômico possível, utilizando chaves de Merritt & Cummins (1996) e Fernandez & Domingues (2001). Este nível taxonômico de identificação foi definido de acordo com recomendações de Dolédec *et al.* (2000), Melo (2005) e Corbi e Trivinho-Strixino (2006). Os organismos identificados foram tombados e depositados na Coleção de Invertebrados Bentônicos do Museu Regional do Alto Uruguai (MuRAU/URI – Campus de Erechim).

### Variáveis Físicas e Químicas

Juntamente com cada coleta biológica, foi realizada a análise da água dos locais. Em campo foram mensurados: temperatura da água, pH e porcentagem de saturação de oxigênio, utilizando um oxímetro portátil YSI 55. Com amostras de água coletadas foram mensurados em laboratório: turbidez pelo método nefelométrico, utilizando um turbidímetro Policontrol AP2000, sólidos totais, por gravimetria (105 °C), DBO, determinada pela leitura de oxigênio dissolvido após 5 dias, com as amostras incubadas a 20 °C, nitrogênio total, pelo método de Kejhald, fósforo total, por espectrofotometria e coliformes termotolerantes a partir da incubação em Agar VRB a 44,5°C/48 horas. Os métodos para análise destes parâmetros estão descritos no Standart Methods (Clesceri 1998).

### Análise dos Dados

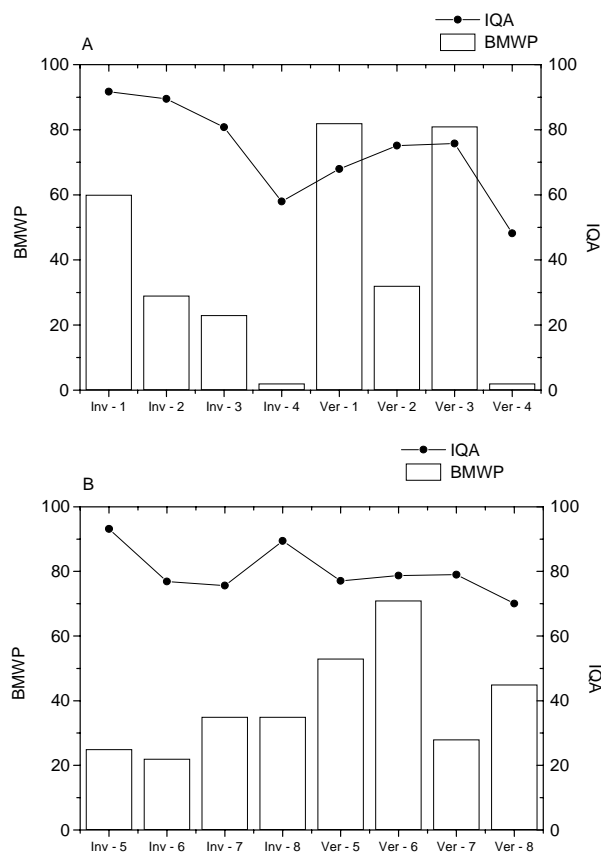
Aos dados biológicos foram estimados os valores de densidade de organismos ( $\text{ind./m}^2$ ) e riqueza taxonômica, além do cálculo do índice de diversidade de Shannon-Wiener (Magurran, 2004). A partir da fauna identificada foi calculado o índice biológico BMWP, de acordo com Mandaville (2002). Neste cálculo foram descartados os organismos considerados raros (frequência < 0,5%), por se entender que as espécies raras não implicam em um bom retorno em termos de poder de detecção, visto que o uso de categorias taxonômicas amplas é suficiente na detecção de gradientes de perturbação (Norris 1995; Marchant 1999). Utilizando os resultados das variáveis físicas, químicas e microbiológicas foi calculado o Índice de Qualidade da Água (IQA) proposto pela CETESB (2005). Os resultados obtidos para o BMWP e IQA foram correlacionados pela análise de Correlação de Pearson ( $p < 0,05$ ) (Gotelli & Ellison 2004). Foi avaliada, também, a variabilidade dos resultados em escala temporal (estações do ano) e espacial (bacias hidrográficas) aplicado o teste *One-Way ANOVA* ( $p < 0,05$ ) (Gotelli & Ellison 2004). Aos dados biológicos foi aplicada uma transformação  $\log(x + 1)$  a fim de garantir a normalidade e, principalmente a homogeneidade de variâncias.

### Resultados

A análise das variáveis amostradas aponta que, na bacia hidrográfica do Rio Tigre, o ponto 4, com altos valores de nutrientes, resíduos totais e coliformes termotolerantes, além de baixos índices de saturação de oxigênio (Tabela II) foi o que mais se diferenciou dentre os pontos, sendo que, para os demais, a maioria das variáveis apresentou valores

considerados aceitáveis pela resolução nº 357/05 do CONAMA (Brasil 2005) para Classe I. Na bacia hidrográfica do Rio Campo destacaram-se os valores de fósforo total, pois 75% das amostras estiveram acima do limite estabelecido (0,1 mg/L). A média desta variável foi de  $0,192 \pm 0,212$  mg/L para o inverno e  $0,218 \pm 0,009$  mg/L para o verão. No geral, as demais variáveis apresentaram médias dentro dos níveis recomendados pela resolução 357/05 do CONAMA para a Classe I.

Com exceção do ponto 4, todos os locais das duas bacias hidrográficas estudadas apresentaram valores de IQA superiores a 66, sendo caracterizados com qualidade “boa” a “excelente” em ambas as épocas do ano. A qualidade das águas da bacia do Rio Campo foi levemente melhor do que a bacia do Rio Tigre (79,9 e 73,3, respectivamente) (Figura 2), não apresentando diferença significativa entre elas ( $p > 0,05$ ) nas escalas espacial e temporal.



**Figura 2.** Valores de BMWP e IQA nas bacias do Rio Tigre (A) e Rio Campo (B) nos períodos de inverno de 2005 (inv) e verão de 2006 (ver).

No período do inverno foi registrada uma densidade média de  $8277 \pm 7751,17$   $\text{ind./m}^2$  na bacia do Rio Tigre, havendo uma diminuição no verão, quando foram encontrados  $2998,5 \pm 1145,72$   $\text{ind./m}^2$ . O total de táxons do estudo foi de 40, sendo 32 no inverno e 30 no verão. Na bacia do Rio Campo, a

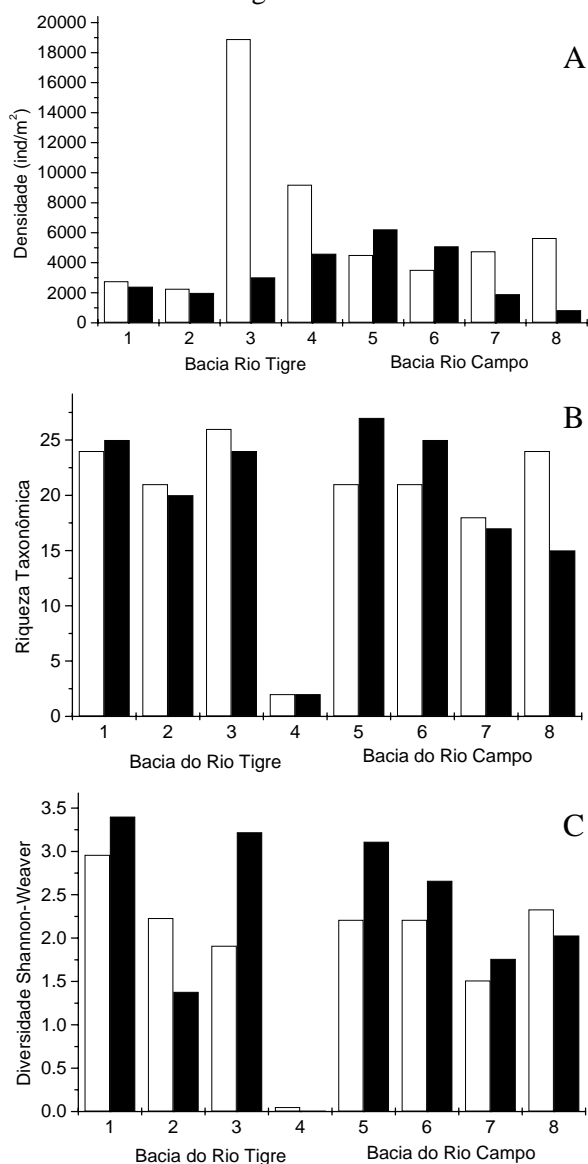
**Tabela I.** Caracterização dos riachos localizados nas bacias hidrográficas dos Rios Rio Tigre e Campo, Erechim/RS.

Características	Pontos							
	1	2	3	4	5	6	7	8
Coord. Geográficas (UTM)	382709 6941758	375463 6938433	376693 6936994	377256 6939672	379157 6933958	380474 6932677	381936 6932915	380628 6934444
Altitude (m)	636	693	682	673	658	647	633	620
Substrato	Pedra e folhiço	Pedra, terra e folhiço	Pedra e folhiço	Pedra	Pedra	Pedra e terra	Pedra (inverno) e terra (verão)	Pedra
Vegetação ribeirinha	Arbórea	Rasteira	Arbustiva	Rasteira	Arbustiva	Ausente	Ausente	Ausente
Impacto Observado	Agricultura (verão)	Pastagem	Agricultura (verão)	Atividades urbanas (resíduos domésticos)	Agricultura	Agricultura	Agricultura	Alteração do leito do rio para captação de água
Erosão nas margens	Pouca	Acentuada	Pouca	Acentuada	Moderada	Acentuada	Acentuada	Moderada

**Tabela II.** Resultados dos parâmetros abióticos mensurados nas Bacias Hidrográficas dos rios Tigre e Campo, Erechim/RS, nos períodos do inverno/2005 e verão/2006.

Parâmetro	1		2		3		4		5		6		7		8	
	I	V	I	V	I	V	I	V	I	V	I	V	I	V	I	V
O.D. (%saturação)	86,6	69,2	90	73,43	86,3	71,4	54,8	23,07	99,8	83,9	107,8	85,53	122,03	89,3	92,2	69,93
pH	6,53	5,47	6,32	6,07	5,22	6,26	7,1	7,08	7,47	6,4	7,48	7,38	6,44	6,86	7,15	7,52
DBO5 (mg/L)	0,86	1,36	0,98	1,05	1,04	1,09	4,04	1,61	1,89	0,74	2,07	1,09	3,46	0,9	1,5	0,87
Nitrogênio Total (mg/L)	0,835	1,063	1,005	0,884	0,56	0,804	2,828	3,81	1	1,13	0,989	1,061	0,949	1,259	1	1,233
Fósforo Total (mg/L)	0,001	0,048	0,001	0,021	0,001	0,026	0,566	0,734	0	0,22	0,42	0,224	0,021	0,206	0,33	0,225
Temp. da Água (°C)	17,4	20,1	19,6	19,4	17	19,97	24,6	25,67	21,3	20,8	25,2	21,1	20,97	23,5	19	22,9
Turbidez (UNT)	3,09	17,13	3,57	6,05	6,12	6,71	7,63	9,23	4,41	5,19	5,46	4,8	7,68	5,19	4,79	14,8
Sólidos Totais (mg/L)	100	107,33	220	51,33	150	83,33	273,33	178	60	126	146,67	119,3	106,67	76	0	469,33
Colif. Termot.(UFC/ml)	< 10	2,7x10 <sup>2</sup>	< 10	5,9x10 <sup>2</sup>	< 10	2,6x10 <sup>2</sup>	3,1x10 <sup>3</sup>	1,9x10 <sup>3</sup>	< 10	7x10 <sup>2</sup>	2,9x10 <sup>2</sup>	3x10 <sup>2</sup>	1,4x10 <sup>2</sup>	2,8x10 <sup>2</sup>	< 10	3,8x10 <sup>2</sup>

densidade média foi de  $4607 \pm 869,77$  ind./m<sup>2</sup> no verão e  $3508 \pm 2556,15$  ind./m<sup>2</sup> no inverno, com 31 e 36 táxons registrados, respectivamente (Figura 3). Chironomidae foi o táxon mais representativo na maioria dos ambientes, principalmente nos pontos 2, 4 e 7. Simuliidae, Elmidae, Baetidae, Leptohyphidae, Hydropsychidae e Oligochaeta também foram registrados com alta abundância na maioria dos pontos (Tabela III). Os valores de densidade e riqueza não apresentaram diferenças significativas quando comparados em escala espacial e temporal. A diversidade média registrada foi menor na bacia do Rio Tigre em comparação a do Rio Campo, tanto no inverno (1,79 e 2,06, respectivamente) quanto no verão (2,00 e 2,39, respectivamente), não sendo observado diferenças significativas entre as estações do ano e bacias hidrográficas.



**Figura 3.** Valores de densidade (ind/m<sup>2</sup>) (a), riqueza de taxa (b) e diversidade (c) de macroinvertebrados coletados nas bacias do Rio Tigre (1 a 4) e Rio Campo (5 a 8) nos períodos de inverno de 2005 (colunas brancas) e verão de 2006 (colunas pretas).

O BMWP mostrou-se mais rigoroso que o IQA na avaliação da qualidade das águas, sendo que, temporalmente (verão e inverno, respectivamente), a classificação em ambas as bacias variou de “ruim” a “regular” (28,5 e 49,2, na bacia do Rio Tigre e 29,2 e 49,2 na bacia do Rio Campo). IQA apresentou correlação significativa com BMWP ( $r = 0,73$ ;  $p = 0,03$ ;  $n = 8$ ) e riqueza taxonômica ( $r = 0,81$ ;  $p = 0,01$ ;  $n = 8$ ) na bacia do Rio Tigre. Para a bacia do Rio Campo não houve correlação significativa entre o IQA e as métricas biológicas ( $p > 0,05$ ). Ao analisar a resposta do BMWP frente as variáveis físicas, químicas e microbiológicas quantificadas, obteve-se correlações significativas apenas para nitrogênio total ( $r = - 0,55$ ;  $p = 0,02$ ;  $n = 16$ ) e fósforo total ( $r = - 0,53$ ;  $p = 0,03$ ;  $n = 16$ ).

### Discussão

A bacia hidrográfica do Rio Tigre está diretamente exposta às atividades urbanas e aos poluentes originados na cidade. Tal fato ocorre com intensidade no ponto 4, onde o lançamento de resíduos é acentuado, sendo constatadas altas concentrações de nutrientes, o que altera a diversidade e riqueza de organismos aquáticos. Neste local é encontrada abundância de organismos tolerantes a condições ambientais adversas, como é o caso de Oligochaeta e Chironomidae. Tais aspectos ratificam as considerações de Meyer *et al.* (2005) ao citar algumas das principais características dos cursos d’água urbanos: elevada concentração de nutrientes e contaminantes, alteração na morfologia e estabilidade do canal, reduzida riqueza biológica, com a dominância de espécies mais tolerantes.

Na bacia do Rio Campo, a retirada da vegetação ciliar e a implementação de culturas ao longo das duas margens podem ter sido fatores que limitaram o desenvolvimento da macrofauna, pois, de acordo com Stewart *et al.* (2000) e Callisto *et al.* (2001), os atributos da vegetação ripária, que dependem do uso da terra na bacia hidrográfica, exercem influência sobre os padrões de distribuição da comunidade bentônica. Conseqüentemente, as medidas biológicas refletiram tais condições e mostraram que a qualidade hídrica dos locais está comprometida. O IQA não revelou tal degradação, possivelmente devido ao fluxo de água que acaba carreando o material particulado oriundo das áreas de entorno para locais de remanso, onde ocorre deposição deste. No entanto, observam-se concentrações elevadas de nutrientes, provenientes, possivelmente, de atividades rurais onde há aplicação de fertilizantes agrícolas (Tundisi 2003).

**Tabela III:** Abundância relativa de macroinvertebrados bentônicos nos oito pontos de amostragem das bacias hidrográficas dos rios Tigre e Campo, Erechim/RS, durante o período do inverno/2005 e verão/2006.

Táxons	Bacia Hidrográfica do Rio Tigre				Bacia Hidrográfica do Rio Campo			
	1	2	3	4	5	6	7	8
<b>Annelida</b>								
Hirudinea	0	0	0	0,15	0	0	0,06	0
Oligochaeta	10,43	12,44	1,08	0,19	2,05	1,42	7,40	1,48
<b>Mollusca</b>								
Bivalve	2,25	2,87	1,52	0	2,11	0,91	2,68	0,43
Gastropoda	0,39	0	0,64	0	0,11	0,16	0,15	0,19
<b>Platyhelminthes</b>	0,50	0,14	0,43	0	1,94	0,58	0	0,03
<b>Arthropoda</b>								
<b>Crustacea</b>								
Aeglidae	0	0,24	0,02	0	0,06	0	0	0,56
<b>Aracnida</b>								
Acarina	0,19	0,24	0,09	0	0,54	0,56	0,06	0,68
<b>Insecta</b>								
<b>Collembola</b>	0,12	0,05	0,03	0,01	0	1,30	0,39	0,28
<b>Coleoptera</b>								
Elmidae	10,43	4,85	4,73	0	9,08	5,92	4,36	3,22
Hydrophilidae	0	0	0	0	0	0	0,06	0
Psephenidae	2,95	0,24	0,01	0	0,11	0,14	0	0,03
<b>Diptera</b>								
Ceratopogonidae	1,28	0,28	0,25	0	0,11	0,16	0,42	0,31
Chironomidae	22,15	65,79	24,41	99,65	26,79	51,71	72,01	50,21
Empididae	0,04	0,24	0,01	0	0,19	0,63	0,09	0,03
Psychodidae	0,12	0,66	0,12	0	0	0,46	0	0
Simuliidae	9,89	1,65	51,32	0	14,58	3,92	1,14	11,97
Tabanidae	0,04	0	0	0	0	0	0	0
Tipulidae	0,35	0,09	0,06	0	0,17	0	0	0,31
<b>Ephemeroptera</b>								
Baetidae	7,72	6,92	8,20	0	17,76	13,79	6,38	19,67
Caenidae	1,47	0,14	0,05	0	0,48	0,63	2,32	2,10
Leptohyphidae	14,23	0,33	0,39	0	1,29	1,18	0,30	1,55
Leptophlebiidae	0,78	0,57	2,16	0	4,19	3,41	0,63	5,32
<b>Hemiptera</b>								
Corixidae	0	0	0	0	0	0	0	0,37
Gerridae	0	0	0	0	0	0	0	0,03
Naucoridae	0,04	0	0	0	0,02	0	0	0
Veliidae	0,16	0	0	0	0,02	0	0	0,03
<b>Lepidoptera</b>	0	0	0,19	0	0,56	0	0,03	0,15
<b>Megaloptera</b>								
Corydalidae	0	0,09	0,17	0	0,26	0,26	0	0
<b>Odonata</b>								
Coenagrionidae	1,01	0,47	0,47	0	0,15	0,23	0,18	0,56
Corduliidae	0,04	0	0	0	0	0,02	0,12	0
Gomphidae	0,04	0	0	0	0,09	0	0,27	0,03
Lestidae	0,04	0	0,02	0	0,02	0,21	0,15	0,12
Libellulidae	0,08	0	0	0	0	0	0	0
<b>Plecoptera</b>								
Gripopterygidae	0,04	0,14	0,35	0	0,13	0	0	0
Perlidae	2,68	0,28	0,21	0	0,32	0,23	0	0,06
<b>Trichoptera</b>								
Hydrobiosidae	0	0	0	0	0,04	0	0	0
Hydroptilidae	0	0	0	0	0,04	0	0	0
Hydropsychidae	9,73	1,04	2,11	0	10,68	10,68	0,51	0,25
Philopotamidae	0,27	0	0,58	0	5,85	0,07	0	0
Polycentropodidae	0,54	0,24	0,38	0	0,26	1,42	0,27	0,03

Nos locais onde as atividades antrópicas são mais pronunciadas, como nos pontos 4 (influência urbana) e 7 (influência agrícola, principalmente no verão), as diferenças entre os índices foram maiores, sugerindo que, em ambientes com maior degradação, pode ser obtida uma resposta mais ampla utilizando o biomonitoramento. Silva *et al.* (2007), ao estudarem o desempenho de dois índices biológicos baseados na comunidade bentônica, também verificaram um decréscimo nos valores destes, ao longo dos pontos mais degradados e sugerem sua utilização após considerar as diferentes características ambientais dos ecossistemas estudados.

Dentre as atividades aqui consideradas, as urbanas (bacia do Rio Tigre) foram mais amplamente detectadas pelas medidas biológicas, pois riqueza e BMWP apresentaram correlação com o IQA (na bacia do rio Tigre). Os resultados estão de acordo com os obtidos por Strieder *et al.* (2006) que, ao compararem medidas biológicas e índices de qualidade de água em uma microbacia no Sul do Brasil, também constataram a eficiência da utilização de macroinvertebrados em ambientes com poluição urbana. De acordo com Marques & Barbosa (2001), outras alterações passíveis de serem monitoradas por macroinvertebrados bentônicos e de difícil mensuração através de análises químicas é a presença de elementos poluentes, a introdução de espécies exóticas e a ação mecânica.

Este estudo ressalta alguns aspectos relativos à aplicação dos dois diferentes índices. Um destes consiste na escolha das variáveis abióticas a serem utilizadas em um índice físico e químico. Toledo & Nicoletta (2002) indicam que vários componentes podem ser modificados quando ocorre um efeito perturbador, no entanto, somente alguns são mensurados, aos quais é dada maior importância. Além disso, o IQA não considera a presença de substâncias tóxicas na água. De acordo com Alba-Tercedor (1996), existem milhares de produtos catalogados como altamente contaminantes e que podem prejudicar a qualidade da água para consumo ou proteção da vida aquática. Nos locais mais afetados das bacias hidrográficas estudadas, uma variada gama de substâncias pode estar fazendo parte do componente hídrico e seus efeitos exercendo pressão sobre a biota local. Da Silva & Jardim (2006) aplicaram diferentes índices de qualidade de água em um rio no interior de São Paulo e verificaram que aquele cuja metodologia considerava a concentração de algumas substâncias tóxicas apresentou maior eficiência de avaliação

em relação ao IQA da CETESB.

No presente estudo, as diferenças entre as duas diferentes abordagens (biológica - física e química) também podem ter ocorrido devido à característica das análises baseadas em fatores abióticos de indicar a qualidade pontual. Buss *et al.* (2003) indicam que as variáveis físicas e químicas representam apenas o estado das águas em um local e momento determinados e variações significativas entre dois instantes de amostragem são facilmente perdidas, deixando de ser consideradas. A fauna de macroinvertebrados necessita de um tempo mínimo de recolonização após um impacto, próximo a um mês ou as vezes mais e, conseqüentemente, os efeitos de uma perturbação podem ser detectados após esta ser produzida (Alba-Tercedor 1996). Com o tempo, o impacto gerado nos locais do estudo pode ter sido abrandado devido à autodepuração do corpo hídrico, não tendo influência sobre o IQA, mas sendo detectado pela macrofauna.

Pode-se concluir que há uma relação positiva entre degradação ambiental e diminuição do número de grupos de macroinvertebrados sensíveis a tal degradação, com conseqüente queda da qualidade da água pela avaliação biológica. No geral, a qualidade hídrica das bacias hidrográficas foi insatisfatória, sendo encontrados grupos tolerantes à poluição em grande quantidade (Chironomidae e Oligochaeta, por exemplo). O índice biológico BMWP e as medidas de diversidade e riqueza podem constituir um eficiente recurso para o monitoramento, principalmente em locais com perturbação antrópica de origem urbana. No entanto, o estudo das propriedades abióticas pode informar, muitas vezes, sobre quais variáveis estão sendo determinantes para a qualidade da água e sobre a influência dos processos ambientais associados a estas variáveis. Portanto, para avaliar a integridade ecológica, também devem ser quantificadas as características físicas e químicas como parte do habitat, além das biológicas, ou seja, a combinação de informações é fundamental para o monitoramento eficiente do ecossistema.

### Agradecimentos

Os autores agradecem à Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e das Missões – Campus de Erechim e a Fundação de Amparo à Pesquisa do Rio Grande do Sul pela concessão das bolsas de Iniciação Científica, bem como à Secretaria de Ciência e Tecnologia do Rio Grande do Sul pelo apoio Financeiro.



## Referências Bibliográficas

- Alba-Tercedor, J. 1996. Macroinvertebrados acuáticos y calidad de las aguas de los ríos. **Anais do IV Simpósio del Agua en Andalucía** (SIAGA). II: 203-213.
- Arimoro, F. O., Ikomi, R. B. & Iwuegbue, C. M. A. 2007. Water quality changes in relation to Diptera community patterns and diversity measured at an organic effluent impacted stream in the Niger Delta, Nigeria. **Ecological Indicators**, 7(3): 541-542.
- Braga, B. Porto, M. & Tucci, C. E. M. 1999. Monitoramento de quantidade e qualidade das águas. Pp. 637-652. *In*: Rebouças, A. C., Braga, B. & Tundisi, J. G. (Eds). **Águas Doces no Brasil**. Escrituras, São Paulo, 717p.
- Brasil. Resolução CONAMA nº 357, de 17 de março de 2005. Classificação das águas doces, salobras e salinas do Território Nacional. **Diário Oficial da União**, Brasília: p.58-63.
- Buss, D. F., Baptista, D. F. & Nessimian, J. L. 2003. Bases conceituais para a aplicação de biomonitoramento em programas de avaliação da qualidade da água de rios. **Cadernos de Saúde Pública**, 19: 465-473.
- Callisto, M., Moretti, M. & Goulart, M. 2001. Macroinvertebrados bentônicos como ferramenta para avaliar a saúde de riachos. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, 1: 71-82.
- CETESB. 2005. **IQA - Índice de qualidade das águas**. World Wide Web electronic publication, accessible at [http://www.cetesb.sp.gov.br/Agua/rios/indice\\_iap\\_iqa.asp](http://www.cetesb.sp.gov.br/Agua/rios/indice_iap_iqa.asp). (Accessed 08/13/2005).
- Clesceri, L. S., Greenberg, A. E., Eaton, A. D. & Franson, M. A. H. (Eds.). 1998. **Standart Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 20 ed. American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation, Washington, 1180 p.
- Corbi, J. J. & Trivinho-Strixino, S. 2006. Influence of taxonomic resolution of stream macroinvertebrate communities on the evaluation of different land uses. **Acta Limnologica Brasiliensia**, 18: 469-475.
- Cota, L., Goulart, M., Moreno, P. & Callisto, M. 2002. Rapid assessment of river water quality using an adapted BMWP index: a practical tool to evaluate ecosystem health. **Verhandlungen Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie**, 28: 1 - 4.
- Da Silva, G. S. & Jardim, W. F. 2006. Um novo índice de qualidade das águas para proteção da vida aquática aplicado ao Rio Atibaia, região de Campinas/Paulínia – SP. **Química Nova**, 29(4): 689-694.
- Dolédéc, S., Oliver, J. M. & Statzner, B. 2000. Accurate description of the abundance of taxa and their biological traits in stream invertebrate communities: effects of taxonomic and spatial resolution. **Archiv fur Hydrobiologie**, 142: 415-432.
- Fernandez, H. R. & Domingues, E. 2001. **Guia para La determinación de los artropodos bentônicos Sudamericanos**. UNT, Tucumán, 282 p.
- Fleituch, T., Soszka, H., Kudelska, D. & Kownacki, A. 2002. Macroinvertebrates as indicators of water quality in rivers: a scientific basis for Polish standart method. **Archives of Hydrobiology Supplement**, 3-4: 225-239.
- Gotelli, N.J. & Ellison, A.M. 2004. **A primer of ecological statistics**. Sinauer Associates Inc., Massachusetts, 510 p.
- Hepp, L. U. & Restello, R. M. 2007. Macroinvertebrados bentônicos como bioindicadores da qualidade das águas do Alto Uruguai Gaúcho. Pp 75-86. *In*. Zakrzewski, S.B. **Conservação e uso sustentável da água: múltiplos olhares**. Erechim, Edifapes, 136 p.
- Lazaridou-Dimitriadou, M. 2002. Seasonal variation of the water quality of rivers and streams of eastern Mediterranean. **Web Ecology**, 3: 20-32.
- Magurran, A. E. 2004. **Measuring biological diversity**. Blackwell Publishing, Malden, 256p.
- Mandaville, S. M. 2002. **Benthic macroinvertebrates in freshwaters taxa tolerance values, metrics and protocols**. EPA, Washington, 128 p.
- Marchant, R. 1999. How important are rare species in aquatic community ecology and bioassessment? A comment on the conclusions of Cao et al. **Limnology and Oceanography**, 44: 1840-1841.
- Marques, M. M. G. S. M. & Barbosa, F. A. R. 2001. Na fauna do fundo, o retrato da degradação. **Ciência Hoje**, 175: 72-75.
- Melo, A.S. (2005). Effects of taxonomic and numeric resolution on the ability to detect ecological patterns at local scale using stream

- macroinvertebrate. **Archiv fur Hydrobiologie**, 164: 309-323.
- Merritt R. W. & Cummins K. W. 1996. **An introduction to the aquatic insects of North America**. Kendal/Hunt, Dubuque, 862 p.
- Meyer, J. L., Paul, M. J., & Taulbee, W. K. 2005. Stream ecosystem function in urbanizing landscapes. **Journal of the North American Benthological Society**, 24(3): 602-612.
- NORRIS, R.H. 1995. Biological monitoring: the dilemma of data analysis. **Journal of the North American Benthological Society**, 14: 440-450.
- Pereira, L. A. & Pereira, M. C. T. 2005. Conceitos associados à ecologia de rios. Pp. 127-137. *In*: Roland, F., Cesar, D. & Marinho, M.(Eds.). **Lições de Limnologia**. RiMa, São Carlos, 517p.
- Pompeu, P. S., Alves, C. B. M. & Callisto, M. 2005. The effects of urbanization on biodiversity and water quality in the Rio das Velhas Basin, Brazil. **American Fisheries Society Symposium**, 42: 11-22.
- Rampazzo, S. E. 2003. Proposta conceitual de zoneamento ambiental para o município de Erechim. **Tese de Doutorado**. Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 158 p.
- Rizzi, N. E. 2001. Índices de qualidade de água. **Revista Técnica da Sanepar**, 15: 11-20.
- Silva, F. L., Moreira, D. C., Bochini, G. L & Ruiz, S. S. 2007. Desempenho de dois índices biológicos na avaliação da qualidade das águas do Córrego Vargem Limpa, Bauru, SP, através de macroinvertebrados bentônicos. **Pan-American Journal of Aquatic Sciences**, 2(3): 231-234.
- Stewart, P. M., Butcher, J. T. & Swinford, T. O. 2000. Land use, habitat, and water quality effects on macroinvertebrate communities in three watersheds of a Lake Michigan associated marsh system. **Aquatic Ecosystem Health and Management**, 3: 179-189.
- Strieder, M. N., Ronchi, L. H., Stenert, C., Scherer, R. T. & Neiss, U. G. 2006. Medidas biológicas e índices de qualidade da água de uma microbacia com poluição urbana e de curtumes no sul do Brasil. **Acta Biologica Leopoldensia**, 28(1): 17-24.
- Thorne, R. S. J. & Williams, W. P. 1997. The response of benthic macroinvertebrates to pollution in developing countries: a multimetric system of bioassessment. **Freshwater Biology**, 37: 671-686.
- Toledo, L. G. & Nicolella, G. 2002. Índice de qualidade de água em microbacia sob uso agrícola e urbano. **Scientia Agricola**, 59(1): 181-186.
- Tundisi, J. G. 2003. **Água no século XXI: Enfrentando a escassez**. RiMa, São Carlos, 247 p.
- Weigel, B. M., Henne, L. J. & Martínez-Rivera, L. M. 2002. Macroinvertebrate – based index of biotic integrity for protection of streams in west-central Mexico. **Journal of the North American Benthological Society**, 21(4): 686-700.

Received December 2007

Accepted March 2008

Published online March 2008