

## Insetos aquáticos bioindicadores: influência da piscicultura sobre um córrego pampeano brasileiro

Aquatic insects bioindicators: influence of fish farm in a stream of Brazilian Pampa

Paulo Roberto Alves Nunes<sup>\*1</sup>, Kennia Brum Doncato<sup>2</sup>, Giselle Xavier Perazzo<sup>3</sup> e Franko Teloken<sup>4</sup>

<sup>1,3</sup> Universidade Federal do Pampa, Uruguaiiana, RS, Brasil

<sup>2</sup> Universidade Federal do Rio Grande, Brasil

<sup>4</sup> COMUSA – Companhia Municipal de Saneamento de Novo Hamburgo, RS, Brasil

### Resumo

*Atividades antrópicas podem causar alterações nas características físicas, químicas e biológicas de ecossistemas aquáticos. Sendo assim, este trabalho apresenta avaliação da qualidade da água de um córrego que recebe efluentes de uma piscicultura, utilizando insetos como bioindicadores. Foram amostrados insetos no verão e no inverno de 2012 em três pontos (à montante – P01; e no local de lançamento do efluente – P02; à jusante – P03) do córrego Felizardo, Uruguaiiana, Brasil. Foram utilizadas redes de bloqueio, redes de deriva e puçás e também analisados parâmetros físico-químicos da água (temperatura, oxigênio dissolvido, nitrogênio amoniacal, condutividade elétrica, pH). No verão ocorreram diferenças quanto à riqueza de famílias, abundância e densidade de espécimes, tendo o ponto P02 valor abaixo de P01 e P03 e grau de dominância mais elevado que P01 e P03. Os parâmetros físico-químicos estiveram com valores dentro do permitido pela legislação, porém os índices bióticos sugerem que ocorre a influência direta de efluentes de piscicultura sobre a entomofauna aquática em P02, existindo evidências de efeitos moderados de poluição da água, ou com alguma poluição orgânica provável. Segundo os resultados obtidos, o Arroio Felizardo ainda permanece com suas águas identificadas na classe II, mesmo sofrendo influência de efluentes da piscicultura.*

*Palavras-chave:* Córrego. Diversidade. Índices biológicos. Poluição. Qualidade da água

### Abstract

*Anthropic activities can cause alterations in physical, chemical and biological characteristics of aquatic ecosystems. Therefore, this work shows an assessment of water quality of a stream that receives fish farming effluents, using insects as bioindicators. Aquatic insects were sampled in summer and winter of 2012, in three sites (upstream – P01; in the effluent discharge site – P02; downstream – P03) of Felizardo Stream, Uruguaiiana, Brazil. Network lock, drift nets and dip nets were used for insect capture, and aquatic physical-chemical parameters (temperature, dissolved oxygen, ammonia nitrogen, electric conductivity, and pH) were analyzed. In the summer, differences about family richness, abundance and density of specimens were observed, with the P02 site values lower than P01 and P03, and higher degree of dominance than P01 and P03. The physical-chemical parameters were in accordance with allowed values, according with legislation. However the biotic indices suggest the occurrence of direct influence of fish farming effluents in insect fauna in P02. Therefore, there is evidence of moderate effects of water pollution, or some organic pollution, according with these biotic indices. With these results, the waters of Felizardo Stream remain in the class II, even suffering influence of fish farming effluents.*

*Keywords:* Stream. Diversity, Biological indices. Pollution. Water quality

## Introdução

As atividades antrópicas provocam alterações nas características físicas, químicas e biológicas dos ecossistemas aquáticos, sendo intensificado pelo lançamento direto de efluentes sem tratamento nos corpos de água (MORENO; CALLISTO, 2006). E o crescimento da piscicultura, como uma importante atividade produtiva nos últimos anos, reflete essa preocupação (HATAMI et al., 2011). Esta atividade é dependente do aporte de nutrientes e de energia para a manutenção de sua produtividade, portanto produz resíduos e efluentes que podem desequilibrar o ecossistema, alterando assembleias de macroinvertebrados bentônicos e consequentemente, reduzindo a sua diversidade (CAMARGO, 1992; LOCH et al., 1996; HENRY-SILVA; CAMARGO, 2008). Os fornecimentos de dietas e fertilizantes são os principais responsáveis pelos aportes de nitrogênio e matéria orgânica nos viveiros de produção de peixes (BOYD, 2003), e grande parte do nitrogênio fica retida no sedimento dos viveiros ou é eliminado através dos seus efluentes (CASILLAS-HERNÁNDEZ et al., 2006).

Nesse sentido, o monitoramento dos ambientes aquáticos é de extrema importância, pois fornece informações importantes sobre a extensão da poluição no ambiente e avalia a eficiência de ações mitigadoras adotadas com o propósito de diminuir ou mesmo eliminar sua origem da contaminação (METCALFE, 1989; GOULART; CALLISTO, 2003). Dentre os métodos de avaliação da qualidade das águas, destaca-se o uso de indicadores biológicos, em especial de macroinvertebrados bentônicos (BISPO; OLIVEIRA, 2007; ANDRADE et al., 2008). Esse grupo é eficiente para o monitoramento e avaliação de impactos ambientais e atividades antrópicas em ecossistemas aquáticos continentais, porque apresentam uma grande diversidade de espécies, sendo encontrados em quase todos os tipos de habitats de água doce, sob diferentes condições ambientais (ARIAS et al., 2007). Estes organismos são muito sensíveis às variações físicas e químicas que ocorrem nos corpos hídricos. Suas características morfofisiológicas, sua abundância e riqueza, sua natureza sedentária, ciclo de vida longo e fácil visualização e identificação atribuem a estes organismos uma grande capacidade de bioindicação de qualidade ambiental (CALLISTO; GONÇALVES, 2002; RIBEIRO; UIEDA, 2005).

Nesse sentido, o biomonitoramento de corpos hídricos que recebem efluentes da piscicultura torna-se uma interessante ferramenta para compreender os impactos gerados nas comunidades biológicas desses ambientes. O lançamento de efluentes de piscicultura não tratados pode facilitar o processo de eutrofização e colaborar na alteração de variáveis biológicas (abundância, riqueza, frequência e densidade, por exemplo), diminuindo a diversidade de diversos grupos, como os insetos aquáticos (GOULART & CALLISTO, 2003; PINTO et al., 2004).

Desta forma, o objetivo deste estudo foi avaliar a

qualidade das águas do Arroio Felizardo em distintos pontos do mesmo (à montante, à jusante e no local de lançamento do efluente), utilizando a entomofauna aquática como bioindicadora de qualidade ambiental. Para tanto, a seguinte hipótese foi testada: a comunidade de insetos aquáticos apresenta um padrão de respostas a alterações de origem antrópica (piscicultura), modificando sua composição de forma previsível. Este trabalho também pretende contribuir com o conhecimento dos impactos ambientais gerados pelos setores produtivos aquícolas.

## Materiais e Métodos

O Arroio Felizardo, alvo do presente trabalho, tem sua nascente situada no município de Uruguai, Rio Grande do Sul, e deságua no Rio Uruguai. Ao longo de seu percurso, este córrego passa por um barramento (açude) que abastece o setor de piscicultura da Universidade Federal do Pampa (UNIPAMPA), campus Uruguai. Além de receber diversos tipos de efluentes orgânicos, os quais provavelmente alteram a qualidade das águas, este córrego ainda recebe os efluentes do setor de piscicultura da universidade. Este setor conta com um total de 16 tanques de cultivo e 24 viveiros, destes apenas 5 tanques e 5 viveiros estavam em funcionamento e, mesmo não operando em sua totalidade durante a estação de verão, ainda é gerador de resíduos.

Foram realizadas quatro coletas, sendo duas no período de verão (janeiro e fevereiro) e duas no período de inverno (julho e agosto) de 2012, ao longo de três seções do córrego Felizardo. Para cada seção (ou ponto amostral), foi observada a largura do córrego (3 metros) e comprimento (10 metros), totalizando uma área de 30 m<sup>2</sup> para cada ponto amostral.

Foram determinados três pontos de coleta: (P01), situado a montante do setor de piscicultura, sendo utilizado como referência de condições físico-químicas e biológicas (assembleia de organismos aquáticos), para comparação sobre os outros dois pontos; (P02), local de lançamento do efluente, com distância aproximada de 800 metros de P01; e (P03), situado à jusante do setor de piscicultura, distante cerca de 500 metros do P02, e que possibilitará a avaliação do alcance de provável poluição (Figura 01). Para os três pontos amostrais foram observadas características semelhantes (presença de vegetação arbustiva, macrófitas aquáticas e semi-aquáticas ao longo das margens; sedimento: pedras, cascalho, lama e areia), com exceção a P02 que não apresentou vegetação arbustiva.

O descarte de efluentes em P02 ocorre por meio de um canal, o qual recebe o deságue dos tanques e os direciona até o córrego. O setor intensifica suas atividades durante a estação de verão e torna-se praticamente inoperante durante a estação de inverno.

Amostras de água foram obtidas a 20 cm da superfície do córrego, sendo mensuradas *in situ* as seguintes

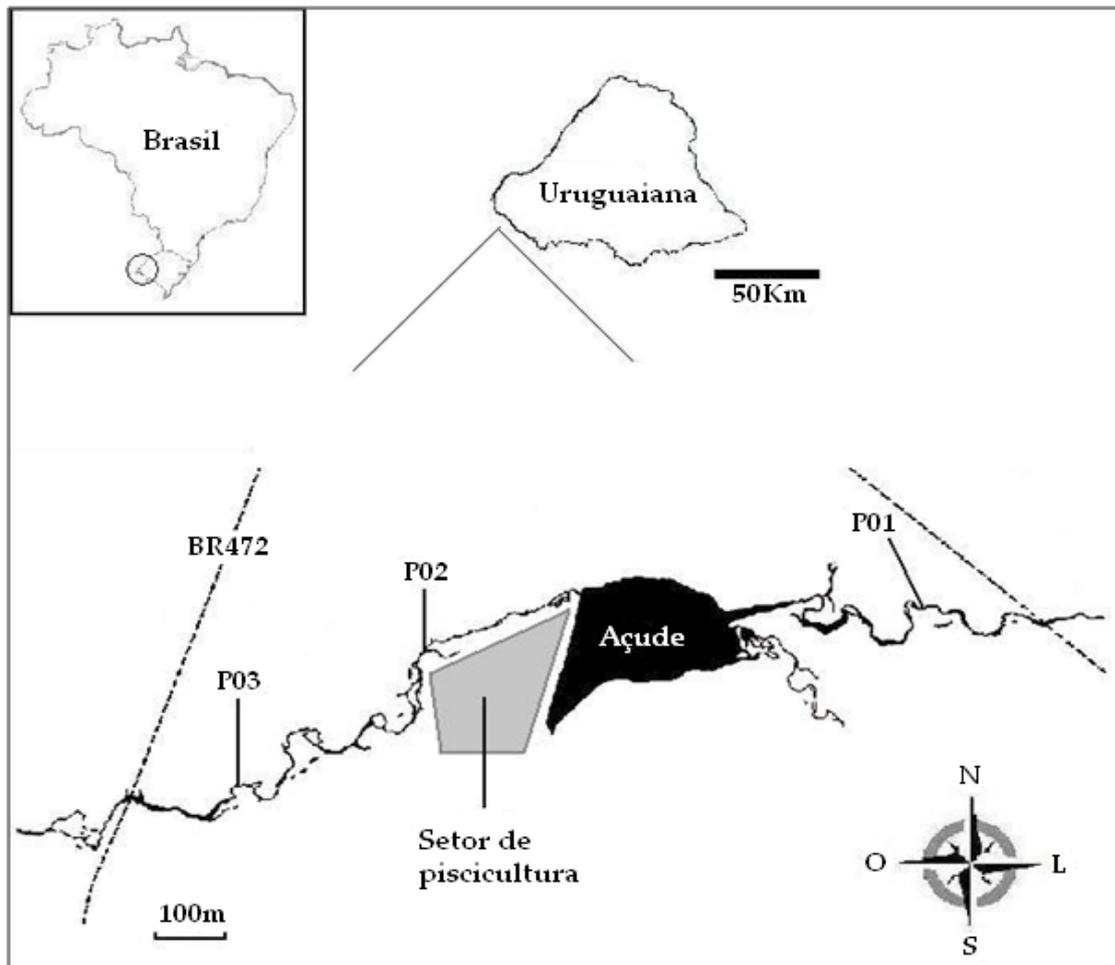


Figura 01: Área de estudo e pontos amostrais no segmento do arroio Felizardo: montante (P01), lançamento de efluente (P02) e jusante do setor de piscicultura (P03), município de Uruguaiiana, RS.

variáveis nos três pontos do córrego: temperatura, pH, Condutividade elétrica, Nitrogênio Amoniacal ( $N-NH_3$ ), Oxigênio Dissolvido (OD). As determinações de OD e  $N-NH_3$  foram obtidas por meio de método colorimétrico utilizando kit Alfakit KP (AlfakitLtda), já as demais através de analisador multiparâmetro Hanna® HI9828. Todos os parâmetros físico-químicos foram comparados com a tabela de classificação de águas doces, de acordo com a Resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) n. 357, de 17 de março de 2005.

Para a captura dos exemplares, foram utilizadas redes de bloqueio, redes de deriva e puçás. As técnicas empregadas foram a de passagem de rede pelas margens e centro, no gradiente longitudinal do córrego, totalizando cinco esforços em cada ponto, além de duas redes de deriva afixadas por aproximadamente 1/2 hora. Para delimitar área de amostragem de cada ponto, as extremidades dos trechos de coleta foram bloqueadas com redes de malha 1 mm para evitar a fuga dos insetos da área de amostragem. Substratos como macrófitas aquáticas, pedras e cascalho, que eventualmente se prendessem às redes, também foram recolhidos e examinados.

As redes de bloqueio foram alocadas no sentido trans-

versal do fluxo da água a uma distância de 10 metros uma da outra (MENDONÇA et al., 2005). Cada coleta mensal foi considerada como uma unidade amostral, o que totalizou ao final da pesquisa quatro unidades amostrais por ponto. As amostras foram transportadas ao Laboratório de Biologia Animal da UNIPAMPA - Uruguaiiana para a realização de procedimentos de lavagem, triagem e identificação dos insetos. Os exemplares foram conservados em álcool 70% ou acondicionados em gavetas entomológicas quando possível a conservação a seco (DARRIGRAN et al., 2007). A identificação dos exemplares foi realizada ao nível taxonômico de família, considerado suficiente para discriminar os agrupamentos por pontos amostrais e suas respectivas assembléias de macroinvertebrados (MARCHANT et al., 1995), e pelo fato de que índices biológicos utilizados também são construídos usando este nível taxonômico.

Para os três pontos amostrais foram registrados qualitativa e quantitativamente os insetos aquáticos, sendo estimadas as densidades ( $n^\circ$  de indivíduos/ $m^2$ ) e abundâncias (% de indivíduos/ $m^2$ ) para cada grupo, e classificados em ordens e famílias de insetos aquáticos que irão possibilitar refletir a qualidade de ecossiste-

mas aquáticos (CALLISTO; ESTEVES, 1998). Para a identificação das famílias, foram utilizadas chaves de identificação (BENETTI et al., 2006; CARVALHO; CALIL, 2000; COSTA et al., 2004; MARIANO; FROELICH, 2007; PES et al., 2005; PINHO, 2008). Para o sistema de monitoramento, foram utilizados os índices bióticos *Biological Monitoring Working Party* – BMWP {BMWP =  $\sum ni.ti$ }, sendo: ni = n° de indivíduos de uma família e ti = valor da família (Armitage et al., 1983) adaptado por Alba –Tercedor e Sánchez-Ortega (1988) e *Family Biotic Index* – FBI {FBI =  $\sum (xi.ti)/n$ }, sendo: xi = n° de indivíduos de uma mesma família; ti = pontuação da família e n = n° total de exemplares (Hilsenhoff, 1988), e os resultados obtidos comparados com os valores de tolerância à poluição para as famílias de artrópodes de acordo com os mesmos.

A diversidade e dominância da assembleia de insetos aquáticos, estimada para cada ponto e mês de coleta, foram calculadas de acordo com Shannon-Weaver e Simpson (GOTELLI, 2007), cujos índices { $H' = \sum pi.Ln(pi)$ } e { $D = \sum pi^2$ } respectivamente, consideram a proporção de cada espécie em relação à abundância relativa (pi). Os exemplares coletados compõem o Inventário de Insetos Aquáticos Bioindicadores de Qualidade de Água depositados na Coleção Zoológica da Universidade Federal do Pampa (UNIPAMPA), campus Uruguaiana/RS. Para as comparações das variáveis dependentes como parâmetros físico-químicos (condutividade elétrica, pH, temperatura da água, nitrogênio amoniacal e oxigênio dissolvido) e dados da comunidade (abundância, densidade e riqueza de famílias) entre os pontos amostrais e entre estações, foi aplicada a análise de variância (ANOVA: two way), para a verificar a interação destes fatores com as diferenças sazonais. Também foi aplicado às médias o teste de Tukey, considerando  $p < 0,05$ .

## Resultados

As águas do córrego Felizardo apresentaram os seguintes valores médios dos parâmetros físico-químicos: condutividade elétrica =  $195 \mu S.cm^{-1}(\pm 116)$ , pH =  $7,87 (\pm 0,25)$ , temperatura da água =  $19,99 ^\circ C (\pm 6,21)$ , nitrogênio amoniacal =  $0,63 mg.L^{-1} (\pm 0,41)$ , oxigênio dissolvido =  $6,08 mg.L^{-1} (\pm 2,23)$  e profundidade =  $49,08 cm (\pm 12,15)$  (Tabela 01), havendo diferença sazonal para a maioria dos parâmetros ( $F_{CE} = 9,980$ ;  $p_{CE} = 0,019$ ;  $F_{temp} = 19,530$ ;  $p_{temp} = 0,004$ ;  $F_{amônia} = 47,220$ ;  $p_{amônia} = 0,000$ ;  $F_{OD} = 35,270$ ;  $p_{OD} = 0,001$ ;  $F_{profund} = 56,090$ ;  $p_{profund} = 0,000$ ), a variação de pH não foi significativa tanto entre as estações verão e inverno ( $F = 1,625$ ;  $p = 0,249$ ) quanto entre os pontos ( $F = 1,042$ ;  $p = 0,408$ ). Durante o verão, o ponto P02 apresentou maiores valores de pH, condutividade elétrica e de temperatura, sendo significativa a diferença somente nos valores de condutividade elétrica quando comparados ao ponto P03 e P01 ( $F = 0,229$ ;  $p = 0,801$ ). Também ocorreram diferenças quanto à profundidade entre os três pontos na mesma estação ( $F = 25,53$ ;  $p = 0,001$ ). Não foram observadas diferenças nas variáveis físico-químicas entre os três pontos durante o inverno. A análise da variância ( $F_{CE} = 0,184$ ;  $p_{CE} = 0,836$ ;  $F_{pH} = 1,042$ ;  $p_{pH} = 0,408$ ;  $F_{temp} = 0,794$ ;  $p_{temp} = 0,494$ ;  $F_{amônia} = 0,024$ ;  $p_{amônia} = 0,976$ ;  $F_{OD} = 0,266$ ;  $p_{OD} = 0,774$ ) permitiu verificar que não há interação de sazonalidade sobre os parâmetros físico-químicos, exceto para a profundidade ( $F = 46,05$ ;  $p = 0,000$ ).

Foram coletados, ao todo, 351 espécimes pertencentes a 14 famílias, sendo Coenagrionidae e Chironomidae as mais representativas, com frequência de 20% e 15%, respectivamente. No período de verão foram coletados 128 espécimes, já no inverno foram coletados 223 espécimes, sendo mais equilibrado o número de exemplares

**Tabela 01** - Médias e desvio padrão das variáveis físico-químicas nos pontos de amostragem no córrego Felizardo, município de Uruguaiana-RS, comparação de verão e inverno de 2012 [Condutividade elétrica (CE) em  $\mu S.cm^{-1}$ , pH, Temperatura da água ( $^\circ C$  água), Nitrogênio Amoniacal (N-NH<sub>3</sub>) em  $mg.L^{-1}$ , Oxigênio Dissolvido (OD) em  $mg.L^{-1}$  e Profundidade em cm]

Variável	Verão			Inverno		
	P01	P02	P03	P01	P02	P03
CE	100±14,1 <sup>ab</sup>	155±35,3 <sup>a</sup>	75±21,2 <sup>b</sup>	295±104,6 <sup>c</sup>	280±141,4 <sup>c</sup>	270±141,4 <sup>c</sup>
pH	7,61±0,11 <sup>a</sup>	8,28±0,04 <sup>a</sup>	8,11±0,55 <sup>a</sup>	7,75±0,35 <sup>a</sup>	7,75±0,35 <sup>a</sup>	7,75±0,35 <sup>a</sup>
$^\circ C$ água	20,59±0,62 <sup>a</sup>	28,11±1,09 <sup>b</sup>	25,57±1,13 <sup>b</sup>	13,82±4,94 <sup>c</sup>	14,89±5,08 <sup>c</sup>	16,99±5,50 <sup>c</sup>
N-NH <sub>3</sub>	1,0±0,0 <sup>a</sup>	1,0±0,0 <sup>a</sup>	1,0±0,0 <sup>a</sup>	0,30±0,28 <sup>b</sup>	0,37±0,17 <sup>b</sup>	0,12±0,17 <sup>b</sup>
OD	4,0±1,4 <sup>a</sup>	3,5±0,7 <sup>a</sup>	5,0±0,0 <sup>a</sup>	7,5±2,1 <sup>b</sup>	8,0±0,0 <sup>b</sup>	8,5±0,7 <sup>b</sup>
Profund	73,5±2,1 <sup>a</sup>	51,0±2,8 <sup>b</sup>	41,0±1,4 <sup>c</sup>	40,5±0,7 <sup>c</sup>	43,0±2,8 <sup>c</sup>	45,5±4,9 <sup>c</sup>

Médias seguidas da mesma letra, na linha, não diferem estatisticamente entre si pelo teste de Tukey ( $P < 0,05$ )

**Tabela 02** - Número de espécimes capturados nos três pontos de amostragem: P01 (controle), P02 (lançamento do efluente) e P03 (jusante), dentro do período de verão (jan/2012 e fev/2012) e inverno (jul/2012 e ago/2012) no córrego Felizardo, município de Uruguaiana-RS, 2012

Taxa	P01		P02		P03	
	Verão	Inverno	Verão	Inverno	Verão	Inverno
<b>Coleoptera</b>						
Hydrophilidae	4	4	—	3	—	5
<b>Díptera</b>						
Chironomidae	7	7	15	12	4	8
<b>Ephemeroptera</b>						
Caenidae	5	7	1	11	—	18
Ephemeridae	—	—	3	—	—	—
<b>Hemiptera</b>						
Belostomatidae	10	9	11	8	5	3
Gerridae	—	—	—	—	3	3
Notonectidae	—	15	—	8	—	11
<b>Odonata</b>						
Calopterygidae	3	3	2	2	3	—
Coenagrionidae	9	17	6	12	7	21
Corduliidae	2	5	—	2	2	13
Gomphidae	3	—	—	2	—	—
Libellulidae	8	6	5	3	6	5
<b>Trichoptera</b>						
Hydropsychidae	—	—	—	—	2	—
Polycentropodidae	—	—	—	—	2	—
<b>Total</b>	<b>51</b>	<b>73</b>	<b>43</b>	<b>63</b>	<b>34</b>	<b>87</b>

**Tabela 03** -Valores médios e desvio padrão de abundância total (nº de exemplares), densidade total (ind./m<sup>2</sup>) e riqueza de famílias nos três pontos de amostragem: P01 (controle), P02 (lançamento do efluente) e P03 (jusante), amostradas dentro do período de verão (jan/2012 e fev/2012) e inverno (jul/2012 e ago/2012)

Pontos de coleta	Verão			Inverno		
	P01	P02	P03	P01	P02	P03
<b>Abundância*</b>	25,5±3,5 <sup>a</sup>	21,5±2,1 <sup>ab</sup>	17±0,0 <sup>b</sup>	36,5±2,1 <sup>c</sup>	31,5±6,3 <sup>c</sup>	43,5±7,7 <sup>c</sup>
<b>Densidade*</b>	0,85±0,11 <sup>a</sup>	0,72±0,07 <sup>ab</sup>	0,57±0,00 <sup>b</sup>	1,22±0,07 <sup>c</sup>	1,05±0,21 <sup>c</sup>	1,45±0,25 <sup>c</sup>
<b>Riqueza*</b>	7,5±0,70 <sup>a</sup>	5,0±0,00 <sup>b</sup>	7,5±0,70 <sup>a</sup>	8,5±0,70 <sup>c</sup>	8,0±0,0 <sup>c</sup>	8,5±0,70 <sup>c</sup>

Médias seguidas da mesma letra, na linha, não diferem estatisticamente entre si pelo teste de Tukey (0,05). \*Parâmetro com variação significativa entre as estações

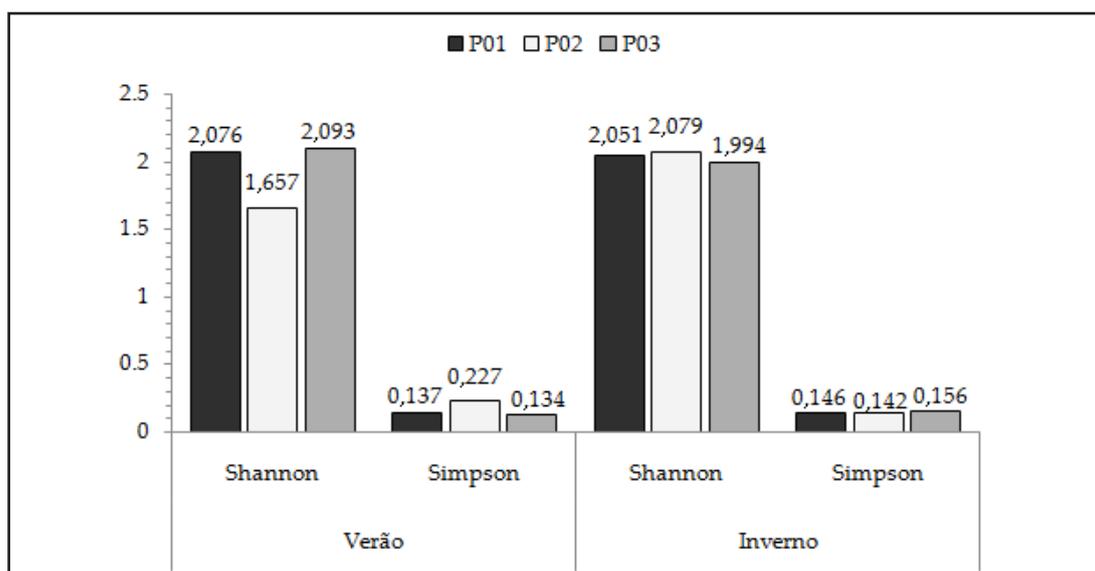


Figura 06 - Valores de diversidade H' (Shannon-Weaver) e de dominância D (Simpson) nos três pontos de amostragem: P01 (controle), P02 (lançamento do efluente) e P03 (jusante), amostradas dentro do período de verão (jan/2012 e fev/2012) e inverno (jul/2012 e ago/2012) para o arroio Felizardo, Uruguaiana, RS, 2012

por família durante o inverno. As famílias Ephemeroidea (Ephemeroptera), Hydropsychidae e Polycentropodidae (Trichoptera) ocorreram apenas no verão, e a família Notonectidae (Hemiptera) ocorreu apenas no inverno (Tabela 02).

Além disso, observou-se diferença sazonal para abundância ( $F = 36,84$ ;  $p = 0,001$ ), densidade ( $F = 36,90$ ;  $p = 0,000$ ) e riqueza de famílias ( $F = 25,00$ ;  $p = 0,002$ ), sendo maiores os valores no período de inverno para

os três parâmetros. Durante o verão, observou-se menor abundância e densidade nos pontos P02 e P03, quando comparados com P01 e menor riqueza no ponto P02 quando comparado com os outros dois. No inverno, ocorreram variações principalmente na abundância e densidade em P03, porém sem efeito significativo ( $F_{abund} = 1,140$ ;  $p_{abund} = 0,380$ ;  $F_{dens} = 1,139$ ;  $p_{dens} = 0,380$ ) (Tabela 03). Não foi identificada a interação dos períodos sazonais com estes fatores ( $F_{abund} = 4,192$ ;  $p_{abund} = 0,072$ ;  $F_{dens}$

Quadro 01 - Valores médios do índice biótico Biological Monitoring Working Party – BMWP para três pontos de amostragem: P01 (controle), P02 (lançamento do efluente) e P03 (jusante) no córrego Felizardo, Uruguaiana-RS durante os períodos de verão (jan/2012 e fev/2012) e inverno (jul/2012 e ago/2012)

BMWP Verão (2012)					
Ponto	Classe	Qualidade	Referência	Resultado	Significado
P01	2	Boa	121 – 149	129	Águas limpas, não poluídas ou sistema perceptivelmente não alterado.
P02	4	Duvidosa	61 – 100	98	São evidentes efeitos moderados de poluição.
P03	4	Duvidosa	61 – 100	92	São evidentes efeitos moderados de poluição.
BMWP Inverno (2012)					
Ponto	Classe	Qualidade	Referência	Resultado	Significado
P01	1	Ótima	> 150	179	Águas muito limpas.
P02	2	Boa	121 – 149	143	Águas limpas, não poluídas ou sistema perceptivelmente não alterado.
P03	1	Ótima	> 150	218	Águas muito limpas.

Quadro 02 - Valores médios do índice biótico Family Biotic Index – FBI três pontos de amostragem: P01 (controle), P02 (lançamento do efluente) e P03 (jusante) no córrego Felizardo, Uruguaiana-RS durante os períodos de verão (jan/2012 e fev/2012) e inverno (jul/2012 e ago/2012)

FBI Verão (2012)					
Ponto	Classe	Qualidade	Valor	Resultado	Significado
P01	3	Boa	4,51 – 5,50	5,27	Algum sinal de poluição orgânica.
P02	4	Moderada	5,51 – 6,50	5,73	Poluição orgânica moderada.
P03	3	Boa	4,51 – 5,50	4,94	Algum sinal de poluição orgânica.
FBI Inverno (2012)					
Ponto	Classe	Qualidade	Valor	Resultado	Significado
P01	3	Boa	4,51 – 5,50	5,41	Algum sinal de poluição orgânica.
P02	3	Boa	4,51 – 5,50	5,47	Algum sinal de poluição orgânica.
P03	3	Boa	4,51 – 5,50	5,41	Algum sinal de poluição orgânica.

= 4,192;  $p_{\text{dens}} = 0,073$ ;  $F_{\text{riq}} = 4,000$ ;  $p_{\text{riq}} = 0,078$ ).

No período de verão ocorreram alterações quanto à diversidade relacionadas ao ponto P02 ( $H' = 1,657 \pm 0,13$ ;  $D = 0,227 \pm 0,05$ ), que obteve valor abaixo de P01 e P03 ( $H'$ ) e grau de dominância ( $D$ ) mais elevado que P01 ( $D = 0,137 \pm 0,02$ ) e P03 ( $D = 0,134 \pm 0,01$ ). No período de inverno ocorreram alterações, porém de maneira mais sutil, os índices de diversidade e de dominância mostram valores mais próximos entre os três pontos de coletas (Figura 06).

Médias dos índices bióticos BMWP e FBI mostram que houve alteração na qualidade da água em P02 (BMWP=98; FBI = 5,73) no período de verão, os quais classificam as águas do córrego com qualidade entre boa e duvidosa segundo BMWP (Quadro 01), e entre boa e moderada conforme FBI (Quadro 02). No inverno (julho/2012 e agosto/2012) as águas dos três pontos do córrego mantiveram-se classificadas como ótima (BMWP), exceto em P02 que foi classificada como boa (FBI).

## Discussão

Os parâmetros inorgânicos mensurados tiveram valores dentro do permitido para a classe das águas do córrego (CONAMA, 2005), porém as alterações das variáveis físico-químicas, principalmente a amônia, corroboram com os resultados obtidos pelos índices de diversidade (Shannon e Simpson) e, conseqüentemente, pelos índices bióticos (BMWP e FBI). Moreno & Callisto (2004) demonstraram que os valores de nitrogênio (amoniaco e total) são menores em ambientes naturais e, inversamente, as concentrações de oxigênio dissolvido são maiores. De acordo com os resultados obtidos, pode-se inferir que os efluentes sem tratamento oriundos da estação de piscicultura da UNIPAMPA estão interferindo no padrão natural deste córrego.

A atividade da piscicultura é dependente do aporte

de nutrientes e de energia para a manutenção de sua produtividade, portanto produzem resíduos e efluentes que podem desequilibrar o ecossistema e favorecer o declínio da diversidade biológica (HENRY – SILVA; CAMARGO, 2008). A amônia é considerada o principal composto químico resultante da excreção de peixes, além de compor restos de alimentos e adubos orgânicos utilizados na piscicultura. Neste trabalho, observa-se maior concentração de amônia em todos os pontos amostrais no período de verão quando comparado com o inverno, sendo 2,66 vezes maior para o nitrogênio amoniaco ( $\text{NH}_3$ ) em P02 e oito vezes maior em P03 no verão em relação ao inverno do que no verão. Na aquicultura, o nitrogênio fornecido nas dietas e fertilizantes, normalmente está presente na biomassa de peixes e camarões na despesca (em torno de 25% a 30%) (PÁEZ-OSUNA et al. 1997; BOYD; TUCKER, 1998). O restante do nitrogênio e também de fósforo fica retido no sedimento dos viveiros ou é eliminado pelo efluente (CASILLAS-HERNÁNDEZ et al., 2006). P01 (Controle) apresentou nitrogênio amoniaco 3,33 vezes menor no período de inverno. Neste caso, a variação deste parâmetro deve-se a outros fatores não identificados e não à influência de efluentes do setor piscicultura.

Os resultados apontaram o lançamento de efluentes como fator de grande influência não só sobre as variáveis físico-químicas, mas também sobre a entomofauna aquática. Este fator provavelmente foi responsável pelas alterações na riqueza e diversidade de famílias de insetos aquáticos. Silveira (2004) ressalta que em níveis intermediários de impacto (por exemplo, poluição orgânica), a diversidade da comunidade poderá aumentar, decrescendo apenas em situações de grande impacto, o que poderia explicar a alta na diversidade em P03 durante o período de verão.

A condutividade elétrica é a capacidade que a água possui de conduzir corrente elétrica. Este parâmetro expressa a quantidade de íons dissolvidos na água.

Quanto maior a quantidade de íons dissolvidos, maior será a condutividade elétrica da água (PEDROZO, 2000). Embora a Resolução CONAMA 357/05 não estabeleça nenhum padrão a este parâmetro, para a CETESB (2012), em geral, níveis superiores a  $100 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$  indicam ambientes impactados. Os níveis de condutividade estiveram acima de  $100 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ , exceto para P01 e P03 (verão). A baixa condutividade no verão pode ser explicada pelo maior nível da água, decorrente de uma maior precipitação nesta estação (Instituto Nacional de Meteorologia - INMET), podendo ter resultado em uma diminuição da concentração de íons dissolvidos e, conseqüentemente, na condutividade elétrica, possivelmente ocasionando um efeito de diluição. Segundo a CETESB (2012), a condutividade representa uma medida indireta da concentração de poluentes, e aumenta à medida que mais sólidos dissolvidos são adicionados a água. A condutividade mais elevada pode estar relacionada à utilização de ração e à adição de fertilizantes nos viveiros (SIPAÚBA-TAVARES, 1995).

Fatores como oxigênio passam por variações diárias em face de variações ambientais como ventos e chuva, os quais também interferem no pH, podendo exercer influência sob as condições físico-químicas da água (ESTEVES, 1988). O nível de Oxigênio Dissolvido (OD) esteve abaixo do mínimo estabelecido para a classe do córrego (CONAMA 357/05) em P02 no verão de 2012, justamente no período de maior atividade no setor. O excesso de matéria orgânica pode causar grande produção bacteriana, conduzindo ao consumo de OD (SIPAÚBA-TAVARES et al., 1999; ESTEVES, 2011). A resolução estabelece que, para as águas de classe 2 em que ocorra atividade de aquicultura, o nível de OD não pode ser inferior a  $5 \text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ . Porém, na estação de inverno, os níveis de OD em todos os pontos amostrais se mantiveram em conformidade com a resolução vigente.

De acordo com Wilhm & Dorris (1968) e Piedras et al. (2006), índices de diversidade  $H'$  menores que 1,0 indicam ambiente fortemente poluído;  $H'$  entre 1,0 e 3,0 indica poluição moderada e  $H'$  superior a 3,0 indica água não poluída. Segundo estes autores, a redução da diversidade pode ser atribuída à deterioração da qualidade da água, que impossibilita o desenvolvimento de determinados grupos de macroinvertebrados. Estas informações corroboram com os resultados dos índices bióticos encontrados neste estudo.

Diversos estudos evidenciam os impactos ambientais do efluente de piscicultura. Loch et al. (1996) constataram que os efluentes produzidos em fazendas de criação de truta-arco-íris (*Oncorhynchus mykiss*) reduziram a riqueza de macroinvertebrados bentônicos nos trechos dos rios, onde estes efluentes foram lançados. Camargo (1992) observou alterações nas assembleias de invertebrados bentônicos nos pontos à jusante do lançamento de efluentes, as espécies adaptadas a ambientes com concentrações altas de oxigênio dissolvido e taxas de sedimentação baixas praticamente desapareceram, sendo substituídas

por espécies, especialmente de quironomídeos, que são adaptadas a ambientes com teores de oxigênio baixos e com taxas elevadas de sedimentação.

A representatividade de Chironomidae se deve à sua tolerância a situações extremas (MARQUES et al., 1999), indicando um enriquecimento de matéria orgânica no sedimento (DEVÁI, 1990), o que leva a crer que estes organismos aparentemente não dependem tanto de fatores ambientais como outros insetos. Quanto à alta representatividade da família Coenagrionidae, esta pode ser encontrada em águas de qualidade aceitável conforme o índice BMWP, o que pode ser uma justificativa plausível para este fato, e também que o córrego apresenta uma capacidade de recuperação após ter sofrido alterações em suas águas.

Outras famílias somente ocorrem em períodos específicos, como as famílias Ephemeridae (Ephemeroptera), Hydropsychidae e Polycentropodidae (Trichoptera), que somente foram presentes nas coletas de verão, já a família Notonectidae (Hemiptera) esteve presente somente nas coletas de inverno. De acordo com Polhemus & Polhemus (2008), hemípteros aquáticos são mais numerosos na Região Tropical, porém, existem espécies distintamente adaptadas ao frio. Segundo Extence (1981) e Abílio et al. (2007), a diminuição da coluna d'água pode favorecer algumas espécies de larvas de insetos que se alimentam por filtração, como é o caso da família Hydropsychidae.

Apesar dos índices bióticos BMWP e FBI terem refletido as condições do córrego, aquele que se mostra mais apropriado à análise das estações é o FBI. Este apresenta alterações tanto no verão quanto no inverno, e em todos os pontos, fato que pode ser justificado por sua metodologia, que utiliza dados de abundância relativa da comunidade bentônica (HILSENHOFF, 1988), permitindo uma melhor distinção dos pontos de amostragem.

As variações na abundância, frequência e riqueza, e até mesmo os índices de diversidade podem ter explicações diversas, segundo Rosenberg & Resh (1993): "Fatores além da qualidade da água podem afetar a distribuição e abundância dos organismos. A variação sazonal também pode dificultar a interpretação e comparação de resultados", as comunidades aquáticas também são influenciadas por diversos fatores como as características físicas e químicas da água (HANASHIRO, 2010). Desta forma, torna-se necessário o confronto de resultados das variáveis biológicas com parâmetros físico-químicos da água, para a obtenção de resultados mais precisos.

De acordo com Silvert (1992), os impactos da piscicultura podem ser classificados como interno, local ou regional. Os internos são aqueles que interferem no próprio sistema de criação, como por exemplo, a redução de oxigênio dissolvido em um viveiro e estratificação em lagos. Já os impactos locais se estendem a um quilômetro à jusante da descarga de efluentes. Os efeitos sobre os ambientes aquáticos, com uma escala espacial de vários quilômetros, são considerados impactos regionais. Para o córrego Felizardo observa-se que ocorre impacto local,

pois os efeitos sobre o ambiente aquático se estendem a menos de um quilômetro à jusante da descarga dos efluentes.

## Conclusões

Diante dos resultados das análises das variáveis físico-químicas da água, foi possível enquadrar o arroio felizardo como recurso hídrico de Classe 2, de acordo com a Resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) n. 357, de 17 de março de 2005, com exceção para os pontos P01 e P02 durante o período de verão. Para os demais parâmetros físico-químicos não foram observadas variações relevantes para as estações de coleta e para os pontos de amostragem. Os parâmetros físico-químicos também apresentaram variações sazonais, como a diminuição do nível de nitrogênio amoniacal ( $\text{NH}_3$ ) de  $1,00 \text{ mg.L}^{-1}$  para  $0,26 \text{ mg.L}^{-1}$  e aumento na taxa de OD, de  $3,7 \text{ mg.L}^{-1}$  para  $5,3 \text{ mg.L}^{-1}$  no inverno.

O setor de piscicultura (CTPA) da Universidade Federal do Pampa não estava operando em sua totalidade durante a estação de verão, ou seja, atividades como alimentação e adubação são diminuídas ou suspensas no período, ainda assim, de modo geral, os três pontos amostrais apresentaram situações diferentes entre si no verão e semelhantes no inverno quanto à qualidade das águas.

Observou-se uma gradiente decrescente nos valores de abundância e densidade de espécimes ao longo do córrego (de P01 a P03) no período de verão. Contudo, os valores médios de riqueza de famílias foram significativamente menores no ponto de lançamento de efluente (P02). Esse padrão indica que grupos sensíveis à poluição são geralmente menores, em contrapartida, os tolerantes tendem a dominar ambientes, portanto apresentando-se em maior número. Isso faz com que parâmetros como a densidade e a abundância sejam pouco influenciados nos sítios pontuais de poluição, uma vez que consideram o número de indivíduos. Já o parâmetro de riqueza, por tratar de grupos (espécies ou famílias como neste trabalho), apresenta maior redução devido à diminuição de grupos sensíveis nos locais de maior poluição (que, em geral, apresentam menor número de indivíduos). Sendo assim, observa-se queda na riqueza, mas não da densidade em P02.

Os índices de diversidade corroboram com os índices bióticos, demonstrando que ocorre diferença sazonal significativa na abundância de macroinvertebrados no córrego, sendo esta diferença maior no verão, ou seja, no período em que o setor de piscicultura esteve em funcionamento.

Ao analisarmos os resultados fornecidos pela comunidade de insetos aquáticos, foi possível concluir que ocorre impacto moderado local dos efluentes de piscicultura no córrego Felizardo e que, a assembléia de insetos aquáticos deste córrego sofre influência de efluentes.

## Referências

- ABÍLIO, F. J. P.; RUFO, T. L. M.; SOUZA, A. H. F. S.; FLORENTINO, H. S.; JUNIOR, E. T. O.; MEIRELES, B. N.; SANTANA, A. C. D. Macroinvertebrados bentônicos como bioindicadores de qualidade ambiental de corpos aquáticos da caatinga. *Series Oecologia Brasiliensis*, v. 11, n. 3, p. 397 – 409, 2007.
- ALBA-TERCEDOR, J.; SÁNCHEZ-ORTEGA, A. Un método rápido y simple para evaluar la calidad biológica de las aguas corrientes basado en el de Hellowell (1978). *Limnética*, v.4, p. 51 – 56, 1988.
- ANDRADE, H. T. A.; SANTIAGO, A. S.; MEDEIROS, J. F. Estrutura da Comunidade de Invertebrados Bentônicos com Enfoque nos Insetos Aquáticos do Rio Piranhas-Assu, Rio Grande do Norte, Nordeste do Brasil. *Entomo Brasilis*, v. 1, n. 3, p. 51 – 56, 2008.
- ARIAS, A. R. L.; BUSS, D. F.; ALBUQUERQUE, C. de; INÁCIO, A. F.; FREIRE, M. M.; EGLER, M.; MUGNAI, R.; BAPTISTA, D. F. Utilização de bioindicadores na avaliação de impacto e no monitoramento da contaminação de rios e córregos por agrotóxicos. *Ciência e Saúde Coletiva*, v. 12, p. 61 – 72, 2007
- 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*, v. 17, n. 3, p. 333 – 347, 1983.
- BENETTI, C. J.; FIORENTIN, G. L.; CUETO, J. A. R.; NEISS, U. G. Chaves de identificação para famílias de coleópteros aquáticos ocorrentes no Rio Grande do Sul, Brasil. *Neotropical Biology and Conservation* v.1, n.1, p. 24 – 28, 2006.
- BISPO, P. C.; OLIVEIRA, L. G. Diversity and structure of Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera (Insecta) assemblages from riffles in mountain streams of Central Brazil. *Revista Brasileira de Zoologia* v. 24, n. 2, p. 283 – 293, 2007.
- BOYD, C. E. Guidelines for aquaculture effluent management at the farm-level. *Aquaculture* v. 226, p. 101 – 112. 2003.
- BOYD, C.E.; TUCKER, C. S. Pond aquaculture water quality management. Massachusetts: Kluwer Academic Publishers, 1998. 700p.
- CALLISTO, M.; ESTEVES, F. A. Categorização funcional dos macroinvertebrados Bentônicos em Quatro Ecossistemas Lóticos Sob Influência das Atividades de Uma Mineração de Bauxita na Amazônia Central

- (Brasil). In: NESSIMIAN, J. L.; CARVALHO, A. L. (Ed.). *Ecologia de Insetos Aquáticos. Series Oecologia Brasiliensis v. 5.* PPGE-UFRJ, Rio de Janeiro, 1998. p. 223 – 234.
- CALLISTO, M.; GONÇALVES, J. A vida nas águas das montanhas. *Ciência Hoje v. 31*, p. 68 – 71, 2002.
- CAMARGO, J. A. Temporal and spatial variations in dominance, diversity and biotic indices along a limestone stream receiving a trout farm effluent. *Water, Air and Soil Pollution v. 63*, p. 343 – 359, 1992.
- CARVALHO, A. L.; CALIL, E. R. Chaves de identificação para as famílias de Odonata (Insecta) ocorrentes no Brasil - adultos e larvas. *Papéis Avulsos de Zoologia do Museu de Zoologia da USP, São Paulo v.41*, n. 15, p. 423 – 441, 2000.
- CASILLAS-HERNÁNDEZ, R.; MAGALLÓN-BARAJAS, F.; PORTILLO-CLARCK, G.; PÁEZ-OSUNA, F. Nutrient mass balances in semi-intensive shrimp ponds from Sonora, Mexico using two feeding strategies: Trays and mechanical dispersal. *Aquaculture v. 258*, p. 289 – 298, 2006.
- CETESB (Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental). Variáveis de qualidade das águas. s/d. Disponível em: <<http://www.cetesb.sp.gov.br>>. Acesso em: 18 ago. 2012.
- CONAMA (Conselho Nacional do Meio Ambiente). Resolução nº 357, de 17 de março de 2005. *Diário Oficial da União*, 2005.
- COSTA, J. M.; SOUZA, L. O. I.; OLDRINI, B. B. Chave para identificação das famílias e gêneros das larvas conhecidas de Odonata do Brasil: comentários e registros bibliográficos. *Publicações Avulsas do Museu Nacional, Rio de Janeiro v. 99*, p. 1 – 44, 2004.
- DARRIGRAN, G.; VILCHES, A.; LEGARRALDE, T.; DAMBORENEA, C. – Guia para el Estudio de Macroinvertebrados: Métodos de Colecta y Técnicas de Fijación. La Plata, Buenos Aires, Argentina, 2007. 86p.
- DEVÁI, G.; Ecology al backgroud and importance of the change of chironomid faunain shallow Lake Balaton. *Hydrobiologia v. 321*, p. 17 – 28, 1990.
- ESTEVEES, F. de A. *Fundamentos de Limnologia.* Rio de Janeiro: Interciência/FINEP, 1988. 575p.
- ESTEVEES, F. de A. *Fundamentos de Limnologia.* 3ª Ed. Rio de Janeiro: Interciência, 2011. 790p.
- EXTENCE, C. A. The effect of drought on benthic invertebrate communities in a lowland river. *Hydrobiologia*, n. 83, p. 217 – 224, 1981.
- GOTELLI, N. J. *Ecologia.* Londrina, Editora Planta, 2007. 221p.
- GOULART, M. D. C.; CALLISTO, M. Bioindicadores de qualidade de água como ferramenta em estudos de impacto ambiental. *Revista FAPAM*, v. 2, n. 1, 2003.
- HANASHIRO, F. T. T. Efeitos da distribuição de manchas de folhas na estrutura de macroinvertebrados de riachos. 2010. 72p. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Recursos Naturais) – Universidade Federal de São Carlos. 2010.
- HATAMI, R.; MAHBOOBI SOOFIANI, N.; EBRAHIMI, E.; HEMAMI, M. Evaluating the Aquaculture Effluent Impacton Macroinvertebrate Community and Water Quality Using BMWP index. *Journal of Environmental Studies*, v. 37, n. 59, 2011.
- HENRY – SILVA, G. G.; CAMARGO, A. F. M. Impacto das atividades de aquicultura e sistemas de tratamento de efluentes com macrófitas aquáticas relato de caso. São Paulo. *Boletim do Instituto de Pesca*, v. 34, n. 1, p. 163 – 173, 2008.
- HILSENHOFF, W. L. Rapid Field Assessment of Organic Pollution With a Family Level Biotic Index. *Journal of the North American Benthological Society*, v. 7, p. 65 – 68, 1988.
- INMET (Instituto Nacional de Meteorologia). Precipitação. Disponível em: <[http://www.inmet.gov.br/portal/index.php?r=home/page&page=sobre\\_inmet](http://www.inmet.gov.br/portal/index.php?r=home/page&page=sobre_inmet)>. Acesso em: 15 jan. 2012.
- LOCH, D. D.; WEST, J. L.; PERLMUTTER, D. G. The effects of trout farm effluent on the richness of benthic macroinvertebrates. *Aquaculture*, n. 147, p. 37 – 55, 1996.
- 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*, n. 46, p. 501 – 506, 1995.
- MARIANO, R.; FROEHLICH, C. G. 2007. Ephemeroptera. In: Guia on-line: Identificação de larvas de Insetos Aquáticos do Estado de São Paulo. Froehlich, C. G. (org.). Disponível em: <<http://sites.ffclrp.usp.br/aguadoce/guiaonline>>.
- 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.
- MENDONÇA, F. P.; MAGNUSSON, W. E.; ZUANON, J. Relationships Between Habitat Characteristics and Fish Assemblages in Small Streams of Central Amazonia. *Copeia*, n. 4, p. 750 – 763, 2005.
- METECALFE, J. L. Biological water quality assessment of running waters based on macroinvertebrates communities: history and present status in Europe. *Environmental Pollution*, n. 60, p. 101 – 139, 1989.
- MORENO, P.; CALLISTO, M. Benthic macroinvertebrates in the watershed of an urban reservoir in southeastern Brazil. *Hydrobiologia*, n. 560, p. 311 – 321, 2006.
- PÁEZ-OSUNA, F.; GUERRERO-GALVÁN, S. R.; RUIZ-FERNÁNDEZ, A. C.; ESPINOZA-ÂNGULO, R. Fluxes and mass balances of nutrients in a semi-intensive shrimp farm in North-West México. *Marine Pollution Bulletin*, n. 34, p. 290 – 297, 1997.
- PEDROZO, C. S. Avaliação da qualidade ambiental das lagoas da planície costeira do Rio Grande do Sul com ênfase na comunidade zooplânctônica. São Carlos. Tese – Universidade Federal de São Carlos, São Paulo, 2000.
- PES, A. M. O.; HAMADA, N.; NESSIMIAN, J. L. Chave de identificação de larvas para famílias e gêneros de Trichoptera (Insecta) da Amazônia Central, Brasil. *Revista Brasileira de Entomologia*, n. 49, p. 181–204, 2005.
- PIEDRAS, S. R. N.; BAGER, A.; MORAES, P. R. R.; ISOLDI, L. A.; FERREIRA, O. G. L.; HEEMANN, C. Macroinvertebrados bentônicos como indicadores de qualidade de água na barragem Santa Bárbara, Pelotas, RS, Brasil. *Ciência Rural* n. 36, v. 2, p. 494 – 500, 2006.
- PINHO, L. C. 2008. Diptera. In: Guia on-line: Identificação de larvas de Insetos Aquáticos do Estado de São Paulo. Froehlich, C. G. (org.). Disponível em: <<http://sites.ffclrp.usp.br/aguadoce/guiaonline>>. Acesso em: 03 dez. 2011.
- PINTO L. V. A., BOTELHO, S. A.; DAVIDE, A. C.; FERREIRA, E. Estudo das nascentes da bacia hidrográfica do ribeirão Santa Cruz, Lavras, MG. *Scientia Forestalis*, n. 65, p. 197 – 206, 2004.
- POLHEMUS, J. T.; POLHEMUS, D. A. Global diversity of true bugs (Heteroptera; Insecta) in freshwater. *Hydrobiologia*, n. 595, p. 379 – 391, 2008.
- RIBEIRO, L. O.; UIEDA, V.S. Estrutura da comunidade de macroinvertebrados bentônicos de um riacho de serra em Itatinga, São Paulo, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, v. 22, n.3, p. 613 – 618, 2005.
- ROSENBERG, D. M.; RESH, V. H.; Freshwater Biomonitoring and benthic macroinvertebrates. New York: Chapman & Hall, 1993.
- SILVEIRA, M. P. Aplicação do Biomonitoramento para Avaliação da Qualidade da Água em Rios. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2004. 68p. - (Embrapa Meio Ambiente. Documentos, 36). SP, 2004.
- SILVERT, W. Assessing environmental impact of finfish aquaculture in marine waters. *Aquaculture*, n. 107, p. 67 – 79, 1992.
- SIPAÚBA-TAVARES, L. H.; MORAES, M. A. G.; BRAGA, F. M. S. Dynamics of some limnological characteristics in pacu (*Piaractus mesopotamicus*) culture tanks as function of handling. *Revista Brasileira de Biologia*, v. 59, n. 4, 543 – 551, 1999.
- SIPAÚBA-TAVARES, L. H. Influência da luz, manejo e tempo de residência sobre algumas variáveis limnológicas em um viveiro de piscicultura. *Biotemas*, v. 8, n. 1, p. 61 – 71, 1995.
- WILHM, J.; DORRIS, T. Biological parameters for water quality criteria. *Biological Science* n. 18, p. 477 – 381, 1968.