



**MACROINVERTEBRADOS AQUÁTICOS DA ESTAÇÃO ECOLÓGICA
DO CAIUÁ, DIAMANTE DO NORTE, PARANÁ**

Centro de Ciências Biológicas – CCB

Programa de Pós Graduação em Ciências Biológicas

Pesquisador responsável: Prof. Dr. Gustavo Monteiro Teixeira

Londrina – Paraná

2018

INTRODUÇÃO

Os efeitos combinados da urbanização e das atividades antropogênicas associadas ao rápido crescimento populacional das últimas décadas são facilmente visualizados nos ecossistemas (KÖNIG *et al.*, 2008). Em todo o planeta, praticamente não existe um ecossistema que não tenha sofrido direta e/ou indiretamente ações antrópicas, como por exemplo, contaminação dos ambientes aquáticos, desmatamentos, contaminação de lençol freático e introdução de espécies exóticas, resultando na diminuição da diversidade de habitats e perda da biodiversidade (CALISTO & GOULART, 2003).

A saúde de um ecossistema aquático pode ser inferida baseando-se na caracterização da sua estrutura, onde o elemento biológico e sua interação com parâmetros físicos e químicos funcionam através de processos fundamentais à manutenção da biodiversidade, como produção, consumo e decomposição de matéria orgânica. (BARBOSA *et al.*, 2000).

A avaliação da qualidade biótica, especificamente em relação às comunidades de macroinvertebrados, é cada vez mais utilizada como instrumento na análise ambiental para uma gestão integrada dos recursos hídricos, sendo assim uma metodologia recomendada pela União Européia (NIXON *et al.* 1996).

O uso de macroinvertebrados bentônicos como bioindicadores de poluição e alteração do meio ambiente deve-se a vários fatores, tais como: ciclo de vida suficientemente longo (o que favorece a detecção de alterações ambientais em tempo hábil); tamanho de corpo relativamente grande e de fácil amostragem; técnicas padronizadas e de custo relativamente baixo; alta diversidade de espécies, oferecendo uma enorme gama de tolerância e amplo espectro de respostas frente a diferentes níveis de contaminação (ALBA-TERCEDOR, 1996).

Os macroinvertebrados diferem entre si em relação a forma como respondem à poluição orgânica, desde organismos típicos de ambientes limpos ou de boa qualidade até organismos extremamente resistentes à poluição orgânica, sedimentação e baixas taxas de oxigênio. Locais poluídos geralmente possuem baixa diversidade de espécies e elevada densidade de organismos, restritos a grupos mais tolerantes, como Chironomidae e Oligochaeta (CALLISTO *et al.*, 2000).

As comunidades bentônicas necessitam de certo tempo para estabelecer suas populações, que por sua vez necessitam de condições ambientais próprias para a sua permanência no meio. A partir deste ponto, atuam como monitores contínuos das condições ecológicas dos corpos d'água, indicando tanto variações recentes quanto de efluentes industriais e que tenham afetado a qualidade das águas (ex: contaminação por metais pesados) e a diversidade de habitats (CALLISTO *et al.*, 2000). Norris e Thoms (1999) sugeriram que os efeitos sobre a biota são o ponto final na degradação da natureza (por ex: poluição dos rios) e então podem representar um importante indicador de saúde de ecossistemas.

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).

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).

Dentre os ambientes aquáticos, os corpos d'água de menor porte, como riachos, por exemplo, geralmente são menos estudados, o que faz com que, na maioria dos casos, sua conservação seja negligenciada, principalmente por não apresentarem espécies de interesse econômico (UIEDA & CASTRO, 1999). No entanto, os riachos são hidrologicamente muito importantes para os demais corpos d'água das bacias hidrográficas, pois influenciam diretamente a sua recarga de água (ALEKSEEVSKII *et al.*, 2003), a disponibilidade de abrigos para os invertebrados bentônicos que processam a matéria orgânica particulada grossa em fina (VANNOTE *et al.*, 1980) e atuando como berçários para espécies de peixes que ocuparão os demais trechos da bacia de drenagem (RÊGO *et al.*, 2008).

Neste contexto, a utilização concomitante de índices abióticos e bióticos é necessária, para obtenção de resultados consistentes. Assim sendo, a integridade do ecossistema por meio de características físicas, químicas e biológicas com aplicação do

índice BMWP (Biological Monitoring Working Party), BMWP-IBF, além de métricas como a densidade de organismos, riqueza taxonômica e a diversidade são fundamentais para compreensão da dinâmica envolvida nos ambientes aquáticos.

OBJEIVO GERAL

Inventariar a macrofauna de invertebrados em ambientes lóticos na Estação Ecológica do Caiuá e utiliza-los para avaliar a integridade de ambientes estruturalmente distintos e submetidos a diferentes graus de conservação a partir de índices de integridade ambiental.

OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Registrar variáveis físico-químicas (temperatura, pH, turbidez, condutividade, oxigênio dissolvido, largura e profundidade do leito) dos ambientes amostrados estudados;

- Inventariar a macrofauna de invertebrados aquáticos;

- Verificar os níveis de conservação ambiental dos ambientes estudados através da aplicação de Parâmetros Ambientais Rápidos (PAR's) e da análise da composição da fauna de macroinvertebrados bentônicos (BMWP);

- Avaliar a correlação entre os parâmetros ecológicos das comunidades de macroinvertebrados bentônicos com as características físico-químicas;

- Avaliar o uso da abundância de algumas espécies na bioindicação do estado de conservação dos riachos;

- Analisar se as comunidades de macroinvertebrados dos riachos pesquisados apresentam um padrão de organização espacial diferentemente daquele encontrado ao acaso.

MATERIAL E MÉTODOS

Este trabalho será realizado por professores e estudantes dos cursos de mestrado e doutorado do Programa de Pós Graduação em Ciências Biológicas (Área de Concentração: Biodiversidade e Conservação de Habitats Fragmentados). A amostragem será realizada durante as atividades práticas das disciplinas 2BAV042 e 2BAV086 que acontecerão nos períodos entre os dias 23 a 27 de abril de 2018 e entre os dias 22 a 26 de abril de 2019. Espera-se que o mesmo protocolo seja repetido anualmente para que os resultados obtidos sejam utilizados como ferramentas de monitoramento de longo prazo para os cursos d'água da Estação Ecológica do Caiuá.

ÁREA DE ESTUDO

A Estação Ecológica do Caiuá (EEC) é uma Unidade de Conservação (UC) Estadual de Proteção Integral instituída oficialmente pelo decreto nº 4.263 de 21 de Novembro de 1994 e ampliada pelo Decreto Estadual nº 3.932 de 04 de Dezembro de 2008, com 1.449,48 hectares. A criação da EEC representa a primeira medida compensatória no Estado do Paraná pela construção da Usina Hidrelétrica de Rosana. Está categorizada no Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC), Lei Federal nº 9.985 de 18 de julho de 2000, conforme art. 8º como “Estação Ecológica”, e tem por objetivo, conforme previsto no art. 9º da referida lei, “a preservação da natureza, a realização de pesquisas científicas e educação ambiental com fins pedagógicos”.

A vegetação natural da região onde está inserida a EEC é a Floresta Estacional Semidecidual. Especificamente na EEC ocorrem duas sub-formações: a floresta estacional semidecidual submontana e a floresta estacional semidecidual aluvial. Compreende as formações florestais das regiões Norte e Oeste do Estado, entre 800 m e 200 m de altitude, com florística diferenciada e mais empobrecida em relação às formações ombrófilas. Segundo Koeppen, o clima é classificado, como Cfa mesotérmico, úmido, com verões quentes (MAACK, 1968).

A fauna da região encontra-se isolada em fragmentos florestais explorados que restaram na região. Poucos destes fragmentos possuem conexão e existe ainda uma pressão antrópica sobre várias espécies, tanto de forma direta (caça, captura para

comércio, ação de animais domésticos asselvajados, entre outros) como indireta (contaminação por agrotóxicos, envenenamento ocasional, poluição de corpos hídricos, entre outros).

AMOSTRAGEM

Para a realização da amostragem, serão definidos 6 pontos nos riachos e 4 nas margens do Ribeirão Diamante.

Serão avaliadas as seguintes variáveis ambientais locais: largura (m) e profundidade (m) médias do canal, fluxo (m/s), vazão (m³/s), estrutura do substrato e complexidade física do habitat. Informações referentes à estrutura do substrato (silte/argila, areia, grânulo, seixos, bloco e laje), complexidade física do habitat (presença de troncos, galhos e folhas no leito e a partir das margens, macrófitas e estruturas artificiais) e dossel (cobertura vegetal sobre o leito fluvial) serão avaliadas através de um Protocolo de Avaliação Rápida da Diversidade de Habitats, de acordo com Calisto et al. (2001). Dados referentes ao Índice de Qualidade de Água, abrangendo condições físicas e químicas da água como pH, turbides, condutividade elétrica (μS/cm), oxigênio dissolvido (mg/L e % saturação), temperatura da água (oC) e temperatura do ar (oC) serão aferidos em campo com equipamentos analíticos portáteis

Para a coleta de macroinvertebrados serão utilizadas peneiras com 1m de diâmetro e malha de 2mm e uma rede do tipo kick net (utilizado na forma de arrasto) de 1m² e com malha 1mm.

A triagem será realizada usando bandeja, placa de Petri, pinças e pipetas. Desta forma, os macroinvertebrados serão separados e acomodados em frascos com solução de formol 10%, afim de posteriormente serem identificados através de chaves de classificação descritiva das famílias e com auxílio de uma lupa biocular, para que possam ser acomodados em Ependorff.

Os dados biológicos serão estimados os valores de densidade de organismos (ind./m²) e riqueza taxonômica, além do cálculo dos índices de diversidade de Shannon-Wiener (MAGURRAN, 2004), Equitabilidade de Pielou e Dominância de Simpson. A função Shannon-Wiener será calculada como: $H' = -\sum (p_i) (\log_2 p_i)$, onde: H' = índice de diversidade de espécies de Shannon-Wiener, p_i = proporção de indivíduos encontrados em uma dada espécie e $\log_2 p_i$ = logaritmo na base 2 de p_i ; Equitabilidade de Pielou

(MAGURRAN 2004): $J' = H'/\log_2 S$, onde: J' = índice de uniformidade de Pielou, H' = índice de diversidade de Shannon-Wiener e $\log_2 S$ = logaritmo na base 2 da riqueza. $D = \frac{1}{\sum [n_i \times (n_i - 1) / N \times (N - 1)]}$, sendo que D = índice de Simpson; n_i = número de indivíduos da espécie i na amostra; N = número total de indivíduos na comunidade (DAJOZ, 2005).

A partir da fauna identificada será calculado o índice biológico BMWP, de acordo com Mandaville (2002). Neste cálculo são 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 (MARCHANT 1999). O índice biótico Biological Monitoring Working Party score system “Average Score Per Taxon” (BMWP “ASPT”), que adicionou o ASPT ao BMWP com o intuito de torná-lo mais eficiente e realista. É obtido através da razão entre a pontuação do BMWP e o número de famílias que contribuíram para essa pontuação (WALLEY et al., 1997).

A hipótese nula de aleatoriedade da estrutura da comunidade nos riachos analisados será testada pelo modelo nulo de co-ocorrência de espécies, o qual mede a segregação das espécies (i.e., detecta pares de espécies que não co-ocorrem freqüentemente), através do programa ECOSIM (GOTELLI E ENTSMINGER, 2001).

Para avaliar o uso da abundância de algumas espécies como bioindicação da conservação ou degradação dos ambientes, será utilizado o Índice de Espécies Indicadoras (IndVal). Espécies que sejam realocadas aleatoriamente pelo teste de Monte Carlo ($p < 0,05$), não rejeitam a hipótese nula de que o valor indicador da espécie i dentro do riacho j seja aleatória. O IndVal será calculado no software PC-ORD v.3.2 (MCCUNE E MEFFORD, 1997).

Caso seja necessário, aos dados biológicos será aplicada uma transformação $\log(x + 1)$ a fim de garantir a normalidade e, principalmente a homogeneidade de variâncias. As relações entre as variáveis abióticas e a estrutura das comunidades de invertebrados dos riachos serão avaliadas pela Análise de Correspondência Canônica (CCA) utilizando o programa PC-ORD 3.0 (MCCUNE E MEFFORD, 1997).

Utilizando os resultados das variáveis físicas e químicas, será calculado o Índice de Qualidade da Água (IQA) proposto pela CETESB (2005). As relações entre os índices BMWP e IQA serão avaliadas pela análise de Correlação de Pearson ($p < 0,05$)

(GOTELLI E ELLISON 2004). Será avaliada também a variabilidade dos resultados em escala espacial (bacias hidrográficas), aplicando o teste One- Way ANOVA ($p < 0,05$) (GOTELLI E ELLISON 2004).

CRONOGRAMA

Atividade/Trimestre	2018			2019	
	2	3	4	1	2
Amostragem na Estação Ecológica do Caiuá	X			X	
Triagem e fixação do material coletado.	X			X	X
Revisão de Literatura	X	X	X		
Identificação do material coletado	X	X	X	X	X
Análise dos Resultados		X	X	X	X
Redação de relatórios e artigos				X	X
Submissão de relatório e Artigos					X

REFERÊNCIAS

- ALBA-TERCEDOR, J. 1996. Macroinvertebrados acuáticos y calidad de las aguas de los ríos. IV SIAGA, Almeria, 2: 203-213.
- ALEKSEEVSKII, N.I., GRINEVSKII, S.O., EFREMOV, P.V., ZALAVSKAYA, M.B. & GRIGOR'EVA, I.L. 2003. Small Rivers and the ecological State of an Area. Water Research, v.30, n.5, p.540-549.
- BARBOSA, F. A. R. E CALLISTO, M. (2000). Rapid assessment of water quality and diversity of benthic macroinvertebrates in the upper and middle paraguay river using the Aqua-RAP approach. Verh. Internat. Verein. Limnol. 27 (in press).
- BARBOUR, M.T.; GERRITSEN, J.; SNYDER, B.D. & STRIBLING, J.B. 1999. Rapid Bioassessment rotocols for Use in Streams and Wadeable Rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates and Fish, 2a ed. EPA 841-B-99-002. U.S. Environmental Protection Agency; Office of Water; Washington, D.C.
- 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.
- 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.; MARQUES, M. M. E BARBOSA, F. A. R. (2000). Deformities in larval Chironomus (Diptera, Chironomidae) from the piracicaba river, southeast Brazil. Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie - EVISA, 27 (in press).

CALLISTO, M., MORETTI, M. & GOULART, M. (2001). Macroinvertebrados bentônicos como ferramenta para avaliar a saúde de riachos. Revista Brasileira de Recursos Hídricos, 6(1): 71-82.

CETESB. 2005. IQA - Índice de qualidade das águas. World Wide Web eletronic publication, acessible at http://www.cetesb.sp.gov.br/Agua/rios/indice_iap_iqa.asp. (Accessed 08/13/2005).

DAJOZ, R. Princípios de ecologia. 7.ed. Porto Alegre: Artmed, 2005, 520p.

GOTELLI, N.J.; ELLISON, A.M. 2004. A primer of ecological statistics. Sinauer Associates Inc.,Massachusetts, 510 p.

GOTELLI, N.J.; ENTSMINGER, G.L. 2001. EcoSim Null models software for ecology.

Version 7.2, Acquired Intelligence Inc. & Kesey-Bear. Available in:
<<http://homepages.together.net/~gentsmin/ecosim.htm>.>

GOULART, M. & CALLISTO, M. 2003. Bioindicadores de qualidade de água como ferramenta em estudos de impacto ambiental. Revista da FAPAM, 2(1): página.

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.

JUNQUEIRA, M. E CAMPOS, S. M. (1998). Adaptation of the “BMWP” method for water quality evaluation to Rio das Velhas watershed (Minas Gerais, Brazil). Acta Limnologica Brasiliensia 10(2): 125-135.

K ÖNIG, R., SUZIN, C. R. H., RESTELLO, R. M. & HEPP, L. U. 2008. Qualidade das águas de riachos da região norte do Rio Grande do Sul (Brasil) através de variáveis físicas, químicas e biológicas Pan-American Journal of Aquatic Sciences, 3(1): 84-93

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.

MCCUNE, B. & MEFFORD, M. J. 1997. PC-ORD. Multivariate Analysis of Ecological Data. Version 3,0. MjM Software. Oregon, Gleneden Beach.

NIXON, S.C.; MAINSTONE, C.P.; IVERSEN, T.M.; KRISTENSEN, P.; JEPPESEN, E.; FRIBERG, N.; PAPATHANASSIOU, E.; JENSEN, A.; PEDERSEN, F. 1996,. The harmonised monitoring and classification of ecological quality of surface waters in the European Union. Bruxelas (Bélgica), Comissão Europeia (DG-XI).

NORRIS, R. H. E THOMS, M. C. (1999). What is river health? Freshwater Biology 41: 197-209.

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.

RÊGO, C.L., PINESE, O.P., MAGALHÃES, P.A. & PINESE, J.F. 2008. Relação peso-comprimento para *Prochilodus lineatus* (Valenciennes, 1836) e *Leporinus friderici* (Bloch, 1794) (Characiformes) no reservatório de Nova Ponte-EPDA de Galheiro, rio Araguari, MG. Revista Brasileira de Zoociências, v.10, n.1, p.13-21.

TOLEDO, L. G. & NICOLELLA, G. 2002. Índice de qualidade de água em microbacia sob uso agrícola e urbano. Scientia Agricola, 59(1): 181-186.

UIEDA, V.S. & CASTRO, R.M.C. 1999. Coleta e fixação de peixes de riachos. in: CARAMASCHI, E.P., MAZZONI, R. & PERES-NETO, P.R. (Eds.). Ecologia de Peixes de Riachos. Oecologia Brasiliensis, v.6. Rio de Janeiro: PPGE-UFRJ, p.1-22.

VANNOTE, R.L., MINSHALL, G.W., CUMMINS, K.W., SEDELL, J.R. & CUSHING, C.E. 1980. The river continuum concept. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, v.37, p.130-137.

WALLEY, W. J.; HAWKES, H. A.. 1997. A computer-based development of the Biological Monitoring Working Party score system incorporating abundance rating, site type and indicator value. Water Research, p. 201-210.

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.