



FÁBIO FLORES LOPES

MONITORAMENTO AMBIENTAL DA BACIA HIDROGRÁFICA DO
LAGO GUAÍBA – RS – BRASIL, ATRAVÉS DA UTILIZAÇÃO DE
DIFERENTES METODOLOGIAS APLICADAS A TAXOCENOSES
DE PEIXES.

Tese apresentada ao programa de Pós-Graduação em Biologia Animal, Instituto de Biociências, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, como requisito parcial à obtenção do título de Doutor em Biologia Animal.

Área de Concentração: Biologia e Comportamento Animal

Orientador: Prof. Dr. Luiz Roberto Malabarba

UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL

2006

MONITORAMENTO AMBIENTAL DA BACIA HIDROGRÁFICA DO LAGO GUAÍBA –
RS – BRASIL, ATRAVÉS DA UTILIZAÇÃO DE DIFERENTES METODOLOGIAS
APLICADAS A TAXOCENOSES DE PEIXES.

FÁBIO FLORES LOPES

Aprovada em XX/04/2006

Profa. Dra. Cláudia Bueno Martinez

Prof. Dr. Willi Bruschi Júnior

Profa. Dra. Vera Maria F. Vargas

Prof. Dr. Luiz Roberto Malabarba

*Esta tese é dedicada a V.A.M., à minha família
e, em especial à minha mãe Shirley Flores
Lopes.*

AGRADECIMENTOS

Ao CNPq pela bolsa concedida (Processo número 476821/2003-7).

Ao meu orientador, Prof. Dr. Luiz Roberto Malabarba, pela sua orientação segura, disponibilidade e por acreditar na minha proposta de trabalho. Um agradecimento muito especial por sua amizade, por sempre valorizar a importância do trabalho e, principalmente, por seu fundamental apoio durante o meu afastamento do curso.

À Profa. Dra. Clarice B. Fialho, por seu companheirismo e ajuda nas análises estatísticas.

Aos colegas do Laboratório de Ictiologia, Adriana S. Pereira, Ana P. Dufech, Andréa B. Schan, Andréa T. Thomaz, Ariane Ribeiro, Carlos Eduardo Machado, Cristina Luisa Oliveira, Diego Cognato, Giovanni Neves, Juan A. Anza, Júlia Giora, Juliano F. Santos, Marco A. Azevedo, Marco Majolo, Rodrigo Hirano, Rodrigo Q. Carvalho, Tatiana S. Dias, Taís K. Gonçalves e Vinícius Lampert, por proporcionarem um excelente ambiente de trabalho, pelo auxílio nas saídas de campo, por praticamente serem minha família em Porto Alegre e pela inestimável compreensão para comigo e ajuda durante o meu período de restabelecimento. Este trabalho jamais poderia ser concluído sem a fundamental ajuda destas pessoas. À vocês o meu muito obrigado.

Aos biólogos Cristina Luisa C. Oliveira e Marco A. Azevedo, pelas discussões de histologia e pelo auxílio com histologia de resina metacrilato.

Aos biólogos José Francisco P. da Silva e Juan Andres Anza pelo auxílio na identificação das espécies.

Aos biólogos Fernando G. Becker e Fábio Vilella, pelas discussões e sugestões à cerca dos índices ecológicos.

Ao biólogo Sérgio Luis Langer, por sua amizade, entusiasmo para com a pesquisa e por me permitir participar de seu trabalho.

As biólogas Elisete B. Gauer e Janete Scalcon, pela amizade e por solicitarem meu auxílio como ictiólogo. Pelos projetos futuros.

À acadêmica Andréa T. Thomaz, por sua ajuda durante a minha ausência, assim como no processamento histológico e por realizar a pesquisa proposta.

A todos os colegas do laboratório de Herpetologia, nosso grupo mais próximo, por sua amizade, companheirismo e festerês.

Aos colegas do laboratório de Mastozoologia, pelo companheirismo.

Aos Professores e colegas do departamento de Zoologia, por seu auxílio, em especial a professora Susana B. Amato por sua ajuda na identificação e discussão sobre os parasitos da doença dos pontos pretos.

Aos secretários do Programa de Pós-Graduação em Biologia animal, em especial à Geórgia Garcia, por seu auxílio e por atender a todos com eficiência e simpatia.

À Circe Machado, técnica do laboratório de Histologia do Departamento de Zoologia, por sua amizade e auxílio.

Aos colegas Cláudio Ricken, Cristina Baptista, Jacira Silvano, José Roberto Bastos, Ludimila Ramos e Priscila M. Zamberlann, por seu coleguismo e auxílio, mesmo que breve.

Ao Daniel Rocha, colega herpetólogo, pelo companheirismo e por disponibilizar sua casa para a comemoração de meus dois aniversários.

À todas as pessoas que de alguma forma ou de outra ajudaram na realização deste trabalho. Um agradecimento especial a todos aqueles que se solidarizaram comigo, colaborando a seu modo, em uma etapa difícil pelo qual passei durante o curso.

À minha família, por serem o suporte nas horas difíceis e por sempre acreditarem em minhas loucuras.

SUMÁRIO

Agradecimentos	iv
Resumo	1
Abstract	3
Introdução geral	5
Capítulo I – Revisão dos Aspectos da taxocenose de peixes mais utilizados como indicadores biológicos da qualidade da água.	35
Capítulo II – Alterações Histopatológicas observadas nas brânquias de <i>Astyanax fasciatus</i> e <i>Cyanocharax alburnus</i> da bacia hidrográfica do Lago Guaíba, RS, Brasil.	79
Capítulo III – Utilização da frequência de anomalias morfológicas em peixes e análise multivariada de parâmetros físico-químicos no monitoramento ambiental.	107
Capítulo IV – Avaliação da qualidade ambiental através da análise da frequência da doença dos pontos pretos em comunidades de peixes.	145
Capítulo V – Uso de índices ecológicos em taxocenoses de peixes no monitoramento ambiental – estudo de caso da bacia hidrográfica do lago Guaíba, RS, Brasil.	171
Capítulo VI – Aplicação do índice de integridade biótica (IBI) em taxocenoses de peixes no monitoramento ambiental.	193
Considerações finais	221
Anexos – Normas de publicação do periódico Iheringia	224

MONITORAMENTO AMBIENTAL DA BACIA HIDROGRÁFICA DO LAGO GUAÍBA –
RS – BRASIL, ATRAVÉS DA UTILIZAÇÃO DE DIFERENTES METODOLOGIAS
APLICADAS A TAXOCENOSES DE PEIXES.

RESUMO

A poluição das águas doces superficiais é um dos grandes problemas ambientais do mundo e os rios e lagos estão sendo os ecossistemas mais intensivamente influenciados pelo homem. Como resultado, em países altamente industrializados e em alguns países em desenvolvimento, muitos rios estão severamente poluídos. Os programas de monitoramento ambiental consistem, essencialmente, em medições e que têm como objetivo verificar se determinados impactos ambientais estão ocorrendo, dimensionar a sua magnitude e avaliar se as medidas preventivas adotadas estão sendo ou não eficazes. Este trabalho objetivou testar a eficiência de várias metodologias diferentes no monitoramento das condições ambientais da bacia hidrográfica do lago Guaíba a fim de se obter uma maior compreensão da complexa relação existente entre a degradação ambiental, a ocorrência de alterações/lesões e a distribuição temporal e espacial destas alterações. Neste sentido, foram utilizadas diferentes metodologias, como por exemplos os índices ecológicos, descrição histológica das alterações branquiais, análise da frequência de anomalias morfológicas e de infecção por parasitos Trematódeos Digenéticos causadores da doença dos pontos pretos a fim de verificar quais os locais de maior degradação da qualidade ambiental. Esta tese é composta por seis capítulos, sendo que o primeiro – Levantamento bibliográfico sobre os aspectos da taxocenose de peixes mais utilizados como indicadores biológicos da qualidade da água – fornece uma fundamentação teórica sobre os conceitos de monitoramento ambiental e a utilização de peixes neste tipo de programa. O segundo capítulo – Alterações histopatológicas observadas

nas brânquias de *Astyanax fasciatus* e *Cyanocharax alburnus* da bacia hidrográfica do lago Guaíba, RS, Brasil – discute quais são os prováveis agentes causadores das alterações morfológicas provocadas nas brânquias das duas espécies analisadas. O terceiro capítulo – Utilização da frequência de anomalias morfológicas em peixes e análise multivariada de parâmetros físico-químicos no monitoramento ambiental – discute a associação entre ocorrência de anomalias morfológicas com a qualidade da água. O quarto capítulo – Avaliação da qualidade ambiental através da análise da frequência da doença dos pontos pretos em comunidades de peixes – discute a eficácia do uso da frequência da doença dos pontos pretos relacionada a fatores físico-químicos como instrumento para avaliação da qualidade da água. O quinto capítulo – Uso de índices ecológicos em taxocenoses de peixes no monitoramento ambiental – estudo de caso da bacia hidrográfica do lago Guaíba, RS, Brasil – discute a utilização e eficácia dos índices ecológicos como ferramentas de avaliação da qualidade dos ambientes. No sexto capítulo – Aplicação do índice de integridade biótica (IBI) para a bacia hidrográfica do lago Guaíba, RS, Brasil – é discutida a eficiência ou não dos diferentes parâmetros que foram utilizados na adaptação do IBI. Foi realizada uma adequação de diversas metodologias de análise que são normalmente utilizadas no monitoramento físico-químico e biológico a fim de que fossem usadas como ferramentas de avaliação da qualidade ambiental visando realizar um diagnóstico mais consistente da integridade dos ecossistemas e a quantificação do grau de deterioração destes ambientes.

ENVIRONMENTAL MONITORING OF LAKE GUAÍBA BACIN - RS - BRAZIL,
THROUGH THE USE OF DIFFERENT APPLIED METHODOLOGIES IN
TAXOCENOSES OF FISH.

ABSTRACT

The pollution of superficial fresh waters is one of the great environmental problems of the world. Rivers and lakes are the ecosystems more intensively influenced by human activities. In highly industrialized countries and in some developing countries, many rivers are severely polluted. The environmental monitoring programs consist, essentially, in measuring data with the objective of verify if there are environmental impacts, verify its magnitude and evaluate if the adopted preventive measures are or not effective. This work aimed to test the efficiency of several different methodologies in monitoring environmental conditions of the hidrografic basin of the lake Guaíba in order to understand the complex relationship among environmental degradation, alterations/injuries occurrence in fishes and the temporary and spacial distribution of these alterations. In this sense, different methodologies were used, including ecological indexes, histological analysis of the branchial alterations, analysis of the frequency of morphological anomalies and of infection for parasites Trematodes Digenetic responsible for the black spots disease, in order to verify which places present larger degradation of environmental quality. This thesis is composed by six chapters. The first - Revision on the aspects of the taxocenose of fish more used as biological indicators of the quality of the water - supplies a theoretical discussion about concepts of environmental monitoring with the use of fish. The second chapter - Histopathologic alterations observed in the gills of *Astyanax fasciatus* and *Cyanocharax alburnus* of the hidrografic basin of the lake Guaíba, RS, Brazil - discusses which are the probable agents that causes these morphologic alterations in the gills of the two species. The third chapter - Use of the frequency of

morphologic anomalies in fish and analysis multivariate of physiochemical parameters in the environmental monitoring - discusses the association between occurrence of morphologic anomalies and parameters used in monitoring the quality of the water. The fourth chapter - Evaluation of the environmental quality through the analysis of the frequency of the disease of the black spots in communities of fish - discusses the effectiveness of the use of the frequency of this disease for the evaluation of water quality. The fifth chapter - Use of ecological indexes in taxocenoses of fish in environmental monitoring - study of case of the hidrografic basin of the lake Guaíba, RS, Brazil - discusses the use and effectiveness of the ecological indexes as tools of evaluation of the quality of the environment. In the sixth chapter - Adaptation of the index of biotic integrity (IBI) for the hidrografic basin of the lake Guaíba, RS, Brazil – it is discussed the efficiency or not of the different parameters that were used in the adaptation of IBI. It was accomplished an adaptation of several methodologics analyses that are usually used in the physiochemical and biological monitoring so that they were used as tools of evaluation of the environmental quality with the intention of to accomplish a more solid diagnosis of the integrity of the ecosystems and to quantify the deterioration degree of these environments.

INTRODUÇÃO GERAL

A poluição das águas doces superficiais é um dos grandes problemas ambientais do mundo (LOBO *et al.*, 2002) e a deterioração do ambiente em função das atividades antrópicas tem gerado necessidades de desenvolvimento e adequação de métodos de avaliação da qualidade ambiental (BRUSCHI Jr. *et al.*, 2000). O manejo e a conservação da integridade biótica dos ecossistemas requer a identificação de situações padrão e referência que permitam a identificação de métodos objetivos e precisos de avaliação (HUGHES & NOSS, 1992; ROSEMBERG & RESH, 1993). Os programas de monitoramento ambiental são os instrumentos utilizados para obtenção destas situações padrão de referência, que consistem, essencialmente, em medições e observações específicas, em geral, dirigidas a alguns poucos parâmetros, com objetivo de verificar se determinados impactos ambientais estão ocorrendo, dimensionar a sua magnitude e, ainda, avaliar se as medidas preventivas adotadas estão sendo ou não eficazes (BITAR & ORTEGA, 1998).

Cada vez mais são utilizados métodos biológicos em estudos ambientais. Isto é consequência, em parte, da resposta que os organismos dão a sutis modificações que ocorrem no ambiente em que vivem, em um determinado intervalo de tempo. Muitas respostas são mais sensíveis, muitas vezes, do que métodos não biológicos podem detectar. O problema que permanece, entretanto, é a dificuldade em utilizar organismos que expressem determinada condição ambiental, relacionada a falta de conhecimento da biologia das espécies e, especialmente, as tolerâncias das espécies, ocorrentes em determinado meio, aos fatores envolvidos (LOBO *et al.*, 2002).

De acordo com GIBSON *et al.* (2000), o reconhecimento de que a análise da qualidade físico-química da água não reflete a condição de todos os recursos aquáticos tem direcionado para o desenvolvimento de medidas de integridade biológica expressas por critérios biológicos, que são tentativas práticas de estabelecer objetivos de manejo designados para

proteger ou restabelecer a integridade dos organismos. Exames biológicos e físico-químicos avaliam a qualidade da água por refletir os efeitos cumulativos das atividades humanas e distúrbios naturais em um corpo d'água, incluindo as possíveis causas e seus efeitos. Para estes autores, o monitoramento biológico é o melhor método utilizado em função de detectar os prejuízos generalizados e não específicos para a integridade biológica e por avaliar a severidade destes prejuízos. Testes químicos e toxicológicos, e avaliações mais refinadas dos ambientes, podem ser usadas para identificar prováveis causas e suas fontes.

A vantagem dos métodos biológicos é que as comunidades aquáticas integram a totalidade dos fatores ambientais dentro de um rio e, portanto, representam uma poderosa ferramenta para uma rápida e economicamente viável compreensão e avaliação da saúde do rio (BARBOUR *et al.*, 1999). Neste sentido, PALLER *et al.* (1996) salientaram que metodologias que avaliem rapidamente e acuradamente a saúde dos rios são necessárias para identificar ambientes degradados, priorizá-los para restauração e monitorar suas taxas de recuperação.

KARR (1981) relatou que muitos esforços para monitorar os sistemas de recursos hídricos concentram-se no desenvolvimento de níveis de critérios e limites para contaminates específicos, freqüentemente baseados em testes de toxicidade aguda. Este autor salientou ainda que os critérios utilizados não levam em consideração a ocorrência de variação geográfica de contaminates, não são considerados os efeitos sinérgicos de numerosos agentes poluentes nem considerados os efeitos subletais de muitas substâncias. Além disso, o monitoramento dos parâmetros de qualidade da água (nutrientes, OD, temperatura, pesticidas, metais pesados e outros agentes tóxicos), freqüentemente omite eventos de curto prazo, que podem ser críticos na avaliação de impactos bióticos. É impossível medir todos os fatores que podem provocar impactos na integridade biótica.

Segundo GIBSON *et al.* (1996), estressores físicos, químicos e biológicos alteram as características biológicas de um ecossistema aquático e estressores químicos podem resultar

em prejuízo no funcionamento ou a perda de espécies sensíveis a uma mudança na estrutura da comunidade. O número e intensidade de todos os estressores dentro de um ecossistema é evidenciado por uma mudança na condição e função de uma comunidade biótica. Para BARBOUR *et al.* (1999), as interações entre estressores químicos, físicos e biológicos e seus impactos cumulativos enfatizam a necessidade de detectar e avaliar a biota como indicadora dos atuais prejuízos provocados nos recursos aquáticos. Estes autores salientam entre as vantagens do uso de comunidades bióticas nos programas de monitoramento: 1 – comunidades biológicas refletem globalmente a integridade ecológica (integridade física, química e biológica); 2 – integram os efeitos de diferentes estressores, portanto provém uma ampla quantificação do seu impacto agregado; 3 – integram o estresse com o passar do tempo e provém uma quantificação ecológica das condições ambientais flutuantes; 4 – o monitoramento de rotina das comunidades biológicas pode ser relativamente barato, quando comparado aos custos dos testes de toxicidade e avaliação dos componentes tóxicos; 5 – o status das comunidades biológicas é de interesse direto para o público como uma medida de um ambiente livre de poluição e 6 – onde não existem critérios para impactos específicos do ambiente, comunidades biológicas podem ser o único meio prático de avaliação.

A fim de avaliar a qualidade biótica de rios, KARR (1981) propôs um Índice de Integridade Biótica (IBI), que utiliza vários parâmetros relacionados a assembléias de peixes. Este autor recomenda a utilização de assembléias de peixes em programas de avaliação da qualidade da água pelas seguintes razões: 1 – a biologia e a ecologia das espécies de peixes é bem conhecida; 2 – assembléias de peixes incluem grupos de diferentes níveis tróficos, sendo assim potenciais bons indicadores das condições do ambiente; 3 – espécies de peixes são relativamente fáceis de identificar; 4 – peixes estão presentes em todos os ambientes, incluindo os mais poluídos e 5 – eles são populares e, com isso, uma maneira de alertar a população para os distúrbios nos ecossistemas aquáticos.

Por outro lado, POWER (1997) salienta que os conceitos necessários para interpretar a significância dos efeitos do estresse em populações de peixes não são bem definidos e que a chave para isto são as noções de população de peixes e saúde da comunidade. A fim de avaliar estes fatores, este mesmo autor ressaltou que duas linhas de investigação foram utilizadas: ecologia de pesca e ecotoxicologia. Na ecologia de pesca, a preocupação estava em melhorar as habilidades de prever e desenvolver uma estrutura teórica que habilite uma aproximação quantitativa para manejar e reabilitar fontes pesqueiras. Em contraste, a ecotoxicologia se concentrou em prever os efeitos da exposição de populações de peixes a agentes estressores. Isto só pode ser alcançado, entretanto, se as ligações entre exposição e mudanças a nível de população em aspectos como reprodução, crescimento e mortalidade forem adequadamente entendidos.

Além dos peixes, BARBOUR *et al.* (1999) sugeriram a utilização de algas e macroinvertebrados como instrumentos de avaliação de impactos em programas de monitoramento ambiental. GIBSON *et al.* (2000) sugeriram que macroinvertebrados bentônicos, peixes, macrófitas aquáticas, fitoplâncton, zooplâncton e epibentos podem ser utilizados como organismos indicadores da integridade biológica. Já LOBO *et al.* (2002), realizando estudos em rios e arroios da região hidrográfica do lago Guaíba, recomendaram a utilização de algas diatomáceas como organismos indicadores e BENDATI *et al.* (1998), fazendo análises no rio Gravataí, concluíram que a comunidade de macroinvertebrados bentônicos pode ser utilizada como indicadora de poluição ambiental.

Autores como BRUSCHI JR. *et al.* (2000), FLORES-LOPES *et al.* (2001,2002), SCHULZ & MARTINS-JUNIOR (2001), MALABARBA *et al.* (2004) e BOZZETTI & SCHULZ (2004) utilizaram a comunidade de peixes como indicadores da qualidade ambiental em programas de monitoramento ambiental na região sul do Brasil.

OBJETIVOS

O objetivo deste trabalho foi testar a utilização de diferentes metodologias no monitoramento das condições ambientais da bacia hidrográfica do lago Guaíba.

O teste tem o intuito de verificar se tais metodologias podem contribuir para o fornecimento de resultados mais consistentes e uma maior compreensão da complexa relação existente entre a degradação ambiental, a ocorrência de alterações/lesões e a distribuição temporal e espacial destas alterações na região a ser estudada.

Este estudo teve ainda como objetivos específicos:

(1) aplicar o uso de índices ecológicos para verificar quais os locais de maior degradação da qualidade ambiental;

(2) descrever histologicamente as alterações/tumores epidérmicos e branquiais mais comumente encontrados nas espécies *Astyanax fasciatus* e *Cyanocharax alburnus*;

(3) verificar a presença e ação de agentes etiológicos bioagressores;

(4) comparar possíveis relações de especificidade entre as alterações/lesões e as espécies observadas;

(5) verificar a distribuição espacial das alterações/etiologias observadas em relação aos locais amostrados.

METODOLOGIA GERAL

Área de estudo:

A bacia do Guaíba (Figura 1) abrange o maior contingente populacional, a maior concentração de atividades econômicas no estado do Rio Grande do Sul e, conseqüentemente, o maior número de problemas ambientais. São 5,9 milhões de habitantes (56% da população do estado), distribuídos por 251 municípios (54% das cidades gaúchas). Dividida em oito sub-bacias, interligadas por grandes rios, é como uma corrente de águas que acumulam em seu

leito os resíduos das diversas atividades da população (DALTO & MENEGHETTI, 1998). A bacia hidrográfica do lago Guaíba drena uma área de 85.950 km², sendo composta por descargas diretas dos rios Vacacaí-Jacuí, que contribuem com o maior volume de água (84,6%), Caí, Sinos, Gravataí e diversos arroios, que participam com 15,4% do volume de água (VIEIRA & RANGEL, 1988).

O lago Guaíba é um dos mais importantes recursos hídricos do estado do Rio Grande do Sul, apresentando nas suas imediações uma grande concentração urbana e industrial, recebendo diretamente ou através de seus afluentes diversas contribuições de poluentes por meio de despejos de efluentes industriais e domésticos (MALABARBA *et al.*, 2004). Este lago possui uma área de 500 km², com cerca de 50 km de comprimento por 12 km de largura média, sentido SE-NO (Sudeste - Noroeste) e profundidades variando entre 5 e 6 metros. Nos sacos, as profundidades variam entre 2 e menos de 1 metro. No canal do lago ocorrem bolsões com profundidades entre 20 e 60 metros no canal de navegação.

Estações de amostragem:

Foram amostrados onze pontos de coleta na bacia hidrográfica do lago Guaíba (Figura 1), que servem de base para todos os artigos que constituem os capítulos desta tese, sendo que seis pontos estão situados no lago Guaíba e cinco estão localizados em três rios tributários. Segue abaixo uma caracterização dos locais de amostragem:

1 – Gasômetro (30° 02' 06,3" S e 51° 14' 29,3" W): situado no município de Porto Alegre, localiza-se na margem esquerda do lago Guaíba e recebe as águas provenientes dos rios Caí, Sinos e Gravataí. Nesta região também é lançada toda a carga de esgotos da zona central da cidade de Porto Alegre. Este local não apresenta vegetação marginal nas imediações. Os arrastos foram realizados em uma praia arenosa situada à frente da Usina do Gasômetro. A profundidade variou de 0,70 a 1,50 m (Figura 2).

2 – Saco da Alemoa (29° 59' 15,6" S e 51° 14' 24,1" W): situado no município de Eldorado do Sul, localiza-se no delta do rio Jacuí, junto a uma ponte da BR 290. Este local apresenta o formato de uma baía, onde a profundidade fica em torno de 1 m e o substrato é geralmente lodoso e rico em matéria vegetal em decomposição (BERTACO *et al.*, 1998). Neste local foi observada abundância de macrófitas aquáticas na margem em determinadas amostragens. Pouca vegetação arbustiva é observada nas margens (Figura 3).

3 – Foz do arroio Celupa (30° 06' 10" S e 51° 18' 42,4" W): situado no município de Guaíba, próximo à foz com o arroio Celupa, localiza-se na margem direita do lago Guaíba. Foi considerado um ponto de difícil amostragem em função de apresentar vários galhos de árvores enterrados na areia, pedras e lixo. O substrato é lodoso junto à margem e arenoso nas áreas mais profundas. A cobertura vegetal das margens se caracteriza pela presença de arbustos. Juncos são observados próximos à margem. A profundidade varia de 0,60 a 1,20 m (Figura 4).

4 – Praia da Alegria (30° 08' 28,7" S e 51° 18' 53,4" W): situado no município de Guaíba, localiza-se na margem direita do lago Guaíba. Apresenta uma grande extensão e largura de praia, variando em torno de 3 a 5 m. Junto à praia, em quase toda a sua extensão há uma densa cobertura vegetal de árvores. O substrato é arenoso com algumas pedras maiores. A profundidade varia de 0,60 a 1,70 m (Figura 5).

5 – Barra do Ribeiro (30° 17' 11,4" S e 51° 18' 01" W): situado no município de Barra do Ribeiro, localiza-se na margem direita do lago Guaíba. Também apresenta grande extensão e largura de praia. O substrato é arenoso com restos de matéria vegetal em decomposição. Junto à margem ocorrem aglomerados de juncos. Não há presença de vegetação próximo a margem. A profundidade varia de 0,50 a 1,20 m (Figura 6).

6 – Praia de Ipanema (30° 08' 03" S e 51° 14' 07" W): situado no município de Porto Alegre, localiza-se na margem esquerda do lago Guaíba. Este ambiente encontra-se

extremamente modificado em função da urbanização. Logo após à praia, acompanhando paralelamente quase toda sua extensão, há uma avenida asfaltada onde encontram-se residências e estabelecimentos comerciais. O substrato é arenoso com algumas pedras maiores. A profundidade varia de 0,60 a 1,50 m (Figura 7).

7 – Rio Caí (29° 49' 22,6" S e 51° 21' 00" W): situado no município de Nova Santa Rita, em sua margem direita. Está situado junto a ponte com a BR 386, apresentando substrato lodoso e com pedras na margem. À esquerda do local de amostragem, assim como na margem oposta nesta mesma região, pode-se observar depósitos de armazenamento de areia retirada do rio. Na margem oposta, em frente ao local de coleta, a mata ciliar apresenta-se bem preservada. A profundidade varia de 0,80 a 1,60 m (Figura 8).

8 – Rio Caí – Morretes (29° 55' 43,9" S e 51° 17' 13,8" W): situado no município de Nova Santa Rita, distrito de Morretes. Localiza-se na margem direita do rio, junto a uma pequena vila de pescadores. Nesta margem encontra-se um pequeno atracadouro para pequenos barcos transportadores de areia e algumas residências. O substrato é arenoso e apresenta algumas pedras. Na margem oposta, a mata ciliar encontra-se bem preservada. A profundidade varia de 0,50 a 1,50 m (Figura 9).

9 – Rio dos Sinos (29° 52' 36,5" S e 51° 14' 35,4" W): situado no município de Nova Santa Rita, localiza-se na margem direita do rio e próximo a ponte com a BR 386. O substrato é lodoso e pedregoso. Ocorrem macrófitas aquáticas junto à margem. À esquerda do local de amostragem e na margem oposta, bem em frente, encontram-se depósitos de armazenamento de areia que é retirada do rio. No restante do entorno, a mata ciliar é bem preservada. A profundidade varia de 0,60 a 1,50 m (Figura 10).

10 – Rio Gravataí RS – 118 (29° 57' 43,7" S e 51° 00' 09" W): situado no município de Gravataí, próximo a ponte da rodovia RS 118. O substrato é lodoso. A vegetação em ambas as margens do rio apresenta-se bastante modificada. Na margem esquerda predomina

vegetação rasteira seguida de uma fileira de arbustos e árvores de pequeno porte. Na margem direita encontra-se uma vegetação mais arbustiva. Este local apresenta uma conformação semelhante a um pequeno lago, fato que faz com que a água fique estagnada. A profundidade varia de 0,50 a 1,60 m (Figura 11).

11 – Rio Gravataí – Passo das Canoas (29° 57' 25,7" S e 51° 00' 23,2" W): situado no município de Gravataí, numa localidade chamada de Passo das Canoas. O substrato é arenoso e apresenta algumas pedras. São observadas pequenas enseadas rasas que fazem com que a água fique mais estagnada neste local. A vegetação observada nas margens deste local é formada predominantemente por árvores de médio porte e arbustos. A profundidade varia de 0,20 a 1,20 m (Figura 12).

Estratégia de amostragem:

Foram realizadas dezesseis amostragens sazonais na bacia hidrográfica do lago Guaíba, sendo oito no lago Guaíba (dezembro de 2002 a outubro de 2004) e oito nos três rios tributários (março de 2003 a dezembro de 2004). As amostragens de peixes foram realizadas com redes de arrasto do tipo picaré (15 m x 1,5 m x 0,5 cm) (MALABARBA & REIS, 1987). Em cada ponto de coleta foram realizadas amostragens padronizadas com 4 arrastos de margem. Os exemplares foram fixados ainda em campo, em formol 10%.

Processamento de Laboratório:

No laboratório, o material coletado foi triado, identificado até o nível de espécie e preservado em álcool 70%. Em seguida foi feita uma análise individual de cada exemplar para verificação da presença de anomalias morfológicas, que foram classificadas e agrupadas de acordo com as categorias descritas por MALABARBA & GOETTEMES (1987) e MALABARBA *et al.* (2004), que são:

A – displasias ósseas: identificadas pela mudança de forma de estruturas ósseas (atrofia, torção, deformação, hipertrofia):

a1 – displasia dos ossos operculares. Incluem deformações físicas relacionadas aos ossos operculares.

a2 – displasia dos ossos maxilo-mandibulares. Incluem deformações físicas observadas nos ossos da boca (dentário, pré-maxilar e maxilar deformados ou atrofiados).

a3 – displasia dos ossos ventrais da cabeça. Inclui torção e atrofia dos ossos da região branquiostegal.

a4 – displasia dos raios e espinhos das nadadeiras. Foram consideradas todas as deformações físicas observadas em raios e espinhos, exceto torções simples de raios moles.

a5 – outras displasias ósseas.

B – Tumores (neoplasias):

b1 – observados em tecidos ósseos (raios de nadadeiras, placas ósseas de cascudos, etc.

b2 – observados em tecidos moles (pele);

C – Deformações da coluna vertebral:

c1 – Cifose, lordose, escoliose. Identificados pelo desvio dorsal, ventral ou lateral da coluna vertebral;

D – Olhos: atrofia da pupila, hipofthalmia e displasias dos tecidos oculares.

Análise dos dados:

Constância das espécies.

O índice de Constância de ocorrência das espécies nas amostragens foi um dos mecanismos utilizados como ferramenta para identificação das prováveis espécies bioindicadoras da qualidade ambiental da bacia hidrográfica do lago Guaíba. A constância de

ocorrência das espécies nas diferentes amostragens foi calculada pelo índice de constância de Dajoz (DAJOZ, 1983), através da seguinte fórmula: $C = (p \times 100)/P$, onde C = índice de constância, p = número de amostras onde a espécie ocorre e P = número total de amostragens efetuadas. De acordo com os valores de C, as espécies foram agrupadas nas seguintes categorias: espécies constantes – presentes em mais de 50% das amostras; espécies acessórias – presentes em 25 a 50% das amostras; espécies acidentais – presentes em menos de 25% das amostras (MALABARBA *et al.*, 2004). Somente as espécies constantes foram consideradas como potenciais bioindicadoras.

Análise de Cluster:

Foi realizada uma análise de cluster, com base na composição de espécies, a fim de verificar o grau de similaridade entre os pontos de amostragem. Esta análise foi efetuada através do software Past, versão 1.11.

Índices de Diversidade:

Foram calculados o índice de diversidade de Shannon & Wiener (PIELOU, 1975), riqueza de espécies (MARGALEF, 1969) e o índice de equitabilidade de PIELOU (1975) (ZAR, 1999). Todos estes índices foram calculados pelo programa Divers e efetuados sobre logarítimo natural. O teste T para verificar o nível de significância dos índices de diversidade entre os pontos estudados e com a sazonalidade foi calculado pelo programa Divert.

Índice de Qualidade Integrado (IQ):

O Índice de Qualidade Integrado (IQ) foi calculado como descrito em BRUSCHI JR. *et al.* (2000), a fim de auxiliar na avaliação da qualidade dos ambientes estudados através da taxocenose de peixes. Para cálculo deste índice, foi utilizado o número total de indivíduos por

local de amostragem, o número de espécies e o índice de diversidade. Estas três medidas foram transformadas em proporções de zero a um através da divisão de seus valores pelo maior valor obtido entre as amostras. Os resultados foram agrupados em intervalos de classe, para estabelecimento das categorias (Alta, Média e Baixa qualidade), que foram estabelecidas realizando-se uma diminuição entre o valor máximo do valor mínimo, sendo o resultado dividido por três.

Índice de Integridade Biótica:

Uma adaptação do Índice de Integridade Biótica (IBI), que foi proposto por KARR (1981), foi realizada para a bacia hidrográfica do lago Guaíba. Para cálculo do Índice, a comunidade de peixes foi agrupada em doze parâmetros e em cinco categorias, que são: composição e riqueza de espécies, abundância, guildas tróficas, posição na coluna d'água e condição de saúde. Este índice foi utilizado a fim de se realizar uma avaliação da qualidade ambiental dos diferentes pontos estudados e da bacia hidrográfica.

Análise Físico-química:

Para análise físico-química da água foram utilizados os parâmetros temperatura, pH, DBO₅, O₂ e os valores de coliformes fecais. A qualidade físico-química da água foi verificada através do enquadramento da média dos valores obtidos para cada parâmetro dentro das classes estabelecidas pela resolução número 357 do CONAMA. Uma análise de componentes principais para análise de correspondência foi realizada a fim de tentar identificar quais parâmetros físico-químicos estariam influenciando na qualidade do corpo hídrico. Esta análise foi realizada através do software Multivariate Statistical Package v. 3.1. Os dados físico-químicos dos pontos do lago Guaíba foram fornecidos pelo DMAE – Departamento Municipal de Água e Esgoto. Os dados do rio dos Sinos foram fornecidos pela FEPAM –

Fundação Estadual de Proteção Ambiental. Os dados dos rios Caí e Gravataí foram fornecidos pela CORSAN – Companhia Riograndense de Saneamento.

Análise histológica:

Foram realizadas análise histológica com amostras de brânquias e pele. As brânquias foram descalcificadas com EDTA (Ácido Etilenodiaminotetracetato de Tetrasódio) a 5%, por um período que pode variar de três dias a três semanas, dependendo do tamanho e da consistência do material a ser estudado. Em seguida, os materiais foram desidratados através da passagem dos mesmos em banhos de graduações diferentes, em ordem crescente, de álcool etílico (70, 80, 90, 96, 100 I e 100 II) por um período de uma hora para cada graduação. Logo após, as peças histológicas foram diafanizadas em dois banhos sucessivos de xilol, de quinze minutos cada e, logo após, o material foi impregnado com parafina líquida a 60°C. Isto ocorreu através de três banhos contínuos de sessenta minutos cada. Para inclusão, os exemplares foram colocados em recipientes de papel, que continham parafina ainda líquida.

Os cortes foram realizados em micrótomo, com uma espessura de 5 a 7 micrômetros. Após ser cortado, o material foi colocado em estufa a temperatura de 45°C para secagem. Depois de secas, as lâminas passaram por dois banhos sucessivos de xilol, com duração de vinte minutos cada um, a fim de que ocorresse a retirada da parafina. Em seguida, são dados banhos sucessivos de álcool em ordem decrescente de graduação, sendo depois colocadas em água destilada para que ocorresse a hidratação. Para análise e visualização geral dos tecidos e órgãos afetados foi adotada a técnica de coloração de Hematoxilina e Eosina (HE) (MICHALANY, 1980). Alguns casos selecionados foram corados com as técnicas de PAS (Ácido Periódico de Schiff), para verificação da presença de glicogênio, lâminas basais, mucoproteínas ou glicoproteínas e de Azul de Toluidina, para verificação da presença de fibras (MICHALANY, 1980).

Depois de coradas, as lâminas passaram por banhos rápidos de álcool em ordem crescente de graduação, de dois minutos cada, para desidratação. Após o álcool, as lâminas com os cortes passaram por dois banhos sucessivos de xilol, com cinco minutos de duração cada. Em seguida as lâminas foram montadas com Bálsamo do Canadá ou Entellan.

Foram realizados cortes da epiderme e musculatura de alguns exemplares de peixes da espécie *Astyanax fasciatus*, que apresentavam uma alta incidência da chamada “doença dos pontos pretos”, para verificação das prováveis lesões histopatológicas provocadas pelas metacercárias. Alguns exemplares desta espécie foram cortados inteiros para verificação da presença de parasitos em outros órgãos e tecidos. Estes indivíduos tiveram a musculatura lateral de um dos lados retirada para facilitar a inclusão em parafina. A desidratação foi realizada com tempos de 1h e 30 min para cada graduação de álcool. A diafanização foi realizada com clorofórmio, por um período de 15 hs. A técnica de Tricômico de Gomori foi utilizada para observação de colágeno e fibras elásticas (MICHALANY, 1980).

Para melhor compreensão dos resultados, as anomalias histopatológicas observadas nas brânquias foram classificadas em escores que vão de 0 a 3, onde 0= nenhuma anomalia, 1= leve anomalia, 2= moderada anomalia e 3= severa anomalia (HOSE *et al.*, 1996). As definições de anomalias leve, moderada e severa foram modificadas de POLEKSIC & MITROVIC-TUTUNDZIC (1994) e são caracterizadas da seguinte maneira: (1) leve anomalia – mudanças que não danificam os tecidos da brânquia de tal maneira que uma melhoria nas condições ambientais permita a reestruturação e retomada da função de uma brânquia normal. Restritas a pequenas partes da brânquia ou alguns filamentos; (2) moderada anomalia – mudanças que são mais severas, que conduzem a efeitos nos tecidos associados ao funcionamento do órgão. São lesões reparáveis, mas se largas áreas da brânquia forem afetadas ou mantidas em situações de poluição crônica, podem direcionar para alterações severas. Ocorrem em praticamente toda a superfície da brânquia. (3) severa anomalia – a

recuperação da estrutura da brânquia não é possível, mesmo com uma melhoria da qualidade da água ou término da exposição a um estímulo tóxico.

As lâminas histológicas foram analisadas em microscópio óptico binocular. Os casos selecionados foram fotografados.

Análise estatística

O teste do Qui-Quadrado para tabelas de contingência foi utilizado para verificar a associação entre as frequências das diversas anomalias e os locais amostrados. Os dados obtidos constituem-se nas frequências absolutas de indivíduos de cada espécie portadores de alguma anomalia morfológica. As categorias das variáveis são as diversas estações de amostragem e cada tipo de anomalia observada. Após identificadas as espécies que apresentaram associação entre a ocorrência de anomalias e os locais amostrados, aplicou-se o teste do qui-quadrado simples para cada anomalia de modo a definir qual anomalia apresentou frequências não aleatórias em relação aos locais amostrados (MALABARBA *et al.*, 2004). Este teste foi aplicado para todo o período de amostragem (dois anos) e separadamente para cada período de um ano de amostragem, a fim de verificar se houve ou não repetição dos resultados. Este teste também foi aplicado para verificar se havia associação entre a frequência de ocorrência da doença dos pontos pretos e os locais amostrados, assim como para verificar se houve ou não repetição dos resultados nos dois períodos de estudo.

A Regra de Sturges (VIEIRA, 1991), foi utilizada a fim de estabelecer a amplitude das classes de comprimento padrão (CP) para se verificar a composição da população em relação ao tamanho dos indivíduos. O teste estatístico não paramétrico de Spearman (ZAR, 1999) foi utilizado para verificar possíveis correlações entre temperatura e a frequência da doença dos pontos pretos.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS*

- BARBOUR, M.T.; GERRITSEN, J.; SNYDER, B.D. & STRIBLING, J.B. 1999. **Rapid Bioassessment Protocols for use in streams and Wadeable Rivers: Peryphyton, Benthic Macroinvertebrates and Fish, Second Edition.** EPA 841 – B – 99 – 002. U.S. Environmental Protection Agency; Office of Water; Washington, D.C. 339 p.
- BENDATI, M.M.A.; MAIZONAVE, C.R.M.; OLABARRIAGA, E.D. & ROSADO, R.M. 1998. Use of the benthic macroinvertebrate community as a pollution indicator in the Gravataí River (RS, Brazil). **Verh. Internat. Verein. Limnol.** **26:** 2019 – 2023
- BERTACO, V. A.; LUCENA, Z.M.S. & BECKER, F.G. 1998. Variação espacial e temporal na abundância de *Astyanax bimaculatus* e *Astyanax fasciatus* (Characidae) no lago Guaíba, Rio Grande do Sul, Brasil. **Comunicações do Museu de Ciências e Tecnologia da PUCRS, Série Zoologia.** **V. 11:** 61 – 89
- BITAR, O.Y. & ORTEGA, R.D. 1998. Gestão Ambiental. pp: 499 – 508 In: OLIVEIRA, A.M.S. & BRITO, S.N.A. (Ed.) **Geologia de Engenharia.** São Paulo, Associação Brasileira de Geologia de Engenharia, 850p.
- BOZZETTI, M. & SCHULZ, U.H. 2004. An index of biotic integrity based on fish assemblages for subtropical streams in southern Brazil. **Hydrobiologia.** **529:** 133 – 144
- BRUSCHI JR., W.; MALABARBA, L.R. & SILVA, J.F.P. da 2000. Avaliação da Qualidade Ambiental dos riachos através das Taxocenoses de peixes. In: CENTRO DE ECOLOGIA/UFRGS. 2000. **Carvão e Meio Ambiente.** Porto Alegre, Ed. da Universidade/UFRGS, 1006 p.
- DAJOZ, R. 1983. **Ecologia Geral.** Petrópolis, Vozes, 472
- DALTO, R. & MENEGHETTI, S.B. 1998. Águas que se encontram. p. 8 – 29. In: NORONHA, L.C. (Org.) **Baía de todas as águas: preservação e gerenciamento ambiental na**

- Bacia Hidrográfica do Guaíba.** Secretaria da Coordenação e Planejamento do Estado do Rio Grande do Sul, Secretaria Executiva do Pró-Guaíba, Porto Alegre, 112p.
- GIBSON, G.R.; BARBOUR, M.T.; STIBLING, J.B.; GERRITSEN, J. & KARR, J.R. 1996. **Biological criteria: Technical guidance for streams and small rivers (revised edition).** U.S. Environmental Protection Agency, Office of Water, Washington, D.C. EPA 822 – B – 96 001, 339 p.
- GIBSON, G.R.; BOWMAN, M.L.; GERRITSEN, J. & SNYDER, B.D. 2000. **Estuarine e coastal marine waters: bioassessment and biocriteria technical guidance.** EPA 822 – B 00 – 024. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Water, Washington, D.C., 300 p.
- HOSE, J.E.; MCGURK, M.D.; MARTY, G.D.; HINTON, D.E.; BROWN, E.D. & BAKER, T.T. 1996. Sublethal effects of the Exxon Valdez oil spill on herring embryos and larvae: morphological, cytogenetic, and histopathological assessments, 1989 – 1991. **Canadian Journal Fish of Aquatic Science.** **53:** 2355 – 2365
- HUGHES, R.M. & NOSS, R.F. 1992. Biological diversity and biological integrity: current concerns for lakes and streams. **Fisheries.** **17:** 11 – 19
- KARR, J.R. 1981. Assessment of biotic integrity using fish communities. **Fisheries.** **6(6):** 21 – 27
- LOBO, E. A.; CALLEGARO, V.L.M. & BENDER, E.P. 2002. **Utilização de algas diatomáceas epilíticas como indicadores da qualidade da água em rios e arroios da região hidrográfica do Guaíba, RS, Brasil.** EDUNISC, Santa Cruz do Sul, 127 p.
- MALABARBA, L. R. & GOETTEMES, E. M. P. 1987. **Estudos sobre a Ictiofauna das Lagoas de Estabilização Terciárias do Sitel.** In: Anais do Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. São Paulo, 14: 74 – 120, 51 p.
- MALABARBA, L.R. & REIS, R.E. 1987. **Manual de Técnicas para a preparação de Coleções Zoológicas. Nº 36 – Peixes.** Campinas, Sociedade Brasileira de Zoologia, 14 p.

- MALABARBA, L.R.; PEREIRA, E.H.L.; SILVA, J.F.P.; BRUSCHI JR., W. & FLORES-LOPES, F. 2004. Avaliação da qualidade da água através da frequência de anomalias morfológicas em peixes: estudo de caso do lago Guaíba, Rio Grande do Sul, Brasil. **Comunicações do Museu de Ciências e Tecnologia da PUCRS, Série Zoologia. 17(2): 97 – 128**
- MICHALANY, J. 1980. **Técnica histológica em Anatomia Patológica, com instruções para o cirurgião, enfermeira e citotécnico.** São Paulo, EPU, 277 p.
- PALLER, M.H.; REICHERT, M.J.M & DEAN, J.M. 1996. Use of Fish communities to assess environmental impacts in South Carolina coastal Plain streams. **Transactions of the American Fisheries Society. 125: 633 – 644**
- POLEKSIC, V. & MITROVIC-TUTUNDZIC, V. 1994. Fish gills as a monitor of sublethal and chronic effects of pollution. In: R. MÜLLER & R. LLOYD (Eds.). **Sublethal and Chronic effects of Pollutants on Freshwater Fish.**, Cambridge, Cambridge Univ. Press., UK., p. 339 – 352.
- ROSEMBERG, D.M. & RESH, V.H. 1993. **Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates.** Chapman and Hall, New York: 488 pp.
- SCHULZ, U.H. & MARTINS-JUNIOR, H. 2001. *Astyanax fasciatus* as bioindicators of water pollution of rio dos Sinos, RS, Brazil. **Brazilian Journal of Biology. 61(4): 615 – 622**
- VIEIRA, S. 1991. **Introdução à Bioestatística.** Rio de Janeiro, ed. Campus, 2ª ed., 294 p.
- VIEIRA, E. F. & RANGEL, S. R. S. 1988. Planície Costeira do Rio Grande do Sul: Geografia física, vegetação e dinâmica sócio-demográfica. 1ª ED., Ed. Sagra, Porto Alegre, 256pp
- ZAR, J.H. 1999. **Bioestatistical Analysis.** 4ª Ed., Prentice-Hall Editora, New Jersey. 663 p.

* Citações de acordo com as normas do periódico Iheringia (ver anexo).

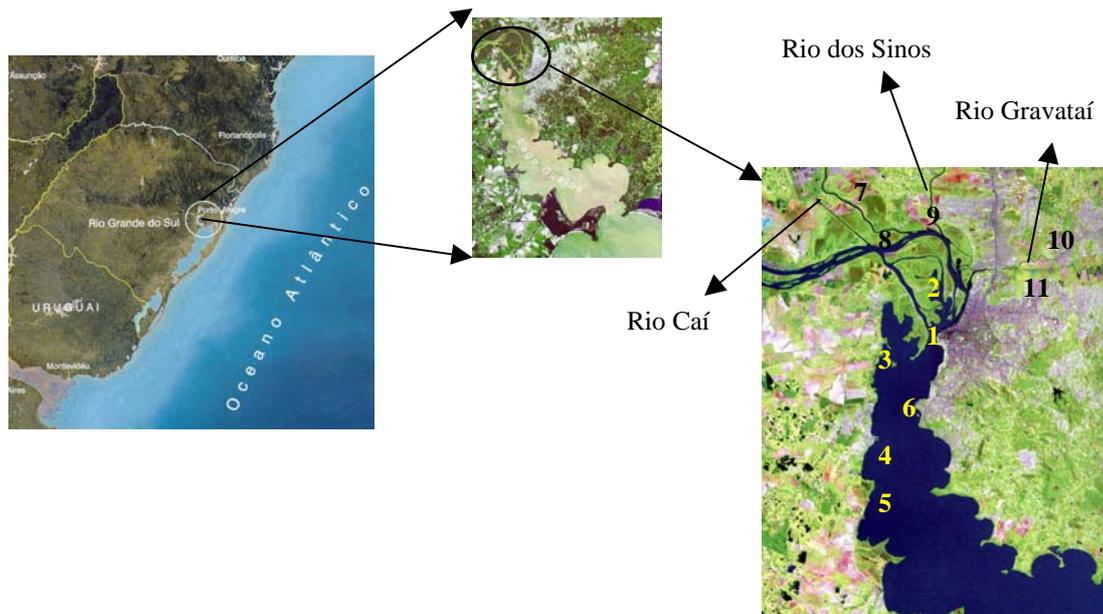


Figura 1 – Foto de satélite do Rio Grande do Sul, e nos detalhes, foto do lago Guaíba e do Delta do Jacuí, com os principais tributários. Localidades de amostragem: 1- Gasômetro; 2 - Saco da Alemoa; 3 - Foz do arroio Celupa; 4 - Praia da Alegria; 5 - Barra do Ribeiro; 6 - Praia de Ipanema; 7 - rio Caí; 8 - rio Caí junto a foz com Jacuí; 9 - rio dos Sinos; 10 - rio Gravataí junto a RS-118 e 11 - rio Gravataí na localidade de Passo das Canoas (Extraído de MENEGAT *et al.*, 1998).



Figura 2 – Lago Guaíba – junto a usina do Gasômetro (Ponto 1).



Figura 3 – Lago Guaíba – Saco da Alemoa, junto a ponte da BR 290 (Ponto 2).



Figura 4 – Lago Guaíba – Foz do arroio Celupa (Ponto 3).



Figura 5 – Lago Guaíba – Praia da Alegria (Ponto 4).



Figura 6 – Lago Guaíba – Barra do Ribeiro (Ponto 5).



Figura 7 – Lago Guaíba – Praia de Ipanema (Ponto 6).



Figura 8 – Rio Caí – junto à ponte da BR 386 (Ponto 7).



Figura 9 – Rio Caí – próximo a foz com o rio Jacuí (Ponto 8).



Figura 10 – Rio dos Sinos – junto à ponte da BR 386 (Ponto 9).



Figura 11 – Rio Gravataí – próximo à RS 118 (Ponto 10).



Figura 12 – Rio Gravataí – localidade de Passo das Canoas (Ponto 11).

REVISÃO DOS ASPECTOS DA TAXOCENOSE DE PEIXES MAIS
UTILIZADOS COMO INDICADORES BIOLÓGICOS DA QUALIDADE
DA ÁGUA.

FÁBIO FLORES-LOPES¹

¹ Bolsista do CNPq; Laboratório de Ictiologia, Departamento de Zoologia, Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal, IB, UFRGS. Av. Bento Gonçalves, 9500 - Prédio 43435 - bloco IV, CEP: 90540-000, Porto Alegre, RS, Brasil, email: fabiologo5@hotmail.com

ABSTRACT

Fish are an important tool in the evaluation of environmental quality. This revision presents a synthesis on the main aspects related to the use of fish diseases as biological indicators in programs of environmental monitoring. The lake Guaíba is mentioned as a practical case using fish in environmental monitoring. It is discussed the concept and the importance of the use of biological indicators, biomarkers, histopathologic alterations, tumors, vertebral deformities, morphologic anomalies besides the use of ecological index (IBI) as tools in programs of environmental monitoring.

Key-words: Environmenteal quality, biological indicators, biomonitoring, diseases, fish.

RESUMO

Peixes são uma importante ferramenta de avaliação da qualidade ambiental. Esta revisão apresenta uma síntese sobre alguns dos principais aspectos relacionados com a utilização da ictiofauna como indicadores biológicos em programas de monitoramento ambiental. São abordados o conceito e a importância da utilização de indicadores biológicos,

biomarcadores, alterações histopatológicas, tumores, deformidades vertebrais, anomalias morfológicas além do uso de índices ecológicos em programas de monitoramento ambiental.

Palavras chave: Qualidade ambiental, indicadores biológicos, biomonitoramento, doenças, peixes.

INTRODUÇÃO

A utilização dos peixes como taxocenose representativa da comunidade biótica de ecossistemas aquáticos e ferramenta de avaliação da qualidade ambiental é embasada em algumas características deste grupo. A observação de características específicas como estratégias de vida, hábitos alimentares, ou de atributos da taxocenose como o número de indivíduos por amostra, número de espécies ocorrentes, podem ser utilizadas como informações reveladoras da organização do grupo nos locais estudados (BRUSCHI JR. *et al.*, 2000). KARR (1981) foi quem pela primeira vez descreveu uma avaliação da integridade biótica usando a comunidade de peixes. Nesta avaliação, foram utilizados doze parâmetros da comunidade de peixes, dentre os quais a proporção de indivíduos com doenças (tumores, anomalias esqueléticas, danos nas nadadeiras, parasitos). Neste contexto, o aparecimento de anomalias em peixes pode ser uma importante ferramenta de avaliação da qualidade do ambiente, e que tem sido bastante utilizada atualmente nos programas de monitoramento ambiental (MALABARBA *et al.*, 2004). Neste trabalho é apresentada uma revisão de conhecimentos existentes na literatura sobre alguns dos assuntos relacionados ao uso de peixes em programas de monitoramento ambiental.

Avaliação de Impactos Ambientais

Impacto Ambiental

Os ecossistemas naturais são sistemas complexos que estão sendo simultaneamente expostos a uma variedade de estressores (principalmente nos ambientes aquáticos), cujos

mecanismos e efeitos cumulativos são pobremente entendidos (CAIRNS *et al.*, 1993). Alterações ambientais, geralmente de origem antropogênica, causam distúrbios de vários graus de severidade, como por exemplo profundas alterações nas características físicas e químicas nos ambientes aquáticos, que contribuem para modificar a evolução dos sistemas naturais (BOUDOU & RIBEYRE, 1989 e SCHULZ & MARTINS-JUNIOR, 2001).

Para RHODE (1995), os estudos de impacto ambiental constituem um conjunto de atividades científicas e técnicas que incluem o diagnóstico ambiental, a identificação, previsão e medição de impactos, a interpretação e a valoração dos impactos, a definição de medidas mitigadoras e programas de monitorização dos impactos ambientais (necessários para a avaliação dos impactos ambientais). De acordo com a resolução 1 do CONAMA (1986), impacto ambiental é definido como “qualquer alteração das propriedades físicas, químicas e biológicas do meio ambiente, causada por qualquer forma de matéria ou energia resultante das atividades humanas que, direta ou indiretamente, afetem: 1 – a saúde, a segurança e o bem estar da população; 2 – as atividades sociais e econômicas; 3 – a biota; 4 – as condições estéticas e sanitárias do meio ambiente e 5 – a qualidade ambiental. BAMBER (1990) sugeriu que o conceito de avaliação de impacto ambiental foi idealizado para avaliar o impacto potencial (deletério, benéfico ou insignificante) de um empreendimento em todos os aspectos do ambiente que pode ser afetado. O conceito de impacto ambiental está, então, associado à idéia de alteração ou efeito ambiental considerado significativo ou importante por meio de uma avaliação especificamente dirigida para o projeto do empreendimento em questão, podendo ser positivo ou negativo (BITAR & ORTEGA, 1998).

SUTER (1993) definiu avaliação de risco como o processo de avaliação das probabilidades ou magnitude dos efeitos adversos das atividades humanas ou catástrofes naturais. A avaliação de risco ecológico ou ambiental (ERA) é definida por DEPLEDGE & FOSSI (1994) como o processo pelo qual a probabilidade ou os efeitos adversos atuais de

poluentes e outras atividades antropogênicas que atuam nos ecossistemas e seus componentes são avaliados, sendo estimadas com segurança através do uso de métodos científicos e um certo grau de conhecimento. O processo de avaliação de risco pode ser dividido em uma “Análise de Risco”, que é orientada cientificamente e uma “Administração de Risco”, que apresenta uma orientação mais política.

De acordo com MORRISEY (1993), a informação necessária para prever os efeitos de distúrbios ambientais inclui não somente quais organismos estão presentes e como eles variam no tempo e no espaço, mas quais fatores controlam esta variação e como eles provavelmente responderão aos distúrbios. Partindo destes pressupostos, CAIRNS *et al.* (1993), salientaram que é importante distinguir entre a avaliação da condição ambiental, que é um processo objetivo, e a avaliação da qualidade ambiental, que é a percepção subjetiva de um indivíduo da suficiência do ambiente. VAN DER OOST *et al.* (2003) observaram que há uma crescente consciência de que focar a avaliação de risco ambiental somente em dados químicos é insuficiente para se obter uma avaliação confiável do potencial de risco de uma mistura complexa de contaminantes no ambiente aquático. Eles salientam que há uma crescente tendência a usar o comportamento de poluentes (biodisponibilidade, bioacumulação e biotransformação) bem como efeitos bioquímicos e biológicos induzidos por poluição em organismos aquáticos para avaliar ou prever o impacto de substâncias químicas nos ecossistemas aquáticos.

A Agência de Proteção Ambiental Americana (EPA) define avaliação biológica como uma averiguação das condições de um corpo d'água usando análises biológicas e outras medidas diretas da biota residente no ambiente aquático (BARBOUR *et al.*, 1999). Esta agência relata ainda que avaliação da condição biológica é a maneira mais efetiva de avaliar impactos cumulativos de fontes desconhecidas. Técnicas de avaliação biológica podem melhorar análise de controle de poluição de fontes desconhecidas pela comparação de indicadores

biológicos antes e depois da implementação de controles. A informação biológica direciona os impactos cumulativos de todos os estressores, principalmente degradação do habitat e contaminação química, que resulta em uma perda da diversidade biológica, e pode ajudar a melhorar numa avaliação ecologicamente fundamentada do status de um corpo d'água (BARBOUR *et al.*, 1999). Através destes processos de análise (OVERSTREET, 1997), os efeitos ambientais podem ser quantificados de várias formas, tais como exames de respostas subletais e letais em termos de crescimento, reprodução ou mudanças subcelulares e estruturais.

Entretanto, efeitos subletais, que podem se desenvolver somente depois de longo período de exposição contínua ou periódica a baixos níveis de estressores em períodos que podem variar de semanas a anos, são mais relevantes para uma avaliação mais acurada do potencial danoso de uma substância química no ambiente. Com o objetivo de obter uma avaliação mais acurada do impacto dessas substâncias no ambiente, vários estudos tem sido realizados no sentido de desenvolver um grupo de testes biológicos confiável e reproduzível (BROEG *et al.*, 1999), a fim de avaliar os riscos de impacto ambiental destas substâncias em ambientes de áreas costeiras e marinhas que apresentam diferentes habitats zoogeográficos.

Além dos fatores citados acima, a maior dificuldade no uso de organismos aquáticos na avaliação de impacto ambiental tem sido o fato de que pouco se conhece sobre os mecanismos de toxicidade dos principais contaminantes químicos, conseqüentemente qualquer resposta ou reação no organismo pode ser de difícil interpretação (MOORE, 1985).

Impacto ambiental em populações de peixes

O sucesso dos programas de redução de poluição, cujo principal objetivo é proteger a integridade ecológica dos corpos d'água, populações e comunidades de peixes, é medido pelos estudos de peixes no ambiente natural (KOVACS *et al.*, 2002). Apesar disso, raras tem sido as iniciativas visando avaliar os efeitos das atividades humanas sobre as assembléias de

peixes, bem como as tentativas de usar a comunidade ictica como um meio mais compreensível para a determinação biótica da qualidade da água (ARAÚJO, 1998).

O grande crescimento populacional nas proximidades dos ambientes aquáticos e a expansão da indústria nas últimas décadas faz com que populações naturais de peixes sejam freqüentemente expostas a águas contaminadas (SEELIGER & KNAK, 1982). ARAÚJO (1998) salientou que as atividades antrópicas têm exercido uma profunda e, normalmente, negativa influência nos peixes de água doce dos menores córregos aos maiores rios. Desta forma, estudos sobre efeitos negativos em comunidades de peixes em correntes de água doce tem feito os ictiologistas suspeitarem que a distribuição das espécies de peixes é influenciada por um conjunto de características físicas e químicas da água (MATTHEWS *et al.*, 1992). Alguns dos efeitos negativos em assembléias de peixes são devidos à presença de poluentes, enquanto outros estão associados às mudanças na hidrologia da bacia, modificações no habitat e alterações das fontes de energia, das quais depende a biota aquática. O conhecimento do efeito de poluentes encontrados no ambiente sobre os organismos aquáticos é principalmente derivado de experimentos sobre mortalidade, que são freqüentemente realizados em curtos períodos de tempo (BENGTSSON *et al.*, 1975).

Influências antropogênicas nas propriedades físico-químicas da água, como as descargas diretas de indústrias e contaminantes, metais pesados ou hidrocarbonetos clorados, tem sido relatadas por IGER *et al.* (1994) em concentrações que podem levar a um fracasso reprodutivo e morte, e assim a um desaparecimento de populações de peixes bem como outros organismos aquáticos. Resultados semelhantes foram observados por MUNKITTRICK *et al.* (1991), para quem peixes expostos a poluentes crescem mais lentamente, maturam mais tarde, possuem gônadas pequenas, possuem baixa fecundidade, os machos não apresentam caracteres sexuais secundários e não há aumento do tamanho do ovo nas fêmeas. É de senso comum entre todos os autores citados que, os metais pesados são assimilados pelos peixes

teleósteos através do alimento ou em solução. Eles salientam que a ingestão dos metais que estão em solução pode ocorrer através da superfície do corpo (particularmente as brânquias) ou através da parede gastrointestinal. Além destes órgãos, a pele dos peixes é um tecido muito ativo metabolicamente e que responde rapidamente ao estresse (IGER *et al.*, 1988). Em função disso, a poluição da água provoca uma desorganização dos mecanismos de barreira da pele, induzindo a mudanças na composição dos componentes celulares. Tais mudanças podem afetar a fisiologia normal da epiderme (MITTAL & GARG, 1994).

Os efeitos biológicos em populações, comunidades e ecossistemas, mesmo diretos ou indiretos através de habitats degradados, parecem ter mais relevância em termos de manejo e proteção ambiental de recursos do que efeitos medidos a nível molecular ou celular da organização biológica (WOLFE, 1992). Efeitos como declínios em assembléias de peixes tem sido úteis indicadores de degradação do ecossistema (NEHLSSEN *et al.*, 1991), especialmente quando eles envolvem espécies de alto valor comercial. BRUSCHI JR. *et al.*, (2000), realizando estudos de avaliação da qualidade ambiental de riachos através da taxocenose de peixes, observaram que diversas características de uma comunidade podem se alterar em função de modificações ambientais. Eles salientaram que o número de espécies muda, se algumas destas forem sensíveis e desaparecerem; as abundâncias relativas alteram-se durante o processo de desaparecimento ou apenas em função da modificação de determinado recurso explorado por esta ou aquela espécie. Desta forma, a riqueza de espécies, a abundância de peixes por amostra e os índices de diversidade representam metodologias que podem avaliar situações diferenciadas quanto a qualidade do ambiente.

Dentre os métodos existentes a fim de avaliar a qualidade biótica, podemos citar o Índice de Integridade Biótica (IBI) proposto por KARR (1981), que utiliza vários parâmetros relacionados a assembléias de peixes para averiguar a integridade biótica de rios. Este autor recomenda a utilização de assembléias de peixes em programas de avaliação da qualidade da

água pelas seguintes razões: 1 – a biologia e a ecologia das espécies de peixes é bem conhecida; 2 – assembléias de peixes incluem grupos de diferentes níveis tróficos, sendo assim potenciais bons indicadores das condições do ambiente; 3 – espécies de peixes são relativamente fáceis de identificar; 4 – peixes estão presentes em todos os ambientes, incluindo os mais poluídos e 5 – eles são populares e, com isso, uma maneira de alertar a população para os distúrbios nos ecossistemas aquáticos.

Os peixes também tem sido considerados organismos extremamente úteis para se medir os efeitos de efluentes agrícolas, municipais e industriais em ambientes aquáticos por pelo menos sete razões: 1 – indicam os efeitos cumulativos de muitos tipos de distúrbios antropogênicos; 2 – integram os efeitos de complexos e variados estressores em suas presas; 3 – provém um registro relativamente longo da duração de estresses ambientais; 4 – integram ampla escala das condições do habitat; 5 – são relativamente simples de identificar até o nível de espécie; 6 – sua identificação oferece considerável informação adicional sobre seu ambiente e 7 – são de grande interesse para pessoas preocupadas com as perdas na diversidade biológica (GANASAN & HUGHES, 1998). Além dos ítems citados acima, WESTER *et al.* (1994) tem salientado que os peixes são a classe de animais aquáticos mais estudada em imunologia e toxicologia por duas razões: 1 – há interesse sobre o estado de saúde dos ecossistemas aquáticos em relação à poluição e 2 – os peixes são úteis espécies-alvo quando do desenvolvimento de biomarcadores (eles são fáceis de se obter, há um extensivo conhecimento sobre eles e são de interesse econômico).

Monitoramento e Gerenciamento Ambiental

Os programas de monitoramento ambiental são vistos como uma maneira de compreender as causas da poluição, bem como quantificar tendências no nível de contaminantes e de que forma eles entram nos habitats atmosférico, aquático e terrestre

(PEARCE & DESPRES-PATANJO, 1988). O instrumento de monitoramento ambiental consiste, essencialmente, em realizar medições e observações específicas, em geral, dirigidas a alguns poucos indicadores e parâmetros, com objetivo de verificar se determinados impactos ambientais estão ocorrendo, dimensionar a sua magnitude e, ainda, avaliar se as correspondentes medidas preventivas adotadas estão sendo ou não eficazes (BITAR & ORTEGA, 1998). De acordo com o Programa Ambiental das Nações Unidas (UNEP), monitoramento é definido como uma observação repetitiva, com propósitos definidos, de um ou mais elementos químicos ou biológicos e de acordo com um esquema pré-determinado no espaço e no tempo, usando métodos comparativos e padronizados (VAN DER OOST *et al.*, 2003).

Cinco métodos de monitoramento ambiental para avaliação de risco de contaminantes podem ser citados: (1) químico; (2) de bioacumulação; (3) de efeito biológico; (4) de saúde e (5) de ecossistemas. Um uso regular e sistemático dos organismos vivos para avaliar mudanças no ambiente ou na qualidade da água é chamado de monitoramento biológico ou biomonitoramento (DE ZWART, 1995).

O monitoramento ambiental é visto segundo a NATIONAL ACADEMY OF SCIENCES (1990) apud BROEG *et al.* (1999), como um componente integral e, freqüentemente, o mais crítico do manejo de recursos costeiros como provedor de informação que pode ser útil não somente para proteção e reabilitação do ambiente natural e seus valiosos recursos mas também para avaliação de mandatos de políticas públicas designadas para reduzir a degradação da qualidade ambiental costeira. Dentro deste contexto, PHILLIPS & SEGAR (1986) salientaram que os programas de monitoramento ambiental apresentam três objetivos gerais mais comuns: 1 – o delineamento de variações espaciais na abundância e biodisponibilidade de poluentes; 2 – a elucidação de mudanças na biodisponibilidade de

contaminantes com o tempo em uma ou mais áreas de estudo e 3 – a identificação de substâncias tóxicas novas ou desconhecidas em qualquer massa de água.

O principal objetivo da tentativa de manejo dos ecossistemas aquáticos tem sido restaurar e manter a integridade química, física e biológica dos lagos e das bacias hidrográficas que os cercam (CAIRNS *et al.*, 1993), desde que o seu uso para atividades benéficas não seja prejudicado. KARR (1981) e KARR & DUDLEY (1981) definiram integridade biótica como a capacidade do ambiente de suportar e manter uma comunidade de organismos balanceada, integrada e adaptada, tendo uma composição de espécies, diversidade e organização funcional comparável aquela do habitat natural da região. Em regiões que são intensamente urbanizadas e industrializadas, o uso intensivo de recursos hídricos superficiais e o lançamento de efluentes nos cursos d'água tem gerado escassez crescente e perda da qualidade das águas (BITAR & ORTEGA, 1998). Em face disto, reconhece-se, cada vez mais, a ineficácia de ações pontuais e isoladas e a conseqüente necessidade de gerenciamento dos problemas em nível regional, ou seja, no âmbito da correspondente bacia hidrográfica. De modo geral, as atividades que envolvem o gerenciamento ambiental de bacias hidrográficas são: 1 – identificação dos diferentes usos dos recursos hídricos; 2 – identificação das atividades que contribuem para a degradação da qualidade das águas; 3 – identificação e avaliação de degradações existentes; 4 – formulação e implementação de programas especiais de controle e de recuperação dos cursos e corpos d'água degradados e 5 – avaliação e atualização periódica dos programas executados.

De acordo com a Agência de Proteção Ambiental do Estados Unidos (EPA, 1984:9017), o método tradicional de monitoramento químico de toxicidade apresenta certas limitações: as informações sobre toxicidade de elementos ou compostos são restritas a alguns agentes químicos específicos, o que torna difícil o estabelecimento de índices para a proteção dos organismos aquáticos; a análise da concentração de cada substância presente em um

efluente não permite a avaliação de efeitos sinérgicos, aditivos ou antagônicos ocasionados pela combinação das substâncias existentes ou reações com o meio químico e o monitoramento constante da completa caracterização química de um efluente, que em alguns casos pode envolver algumas centenas de substâncias potencialmente tóxicas, exige uma série de análises nem sempre disponíveis ou economicamente viáveis. Além das dificuldades citadas acima, HEWITT *et al.* (2003), salientaram que estudos de efluentes finais deveriam considerar reações químicas e processos de degradação que poderiam ocorrer através da mistura de efluentes processados, e o tratamento de efluentes. Estes autores observaram ainda que tais processos podem estar envolvidos em interações toxicológicas ou na formação de supostas substâncias envolvidas nos efeitos que não podem ser detectados em avaliações de processos individuais.

SPRAGUE (1985), relatou a dificuldade em se estabelecer limites toleráveis de concentração de substâncias potencialmente tóxicas baseados no estudo de alguns poucos organismos, uma vez que diferentes espécies podem apresentar diferentes respostas a presença de um mesmo tipo de poluente. Neste sentido, LAM & WU (1999) têm relatado a importância de se observar que mesmo em espécies relacionadas filogeneticamente pode haver uma sensibilidade ou tolerância muito diferente para um estressor químico em particular. Desta forma, quando consideramos os princípios para seleção de variáveis biológicas indicadoras, para monitoramento de poluição aquática, também deve ser considerado importante procurar por efeitos nos mais altos níveis de organização biológica (BENGTSSON, 1979; BENGTSSON *et al.*, 1985).

PHILLIPS & SEGAR (1986) observaram que os programas de monitoramento que usam organismos bioindicadores são geralmente projetados casualmente, sendo a disponibilidade de financiamento ou a capacidade analítica, os maiores fatores determinantes dos métodos de amostragem (número de locais de amostragem, tamanho da amostra, número de réplicas,

freqüência de amostragem). NICHOLSON *et al.* (1997) relataram que nos programas temporais de monitoramento de contaminantes em peixes, a ênfase é tipicamente o controle da amostragem e a variação analítica e sazonal a fim de prover informações sobre a mudança nos padrões temporais. Nos programas de monitoramento ambiental, idealmente, grandes quantidades e alta variedade de espécies de peixes necessitam ser coletadas em uma base sazonal para um teste mais rigoroso e uma melhor verificação da metodologia (PEARCE & DESPRES-PATANJO, 1988).

A exposição ambiental de organismos aquáticos a poluentes traço pode ser determinada pela quantificação dos níveis externos, em relação ao organismo, de um selecionado grupo de contaminantes bem conhecidos no solo e na água (monitoramento ambiental) (VAN DER OOST *et al.*, 1996). Entretanto, geralmente é considerado insuficiente classificar a qualidade do ambiente em ecossistemas aquáticos apenas medindo o nível de contaminantes na água e no sedimento. Para os autores, a fim de se estudar o destino (biodisponibilidade, bioacumulação, biotransformação) de substâncias químicas no ambiente aquático, também é importante medir a quantidade de poluentes na biota (monitoramento biológico). PALLER *et al.* (1996) salientam que os métodos biológicos são vantajosos em função das comunidades aquáticas integrarem a totalidade dos fatores ambientais dentro de um rio, representando desta forma uma poderosa ferramenta para avaliar a saúde destes ambientes. Para KARR & CHU (1997), o monitoramento biológico é a fundamentação essencial para avaliação de risco ecológico, porque quantifica as condições biológicas presentes e não apenas a contaminação química. Segundo estes autores, o principal objetivo do monitoramento biológico é detectar mudanças nos sistemas vivos, especificamente, mudanças provocadas pela ação do homem.

BARBOUR *et al.* (1999) salientaram que a avaliação da condição biológica é o meio mais efetivo de avaliar impactos cumulativos de fontes de poluição, que pode envolver

degradação de habitat, contaminação química, ou retirada de água. Para estes autores, as técnicas de avaliação biológicas podem melhorar o controle de análises de fonte de poluição comparando indicadores biológicos antes e depois da implementação de controles. Igualmente, atributos biológicos podem ser usados para medir respostas do ecossistema em locais específicos, para atividades de mitigação objetivadas a reduzir os impactos da fonte de poluentes ou ainda serem usados como respostas para atividades de prevenção de poluição.

Indicadores Biológicos

A utilização de peixes em programas de monitoramento, testes de toxicidade em laboratório e como indicadores biológicos da qualidade dos ambientes aquáticos tem aumentado bastante nos últimos anos. O incremento do uso de peixes neste tipo de programa ou estudos se deve principalmente ao fato dos ecossistemas aquáticos se constituírem em receptores de uma grande variedade de poluentes que são lançados direta ou indiretamente nos corpos d'água (FERREIRA, 1992).

O desenvolvimento de indicadores tem sido centrado na identificação de organismos substitutos, espécies que integrem propriedades físicas, químicas e biológicas do ecossistema e, portanto, possam ser usadas para julgar a saúde relativa do ecossistema. As respostas biológicas destas espécies tendem a integrar os efeitos independentes e interativos de muitos estressores (CAIRNS *et al.*, 1993), uma propriedade que faz dessas espécies indicadores mais robustos das condições do ecossistema do que concentrações e cargas de substâncias químicas individuais. PHILLIPS & SEGAR (1986) consideram organismos bioindicadores ou sentinelas como espécies que são empregadas para quantificar o nível disponível biologicamente de contaminantes conservativos nos ecossistemas aquáticos.

CAIRNS *et al.* (1993) salientaram que somente material biológico pode ser usado para indicação do efeito de estressores químicos no ecossistema. Para eles, os bioindicadores

absorvem poluentes por meio do ambiente aquático e do alimento, e as concentrações desses poluentes em seus tecidos (ou algumas vezes mudanças em tais concentrações) fornecem uma quantificação integrada da biodisponibilidade do contaminante. Realizando estudos sobre a abundância de poluentes tóxicos em vários organismos diferentes, PHILLIPS (1977) relatou que um indicador biológico pode ser definido como um organismo que pode ser usado para quantificar níveis relativos de poluição por uma medição da concentração de substâncias tóxicas em seus tecidos. O organismo inteiro, parte dele, ou mesmo um único tecido (que pode capturar metais do resto do organismo), pode ser utilizado.

Para HUNSAKER & CARPENTER (1990) e NICHOLSON & FRYER (2002), um indicador biológico pode ser considerado como uma característica do ambiente que, quando medida, quantifica a magnitude do estresse, as características do habitat, o grau de exposição para o estressor ou o grau de resposta ecológica para o estressor. Organismos bioindicadores podem ser simplesmente definidos como quantificações de fluidos do corpo, células, tecidos ou outras variáveis biológicas que indicam a presença e magnitude das respostas ao estresse (Adams, 1990) (Figura 1). Vários autores (PHILLIPS & SEGAR, 1986; BUTLER *et al.*, 1971 e PHILLIPS, 1980) têm concordado que o bioindicador ideal deveria ser sésil ou pelo menos sedentário na natureza. Isto se dá em função de que a concentração de poluentes em animais que se movem em grandes distâncias são uma função do espaço (onde eles têm estado) e do tempo (quanto tempo eles permanecem em cada área), e os dois efeitos não podem estar separados. Conseqüentemente uma concentração não usualmente alta de um dado poluente em um teleósteo pelágico pode refletir uma recente exposição aguda em um lugar fechado ou uma exposição crônica a um poluente em uma grande área. PHILLIPS & SEGAR (1986), salientaram ainda que a seleção das espécies a serem usadas como bioindicadores requer a consideração de alguns fatores interrelacionados. Isto inclui a regulação metabólica de

poluentes por bioindicadores e as interações da associação de substâncias poluentes nos bioindicadores.

Segundo BUTLER *et al.* (1971), para um organismo ser considerado um bom indicador biológico deve apresentar as seguintes características: 1 – acumular substâncias tóxicas sem ser morto pelo nível de poluente encontrado; 2 – ser sedentário a fim de ser representativo da área estudada; 3 – ser abundante na região de estudo; 4 – apresentar uma vida suficientemente longa, para que possa ser amostrado em várias fases do ano (se desejável); 5 – apresentar um tamanho razoável e 6 – ser de fácil amostragem e resistente o suficiente para viver em condições de laboratório. Para que uma espécie de peixe possa ser considerada um organismo indicador biológico em potencial da qualidade da água, pesquisadores como MALABARBA *et al.* (2004) estabeleceram como critérios o fato de elas terem que ser uma espécie residente, ou seja, não apresentar migração trófica ou reprodutiva, apresentar displasias e/ou tumores/neoplasias externamente detectáveis nos tecidos analisados e ser uma espécie constante, ocorrendo em 50 a 100 % das amostras. Ao estudar a ictiofauna de lagoas de um sistema de tratamento de efluentes Petroquímicos, MALABARBA & GOETTEMES (1987) estabeleceram como critérios para seleção de espécies indicadoras a análise de malformações como displasias ou tumores/ neoplasias.

CAIRNS *et al.* (1993) salientaram que três tipos básicos de indicadores são requeridos para realizar as várias funções exigidas por um programa de monitoramento abrangente: 1 – indicadores de confiança: medidas que podem ser usadas para julgar se um determinado objetivo no ecossistema será atingido; 2 – indicadores diagnósticos: que podem ser usadas para determinar a causa do impacto e 3 – indicadores prematuros de advertência; especialmente sensíveis ao estresse do ecossistema e, portanto, capazes de detectar a ação de condições deletérias antes que um impacto significativo possa ocorrer. Estes autores relataram ainda que, devido as inevitáveis limitações para o uso de qualquer indicador único para

monitorar as condições ambientais, várias tentativas têm sido feitas para combinar um conjunto de indicadores biológicos em um robusto índice de saúde ou integridade do ecossistema.

Bioindicadores X Biomarcadores

Para MCCARTY *et al.* (2002), bioindicadores podem ser definidos como uma característica quantificável de processos ou funções bioquímicas, fisiológicas, toxicológicas ou ecológicas que têm sido correlacionadas ou casualmente ligadas a um ou mais níveis da organização biológica (organismo, população, comunidade ou ecossistema). Biomarcadores podem ser definidos como uma variação induzida por algum fator externo em componentes celulares ou bioquímicos ou ainda em processos, estruturas ou funções que são quantificáveis em um sistema biológico ou uma amostragem.

Vários autores têm relatado que o conceito subjacente de usar bioindicadores para investigar relações causais em estudos de campo é que os efeitos do estresse são manifestados primeiro nos mais baixos níveis de organização biológica (biomarcadores moleculares, bioquímicos ou fisiológicos) antes de distúrbios que são realizados a altos níveis da organização biológica (organismo, população e comunidade) (SCHLENK, 1999 e ADAMS 2003) (Figura 1). Esses autores relataram que mudanças que ocorrem ao nível de organismo, população e comunidade são mais usualmente referidas como “bioindicadores”. Seguindo na mesma linha de raciocínio, PEAKALL (1992) sugeriu o termo biomarcador para discutir efeitos relacionados ao nível de organismo e o termo bioindicador em relação aos efeitos quantificados ao nível de população ou comunidade.

O termo biomarcador é definido pela WHO (1993) e VAN DER OOST (1996) como uma mudança em uma resposta biológica (variando de alterações moleculares, celulares e respostas fisiológicas até mudanças comportamentais). Para SCHLENK (1999), o termo

biomarcador é uma palavra combinatória derivada de uma resposta biológica ou um marcador que é um objeto de posição conhecida. O uso do termo “biomarcador” ou “resposta biomarcadora” é frequentemente restrito a mudanças celulares, bioquímicas, moleculares ou fisiológicas que são medidas em células, fluidos do corpo, tecidos ou órgãos dentro de um organismo e que são indicativos da exposição ou efeito de xenobióticos (LAM & GRAY, 2003). Estes autores definiram biomarcadores como medidas quantitativas de mudanças no sistema biológico que responde a qualquer exposição e/ou dose de substâncias xenobióticas que levam a efeitos biológicos. Alguns autores observaram que biomarcadores são utilizados como um sinal de alerta a problemas ambientais emergentes (LAM & GRAY, 2001). HUGGETT *et al.* (1992) argumentaram que biomarcadores de efeito são mais significativos do que biomarcadores de exposição, e biomarcadores de um modo geral seriam mais úteis se eles pudessem indicar ou prover uma ligação com processos biológicos importantes, preferencialmente com a possibilidade de estendê-los para os mais altos níveis da organização biológica (população, comunidade e ecossistema).

Para uma avaliação mais precisa da qualidade ambiental, se faz necessário o uso de biomarcadores, a fim de se obter uma quantificação da saúde e performance do ambiente (STEGEMAN *et al.*, 1992 apud BROEG *et al.*, 1999). Neste nível de avaliação ambiental, a saúde de um sistema ecológico pode ser medida (DIAMANT *et al.*, 1999), pela saúde de seus componentes individuais e expressa como parâmetros bioquímicos, ou por sua recuperação para os distúrbios e seu nível de biodiversidade, empregando vários parâmetros ecológicos. Neste sentido, LAM & GRAY (2001), salientaram que organismos testes devem ser usados e os pontos finais ecotoxicológicos selecionados devem refletir a estrutura e função de um ecossistema.

Estresse e Doenças

Estresse

O termo estresse, proposto originalmente por SELYE (1950, 1973), representa as conseqüências de todos os mecanismos pelo qual um organismo tenta manter o equilíbrio em face das mudanças ambientais. Para KINNE (1984), o termo estresse em sua conotação geral, refere-se à força, pressão ou tensão que é exercida sobre um corpo. Este autor relata ainda que, para muitos investigadores, na biologia o termo estresse implica forças (variações de temperatura e salinidade, disponibilidade de oxigênio, impacto de agentes causadores de doenças, dominância social) que atuam sobre um organismo ou suas partes, que sejam significantes o suficiente para interferir com as funções normais. Tais forças podem produzir respostas específicas e não específicas. Para WEDEMEYER & MCLEAY (1981), esta definição não considera o fato de que o resultado do estresse pode ser negativo para um indivíduo, mas positivo para a população. Para eles, o estresse é melhor definido como o efeito de qualquer alteração ambiental ou força que estende os processos homeostáticos ou de estabilização além de seu limite normal, a qualquer nível da organização biológica.

O uso dos termos “estresse” e “estressores” é algumas vezes inconsistente para alguns autores (PICKERING, 1981 e WEDEMEYER *et al.*, 1984). Para WEDEMEYER *et al.* (1984), o termo estressor deveria ser usado para descrever intensidades ambientais ou de outros fatores que sejam severas o suficiente para requerer uma resposta compensatória a qualquer nível da organização biológica. É de senso comum entre vários autores (ROSENTHAL & ALDERDICE, 1976; SINDERMANN, 1980, 1990; ADAMS, 1990 e THOMAS, 1990), que o estresse representa o somatório de mudanças morfológicas, fisiológicas, bioquímicas e comportamentais nos indivíduos, sendo resultante da ação de agentes estressores que alteram de alguma forma a estrutura da população. Dentre estes autores, ADAMS (1990) dividiu o estresse em duas

categorias: o estresse direto (resultante da exposição a algum estressor) e o estresse indireto (resultante do rompimento da disponibilidade de energia).

A alta variabilidade dos fatores ambientais combinada com o sinergismo e as interações cumulativas destes fatores no ecossistema aquático complicam a nossa habilidade em estabelecer relações causais entre estressores e efeitos ambientais (ADAMS, 2003). Segundo este autor, os efeitos sinérgicos e cumulativos de estressores manifestam-se em uma variedade de escalas espacial, temporal e organizacional que fazem com que o estabelecimento de causalidade em situações de campo seja particularmente problemático. Além das variações comentadas acima, alterações nas variáveis ambientais (temperatura, salinidade e disponibilidade de alimento) combinado com a presença de poluentes, (hidrocarbonetos, metais e pesticidas), pode causar estresse para organismos aquáticos (ETXEBERRIA *et al.*, 1995).

Os efeitos do estresse na saúde dos peixes são particularmente importantes quando os prejuízos na saúde tendem a reduzir a sobrevivência, crescimento, sucesso reprodutivo e portanto reduzir a taxa de crescimento intrínseca da população, predispondo os organismos a doenças e diminuindo a capacidade do peixe para tolerar estresses subsequentes, como por exemplo a flutuação de salinidade, temperatura, pH, oxigênio dissolvido, infecção por parasitos, predadores naturais e outros (WEDEMEYER & WOOD, 1974; SLOOF, 1982; ADAMS, 1990 e THOMAS, 1990). Para SINDERMANN (1990), qualquer fator ambiental fora das condições ideais pode atuar como um estressor para peixes, que, se for extremo ou prolongado o suficiente, pode afetar a sobrevivência do indivíduo. Os organismos indicadores biológicos que refletem o grau de saúde do peixe em baixos níveis organizacionais respondem relativamente rápido ao estresse e tem alta relevância toxicológica. Para ADAMS (1990), THOMAS (1990), TEH *et al.* (1997) e LAM & GRAY (2001), os organismos que refletem a

condição de saúde em altos níveis organizacionais respondem lentamente ao estresse e têm baixa relevância toxicológica, mas maior relevância ecológica.

Os indivíduos sujeitos a um estresse ambiental exibem (ROBERTS, 1981 e SINDERMANN, 1990), respostas bioquímicas e fisiológicas (naturalmente acompanhadas por mudanças morfológicas e comportamentais) em três níveis diferentes: 1 – uma reação de alarme, 2 – uma fase de resistência, durante a qual a capacidade de adaptação mantém a homeostase e 3 – uma fase de esgotamento, quando a adaptação não é suficiente e a homeostase não pode ser mantida (Figura 2). De acordo com a descrição original de SELYE (1950, 1973), o estresse enfatizava respostas fisiológicas do organismo em três fases: 1 – alarme, que inclui respostas bioquímicas, fisiológicas e comportamentais imediatas ou de curto prazo, para mudanças que não sejam ótimas no ambiente; 2 – resistência ou adaptação, que incluem respostas bioquímicas e fisiológicas de longo prazo, que aumentam a probabilidade de sobrevivência do indivíduo num ambiente comprometido e 3 – a fase de exaustão, que inclui fracasso total de funções bioquímicas importantes que direcionam para desordens morfológicas, fisiológicas e até mesmo a morte (Figura 2). Para WEDEMEYER & MCLEAY (1981), três níveis de resposta ao estresse são distinguíveis: o primeiro nível envolvendo o sistema endócrino, onde o sistema nervoso central registra um evento físico, químico ou biológico que é severo o suficiente para exigir uma compensação; o segundo nível compreendendo o sangue e a bioquímica dos tecidos, alterações fisiológicas induzidas por hormônios ocorrem como resposta contínua ao estresse, e o terceiro nível se manifestando em indivíduos e populações, onde respostas bioquímicas e fisiológicas induzidas por estressores afetam primeiro a performance dos indivíduos e depois das populações.

SCHLENK (1999) observou que os efeitos iniciais do estresse são observados primeiramente ao nível molecular, com a indução do sistema de defesa celular que pode prover respostas adaptativas em seguida à exposição. Entretanto, se estes processos de defesa

falharem ou forem oprimidos, então um alto nível de danos pode ocorrer, podendo causar alterações histológicas ou fisiológicas que podem não ser irreversíveis, dependendo da capacidade do sistema ou órgão danificado. Mas se estes processos são permanentemente afetados ou alterados durante períodos vulneráveis do desenvolvimento do organismo, a reprodução e/ou sobrevivência pode ser afetada eventualmente, levando a mudanças ao nível de população ou comunidade.

Doenças

A quantidade de conhecimento disponível sobre doenças de peixes está restrita a poucas espécies (KINNE, 1984). MÖLLER (1985) mostrou que a atenção acerca do impacto da poluição na saúde de peixes tem se intensificado durante os últimos 20 anos, isto porque os poluentes podem causar doenças que aumentam a mortalidade ou diminuem a comercialização de espécies de valor comercial e uma doença pode servir como um monitor para efeitos de poluição. As doenças estão entre os efeitos ou danos detectáveis causados por poluentes em peixes e que são passíveis de medição quantitativa e/ou qualitativa (BERGMAN, 1985). Além de doenças, este autor também cita: 1 – mutações genéticas, 2 – mudanças no comportamento, 3 – disfunções físicas (incluindo disfunções na reprodução), 4 – deformações físicas ou displasias, 5 – morte e 6 – câncer ou tumores/neoplasias.

A poluição da água induz a mudanças patológicas em peixes (BERNET *et al.*, 1999) e estas mudanças variam de alterações bioquímicas em uma única célula até mudanças em toda a população. Alterações físico-químicas ou bióticas do meio aquático (GONZALEZ *et al.*, 1993), induzem lesões em peixes e essas mudanças na química da água podem ser diretamente letais para estes organismos, sendo que as mudanças sub-letais podem estressar suficientemente o peixe predispondo-o a uma doença infecciosa (WALTERS & PLUMB, 1980) (Figura 3). Em função disto, a saúde de animais aquáticos tem sido utilizada como um

indicador da qualidade da água. Através de vários estudos realizados (WEDEMEYER *et al.*, 1984), relatos de experiências obtidas em aquacultura e programas de monitoramento e controle de poluição têm indicado que a presença de doenças em populações de peixes é um indicador potencial da existência de condições desfavoráveis no ambiente aquático.

SNIESZKO (1974) e SINDERMANN (1990) definiram doença como “qualquer saída da estrutura e funcionamento normal de um animal” ou como “o resultado final da interação entre um estímulo nocivo e um sistema biológico” e salientam que uma doença é uma complexa interação entre o hospedeiro, o agente patogênico e o meio ambiente. Para SINDERMANN (1990), muito do que chamamos patologia ou doença é uma conseqüência da ação de estressores ambientais, principalmente pelo fato de que muitos poluentes são estressores químicos ambientais. Este autor salienta que para se fazer qualquer firme associação entre uma doença e poluição ambiental, se faz necessário o preenchimento de alguns requisitos, tendo como itens principais o conhecimento da história de ocorrência da doença em uma espécie em particular numa área geográfica, o conhecimento da história de ocorrência e níveis dos poluentes em particular na área e uma revisão da biologia, história de vida e ocorrência da doença em outras áreas, em outras espécies, ou sob outras condições ambientais.

Alterações Histopatológicas:

O exame histopatológico tem sido reconhecido por vários autores como uma valiosa ferramenta para avaliações de impactos ambientais em populações de peixes (TEH *et al.*, 1997 e OLIVEIRA-RIBEIRO, 2002). Para OVERSTREET (1997), alterações histopatológicas nos indivíduos servem como um indicador de exposição a algum agente estressor e uma ferramenta para avaliação de risco. AU *et al.* (1999) e KIM *et al.* (2001), têm salientado que alterações citológicas e histopatológicas de tecidos de peixes têm sido úteis biomarcadores do efeito à exposição para substâncias tóxicas, o que reflete alterações prioritárias nas funções

bioquímicas e/ou fisiológicas. Entretanto, poucos estudos têm utilizado avaliações histopatológicas em peixes como um método de avaliação toxicológica (STROMBERG *et al.*, 1983). Através de pesquisas que usavam ensaios ambientais para avaliação de impacto ambiental, MALINS (1989) concluiu que mudanças histopatológicas estão quase que exclusivamente associadas a impactos ambientais, ou seja, elas ocorrem principalmente em peixes de áreas próximas de grandes densidades demográficas e de áreas que apresentam grau relativamente alto de contaminação dos sedimentos.

Para MCCAIN *et al.* (1988), as condições histopatológicas tendem a refletir efeitos crônicos, a longo prazo, e provêm pequena indicação de efeitos mais agudos que podem estar acontecendo em um ecossistema. Para estes autores, a presença de condições patológicas em peixes não é muito provável como um indicador inicial de advertência dos níveis tóxicos de contaminantes do ambiente. MOORE (1985) salientou que as respostas celulares induzidas por poluentes deveriam, na teoria, prover indicadores mais rápidos e altamente sensitivos de impacto ambiental. Este autor ressaltou ainda que também deveria ser possível observar alterações na organização estrutural e funcional de uma célula individual ou de um grupo de células em um estágio inicial de uma reação a algum agente estressor.

Lesões histológicas, assim como doenças de peixes com uma ampla gama de etiologias, estão sendo usadas crescentemente como indicadores sensíveis e confiáveis da saúde e estresse ambiental em populações naturais de peixes, como tem sido demonstrados em diversos estudos Norte Americanos e Europeus (BUCKE & FEIST, 1993; MATTHIESSEN *et al.*, 1993 e STENTIFORD *et al.*, 2003). Esses dados histopatológicos são analisados, em parte, por apontamentos das frequências de várias categorias de doenças de peixes observadas em lâminas preparadas com tecidos destes animais (PEARCE & DESPRES-PATANJO, 1988). Este processo depende de decisões subjetivas e está baseado, em parte, em um entendimento prioritário da histologia normal de cada espécie de peixe.

Alterações patológicas são reflexos de distúrbios ao nível molecular dentro de células alvo, e a identificação destas mudanças moleculares é a chave para o desenvolvimento de biomarcadores diagnósticos para uso em avaliação de impacto ambiental. Neste sentido, os biomarcadores histológicos provém uma poderosa ferramenta para detectar e caracterizar o ponto final biológico de substâncias tóxicas e exposição a carcinogênicos. Desta forma, os métodos para identificar mudanças adversas induzidas por substâncias tóxicas deveriam inicialmente focar em órgãos tais como o fígado e o rim, uma vez que têm a função de metabolizar e eliminar substâncias tóxicas (MOORE & SIMPSON, 1992).

KINNE (1984) e MORAES *et al.* (2003) têm considerado que peixes modificados por estressores respondem com medidas compensatórias em nível molecular, subcelular, celular, endócrino, sangüíneo, de tecidos e de órgãos. Este tipo de alterações, assim como modificações na estrutura molecular, resposta imunológica e atividade enzimática podem subseqüentemente exercer efeitos significantes no crescimento e sobrevivência dos organismos individuais e, indiretamente, na dinâmica da população e comunidade. Mudanças como estas, que ocorrem na bioquímica do organismo são as bases para muitos efeitos nos mais altos níveis da organização biológica (CAIRNS *et al.*, 1993). BENGTTSSON *et al.* (1985), apontaram que a associação entre uma doença e poluição ambiental pode ser feita nos níveis mais baixos de organização biológica, como em indivíduos, órgãos, tecidos, células e organelas. A maior vantagem de se usar bioindicadores bioquímicos específicos é que eles podem freqüentemente indicar a natureza do estressor ambiental (THOMAS, 1990). Como descrito por BENGTTSSON (1979), muitas substâncias tóxicas exercem seus efeitos em um nível básico no organismo por reagir com enzimas ou por afetar membranas e outros componentes funcionais da célula. Técnicas bioquímicas e fisiológicas são comumente usadas para medir tais efeitos e, junto com estudos histológicos, histoquímicos e hematológicos, elas podem

contribuir mais eficazmente para revelar os mecanismos tóxicos de um grupo ou de uma única substância.

Em função do que foi citado acima, a histologia representa um método eficiente para detectar efeitos de irritantes, especialmente alguns crônicos, em vários tecidos e órgãos (BERNET *et al.*, 1999). Para estes autores, a histologia se constitui num método de rápida preparação do material a fim de que se possa observar e analisar os efeitos de irritantes. Para eles, a histologia também representa uma ótima ferramenta para se avaliar o grau de poluição, particularmente efeitos sub-letais e crônicos, servindo como um indicador da exposição a contaminantes.

Tumores

Doenças como tumores, neoplasias e câncer são cada vez mais comuns em peixes (ROBERTS, 1981; HIBIYA, 1982; PETERS, 1984; FERGUSON *et al.*, 1989; HAYES & FERGUSON, 1989; ALBERTS *et al.*, 1997 e FLORES-LOPES *et al.*, 2001) e podem estar relacionados a uma enorme diversidade de fatores (genéticos, físico-químicos, infestação por vírus, bactérias e parasitos, etc.). Para PETERS (1984), a formação de um tumor está associada com um aumento da atividade mitótica. A palavra tumor (ROBERTS, 1981 e THOMSON, 1983), se emprega de uma maneira geral para designar qualquer bulbo ou tumefação (tumor= tumefação, edema). Os tecidos essenciais de um tumor são formados de células de um tipo específico, derivadas de um só tipo celular (THOMSON, 1983). A proliferação de células tumorais resulta, usualmente, numa massa anormal de tecido no interior de um órgão, podendo conter hemorragia, necrose ou inflamação, dependendo dos seus padrões de crescimento e localização.

Autores como THOMSON (1983) e CARLTON & MCGAVIN (1998) reconhecem os termos tumor e câncer como denominações mais comuns de neoplasia. THOMSON (1983)

define neoplasia como uma proliferação desordenada de tecido, independentemente dos padrões funcionais e estruturais do tecido normal e indefinidamente progressiva. Alterações celulares permanentes, manifestadas sob a forma de proliferação excessiva, são transmitidas às gerações sucessivas de células. O tecido neoplásico se encontra aumentado em função de ocorrer uma excessiva proliferação celular (PETERS, 1984).

Os termos usados nos estudos sobre tumores/neoplasias de peixes são, segundo SINDERMANN (1990), muito confusos. A fim de estabelecer uma base comum destes termos, ele os descreve da seguinte maneira: 1 – câncer: é uma massa de células de um tecido já existente, com um crescimento potencialmente ilimitado, que não apresenta uma função útil no organismo e retira os nutrientes necessários a sua sobrevivência do hospedeiro. Essa massa expande-se localmente por invasão e sistematicamente por transmissão de células ao longo dos vasos linfáticos e sanguíneos e pode matar o hospedeiro; 2 – tumor: é uma massa de tecido anormal que cresce dentro ou fora do corpo, sendo especificamente não inflamatório, originado sem causas óbvias de células de um tecido pré-existente, sem função fisiológica e descontrolado no crescimento e estrutura; 3 – neoplasma: é o crescimento de um novo tecido, mais ou menos assemelhado ao tecido que lhe deu origem, mas sem função fisiológica no corpo, podendo ser considerado benigno, potencialmente maligno ou maligno.

Deformidades vertebrais

De acordo com BENGTSOON *et al.* (1985), o uso de anomalias morfológicas em peixes para monitorar a poluição da água tem sido sugerido por vários autores. Ao avaliar a possibilidade da utilização de deformidades vertebrais para programas de monitoramento, VAN DE KAMP (1977) concluiu que as mais altas porcentagens de deformidade ocorreram em áreas que provavelmente apresentavam os mais altos graus de poluição.

Anomalias esqueléticas, particularmente aquelas da coluna vertebral, são comumente observadas em peixes (SINDERMANN, 1990), podendo manifestar-se como flexões dorso-ventrais (lordose), laterais (escoliose) ou curvatura espinhal para cima (cifose) (BENGTSSON *et al.*, 1985). Anomalias vertebrais tais como cifose, lordose e escoliose, de etiologia desconhecida, têm sido relatadas em populações naturais de peixes marinhos e de água doce (COUCH *et al.*, 1979), sendo freqüentemente encontradas na parte posterior do peixe (DAOULAS *et al.*, 1991; CHATAIN, 1994).

Uma alta incidência de danos vertebrais pode freqüentemente ser atribuída a condições desfavoráveis durante a ontogenia do peixe (BENGTSSON *et al.*, 1975). As malformações esqueléticas podem ser causadas por fatores de origem genética (SINDERMANN, 1990; BENGTSSON *et al.*, 1985; SLOOF, 1982; TOFTEN & JOBLING, 1996), ou poderiam ser estimuladas por uma variedade de fatores ambientais, tais como flutuação da salinidade, menores índices de oxigênio dissolvido, radiação ionizante, deficiências na dieta, corrente elétrica, infecção por parasitas, temperaturas impróprias e substâncias químicas tóxicas (WELLS & COWAN, 1982; SLOOF, 1982; MÖLLER, 1983; DAOULAS *et al.*, 1991; LINDESJÖÖ & THULIN, 1992; TOFTEN & JOBLING, 1996; MERCER *et al.*, 1997 e FLORES-LOPES *et al.*, 2002).

Considerações Finais

Neste trabalho foi evidenciada a importância da utilização de metodologias como a análise de anomalias morfológicas, alterações histopatológicas, parasitismo, doenças, índices ecológicos (IBI), indicadores biológicos, biomarcadores, como ferramentas de avaliação da qualidade do ambiente nos programas de monitoramento ambiental. Esses programas, principalmente em função do pouco tempo disponível, geralmente se utilizam de poucas metodologias de avaliação, cada uma delas sendo considerada uma importante ferramenta como fonte de informações sobre as condições do ambiente. Neste trabalho, procurou-se

salientar que a utilização de uma maior variedade de metodologias pode fornecer resultados mais consistentes sobre os mais diversos impactos ambientais provocados nos ecossistemas aquáticos, mostrando uma avaliação mais realista das condições do ambiente. Isto se deve em função de que cada uma das metodologias citadas acima apresenta vantagens e limitações pois avaliam apenas alguns aspectos do ambiente. Algumas são recomendadas para diagnósticos específicos de determinados aspectos, outras são um índice matemático obtido através da análise de alguns parâmetros, ou seja, uma metodologia avalia aspectos que as demais não avaliam. Neste sentido, os programas de monitoramento ambiental, na medida do possível, devem contemplar um maior número de metodologias diferentes a fim de que vários parâmetros possam ser avaliados, fornecendo respostas mais informativas sobre as reais condições do ambiente.

AGRADECIMENTOS

O autor gostaria de agradecer os Doutores Clarice Bernhard Fialho, Ludwig Buckup e Willi Bruschi Júnior, pela leitura crítica dos manuscritos e sugestões para melhoria na qualidade do texto.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS:

- ADAMS, S. M. 1990. Status and Use of Biological Indicators for Evaluating the Effects of Stress on Fish. **American Fisheries Society Symposium. 8:** 1 – 8
- ADAMS, S.M. 2003. Establishing causality between environmental stressors and effects on Aquatic ecosystems. **Human and Ecological Risk. Assessment. 9(1):** 17 – 35
- ALBERTS, B.; BRAY, D.; LEWIS, J.; RAFF, M.; ROBERTS, K. & WATSON, J.D. 1997. **Biologia Molecular da Célula.** 3ª ed., Artes Médicas, Porto Alegre, 1294 p.

- ARAÚJO, F.G. 1998. Adaptação do Índice de Integridade Biótica usando a comunidade de peixes para o rio Paraíba do Sul. **Revista Brasileira de Biologia**. **58(4)**: 547 – 558
- AU, D.W.T.; WU, R.S.S.; ZHOU, B.S. & LAM, P.K.S. 1999. Relationship between ultrastructural changes and EROD activities in liver of fish exposed to Benzo[a]pyrene. **Environmental Pollution**. **104**: 235 – 247
- BAMBER, R.N. 1990. Environmental Impact Assessment: the Example of Marine Biology and the UK Power Industry. **Marine Pollution Bulletin**. **21(6)**: 270 – 274
- BARBOUR, M.T.; GERRITSEN, J.; SNYDER, B.D. & STRIBLING, J.B. 1999. **Rapid Bioassessment Protocols for use in streams and Wadeable Rivers: Peryphyton, Benthic Macroinvertebrates and Fish, Second Edition**. EPA 841 – B – 99 – 002. U.S. Environmental Protection Agency; Office of Water; Washington, D.C. 339 p.
- BENGTSSON, B.E.; CARLIN, C. H.; LARSSON, A. & SVANBERG, O. 1975. Vertebral damage in Minnows, *Phoxinus phoxinus* L., exposed to Cadmium. **Ambio**. **4**: 166 – 168
- BENGTSSON, B. E. 1979. Biological variables, especially skeletal deformities in fish, for monitoring marine pollution. **Phil. Trans. R. Soc. Lond. B**. **286**: 457 – 464
- BENGTSSON, B.E.; BENGTSSON, A. & HIMBERG, M. 1985. Fish deformities and Pollution in some Swedish waters. **Ambio**. **14**: 32 – 35
- BERGMAN, H. 1985. **Assessment protocols for the identification and quantification of injury to fishery resources**. Progress Report, Washington, U.S. Department of Interior, 364 p.
- BERNET, D. H.; SCHMIDT, W.; MEIER, P.; BURKHARDT-HOLM & WAHLI. T. 1999. Histopathology in fish: proposal for a protocol to assess aquatic pollution. **Journal of Fish Diseases**. **22**: 25 – 34

- BITAR, O.Y. & ORTEGA, R.D. 1998. Gestão Ambiental. pp: 499 – 508 In: OLIVEIRA, A.M.S. & BRITO, S.N.A. (Ed.) **Geologia de Engenharia**. São Paulo, Associação Brasileira de Geologia de Engenharia, 850p.
- BOUDOU, A. & RIBEYRE, F. 1989. Fundamental concepts in Aquatic Ecotoxicology. In: **Aquatic Ecotoxicology Fundamental concepts and Methodologies**. V. 1, Florida, CRC Press, Inc. Boca Raton, 332 p.
- BROEG, K.; ZANDER, S.; DIAMANT, A.; KÖRTING, W.; KRÜNER, G.; PAPERNA, I & WESTERNHAGEN, H.V. 1999. The use of fish metabolic, pathological and parasitological indices in pollution monitoring. I North Sea. **Helgoland Marine Research**. **53**: 171 – 194
- BRUSCHI JR., W.; MALABARBA, L.R. & SILVA, J.F.P. DA 2000. Avaliação da Qualidade Ambiental dos riachos através das Taxocenoses de peixes. p. 803 – 809, In: CENTRO DE ECOLOGIA/UFRGS. **Carvão e Meio Ambiente**. Porto Alegre, Ed. da Universidade/UFRGS
- BUCKE, D. & FEIST, S.W. 1993. Histological changes in the livers of dab, *Limanda limanda* (L.). **Journal of Fish Diseases**. **16**: 281 – 296
- BUTLER, P.A.; ANDREN, L.; BONDE, G.J.; JERNELÖV, A. & REISCH, D.J. 1971. Monitoring organisms. In: M. RUIVO (Ed.). **Food and Agricultural Organisation Technical Conference on Marine Pollution and its Effects on Living Resources and Fishing, Rome, 1970. Supplement 1: Methods of detection, measurement and monitoring of pollutants in the marine environment**. p. 101 – 112. London,
- CAIRNS, J. JR.; MCCORMICK, P.V. & NIEDERLEHNER, B.R. 1993. A proposed framework for developing indicators of ecosystem health. **Hydrobiologia**. **263**: 1 – 144
- CARLTON, W.W. & MCGAVIN, M.D. 1998. **Patologia Veterinária especial de Thonson**. 2ª ed., Porto Alegre, ArtMed, 672 p.

- CHATAIN, B. 1994. Abnormal swimbladder development and lordosis in sea bass (*Dicentrarchus labrax*) and sea bream (*Sparus auratus*). **Aquaculture**. **119**: 371 – 379
- CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. Resolução nº 1, de 23 de Janeiro de 1986. **Estabelece a Política Nacional do Meio Ambiente**. DOU. Brasília – DF, de 17 de Fevereiro de 1986.
- COUCH, J.A.; WINTHEAD, J.T.; HANSEN, D.J. & GOODMAN, L.R. 1979. Vertebral dysplasia in young fish exposed to the herbicide trifluralin. **Journal of fish diseases**. **2**: 35 – 42
- DAOULAS, C.H.; ECONOMOU, A.N. & BANTAVAS, I. 1991. Osteological abnormalities in laboratory reared sea-bass (*Dicentrarchus labrax*) fingerlings. **Aquaculture**. **97**: 169 – 180
- DEPLEDGE, M.H. & FOSSI, M.C. 1994. The role of biomarkers in environmental assessment (2). **Ecotoxicology**. **3**: 161 – 172
- DE ZWART, D. 1995. **Monitoring water quality in the future**. Volume 3: Biomonitoring. National Institute of Public Health and Environmental Protection (RIVM), Bilthoven, The Netherlands.
- DIAMANT, A.; BANET, A.; PAPERNA, I.; WESTERNHAGEN, H.V.; BROEG, K.; KRUENER, G.; KOERTING, W. & ZANDER, S. 1999. The use of fish metabolic, pathological and parasitological indices in pollution monitoring. II. The Red Sea and Mediterranean. **Helgoland Marine Research**. **53**: 195 – 208
- EPA – ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. 1984. **Development of Water Quality-Based Permit Limitations for Toxic Pollutants: National Policy**. Federal Register, Notices, Washington, 49(48): 9016 – 9019.
- ETXEBERRIA, M.; CAJARAVILLE, M.P. & MARIGOMEZ, I. 1995. Changes in digestive cell lysosomal structure in Mussels as biomarkers of environmental stress in the Urdaibai

- Estuary (Biscay Coast, Iberian Peninsula). **Marine Pollution Bulletin**. **30(9)**: 599 – 603
- FERGUSON, H.W. 1989. **Systemic Pathology of Fish: A text and Atlas of Comparative Tissue Responses in Diseases of Teleosts**. USA, Iowa State University Press/Ames, 262 p.
- FERREIRA, M.F.N. 1992. **Avaliação da Toxicidade dos Efluentes líquidos do sistema integrado de tratamento do Pólo Petroquímico do Sul sobre a Morfogênese de larvas de *Pimephales promelas* Rafinesque, 1820**. Rio Grande, Dissertação de Mestrado, Pós-Graduação em Oceanografia Biológica, FURG, 107 p.
- FLORES-LOPES, F.; MALABARBA, L.R.; PEREIRA, E.H.L. & SILVA, J.F.P. 2001. Alterações histopatológicas em placas ósseas do peixe cascudo *Rineloricaria strigilata* (Hensel) (Teleostei, Loricariidae) e sua frequência no lago Guaíba, Rio Grande do Sul, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**. **18(3)**: 699 – 709
- FLORES-LOPES, F.; MALABARBA, L.R.; SILVA, J.F.P. & PEREIRA, E.H.L. 2002. Histologia de deformidades vertebrais em *Astyanax alburnus* (Hensel, 1870) (Ostariophysi: Characidae) do lago Guaíba, Rio Grande do Sul, Brasil. **Comunicações do Museu de Ciências e Tecnologia da PUCRS, Série Zoologia**. **15(1)**: 137 – 155
- GANASAN, V. & HUGHES, R.M. 1998. Application of an index of biological integrity (IBI) to fish assemblages of the rivers Khan and Kshipra (Madhya Pradesh), India. **Freshwater Biology**. **40**: 367 – 383
- GONZALEZ, G.; CRESPO, S. & BRUSKE, J. 1993. Histo-cytological study of the liver of the cabrilla sea bass, *Serranus cabrilla* (Teleostei, Serranidae), an available model for marine fish experimental studies. **Journal of Fish Biology**. **43**: 363-373

- HAYES, M. A. & FERGUSON, H.W. 1989. Neoplasia in Fish. p. 230 – 247. In: FERGUSON, H.W. **Systemic Pathology of Fish: A text and Atlas of Comparative Tissue Responses in Diseases of Teleosts**. USA, Iowa State University Press/Ames, 262 p.
- HEWITT, L.M.; DUBÉ, M.G.; CULP, J.M.; MACLATCHY, D.L. & MUNKITTRICK, K.R. 2003. A proposed framework for investigation of cause for environmental effects monitoring. **Human and Ecological Risk Assessment**. **9(1)**: 195 – 211
- HIBIYA, T. 1982. **An Atlas of Fish Histology Normal and Pathological Features**. Japan, Kodansha Ltd., 147 p.
- HUGGETT, R.J.; KIMERIE, R.A.; MEHRIE, P.M. & BERGMAN, H.L. (Eds.) 1992. **Biomarkers (Biochemical, Physiological and Histological Markers of Anthropogenic stress)**. London, Lewis Publishers, Boca Raton, 653 p.
- HUNSAKER, C.T. & CARPENTER, D.E. 1990. **Environmental monitoring and assessment program: Ecological indicators**. Office of Research and Development, United States Environmental Protection Agency, Research Triangle Park, NC., 350 p.
- IGER, Y.; ABRAHAM, M.; DOTAN, A.; FATTAL, B. & RAHAMIM, E. 1988. Celular responses in the skin of carp maintained in organically fertilized water. **Journal of Fish Biology**. **33**: 711 – 720
- IGER, Y.; JENNER, H.A. & WENDELAARBONGA, S.E. 1994. Celular responses in the skin of Rainbow Trout (*Oncorhynchus mykiss*) exposed to Rhine water. **Journal of Fish Biology**. **45**: 1119 – 1132
- KARR, J.R. 1981. Assessment of biotic integrity using fish communities. **Fisheries**, **6(6)**: 21 – 27
- KARR, J.R. & CHU, E.W. 1997. Biological Monitoring: Essential Foundation for Ecological Risk Assessment. **Human and Ecological Risk Assessment**. **3**: 933 – 1004

- KARR, J.R. & DUDLEY, D.R. 1981. Ecological perspective on water quality goals. **Environmental Management. 5:** 55 – 68
- KIM, S.; LOCHMILLER, R.L.; STAIR, E.L.; LISH, J.W.; RAFFERTY, D.P. & QUALLS JR., C.W. 2001. Efficacy of histopathology in detecting petrochemical-induced toxicity in wild cotton rats (*Sigmodon hispidus*). **Environmental Pollution. 113:** 323 – 329
- KINNE, O. 1984. **Diseases of Marine Animals. Volume IV, Part 1, Introduction, Pisces.** Biologische Anstalt Helgoland, Hamburg, Federal Republic of Germany. 541 p.
- KOVACS, T.G.; MARTEL, P.H. & VOSS, R.H. 2002. Assessing the biological status of fish in a river receiving pulp and paper mill effluents. **Environmental Pollution. 118:** 123 – 140
- LAM, P.K.S. & GRAY, J.S. 2001. Predicting effects of toxic chemicals in the Marine Environment. **Marine Pollution Bulletin. 42(3):** 169 – 173
- LAM, P.K.S. & GRAY, J.S. 2003. The use of biomarkers in environmental monitoring programmes. **Marine Pollution Bulletin. 46:** 182 – 186
- LAM, P.K.S. & WU, R.S.S. 1999. Developing ecotoxicity tests for coastal protection and management in Hong Kong. p 410 – 418, In: **Challenges and opportunities in Managing Pollution in the East Asian Seas.** Philippines, MPP_EAS Conference Proceedings 12/ PEMSEA, Eds. T. Chua, and N. Bermas.
- LINDESJOO, E. & THULIN, J. 1992. A skeletal deformity of Northern Pike (*Esox lucius*) related to Pulp Mill effluents. **Canadian Journal Fish of Aquatic Science. 49:** 166 – 172
- MALABARBA, L.R. & GOETTEMS, E.M.P. 1987. **Estudos sobre a Ictiofauna das Lagoas de Estabilização Terciárias do Sítel.** Anais do Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. São Paulo, 14: p. 74 – 120, 51 p.

- MALABARBA, L.R.; PEREIRA, E.H.L.; SILVA, J.F.P.; BRUSCHI JR., W. & FLORES-LOPES, F. 2004. Avaliação da qualidade da água através da frequência de anomalias morfológicas em peixes: estudo de caso do lago Guaíba, Rio Grande do Sul, Brasil. **Comunicações do Museu de Ciências e Tecnologia da PUCRS, Série Zoologia. 17(2): 97 – 128**
- MALINS, D.C. 1989. The use of environmental assays for impact assessment. **Hydrobiologia. 188/189: 87 – 91**
- MATTHEWS, W.J.; HOUGH, D.J. & ROBISON, H.W. 1992. Similarities in fish distribution and water quality patterns in streams of Arkansas: Congruence of multivariate analyses. **Copeia. 2: 296 – 305**
- MATTHIESSEN, P.; THAIN, J.E.; LAW, R.J. & FILEMAN, T.W. 1993. Attempts to assess the environmental hazard posed by complex mixtures of organic chemicals in UK Estuaries. **Marine Pollution Bulletin. 26(2): 90 – 95**
- MCCAIN, B.B.; BROWN, D.W.; KRAHN, M.M.; MYERS, M.S; JR. R.C.C.; CHAN, S.L. & MALINS, D.C. 1988. Marine pollution problems, North American West Coast. **Aquatic Toxicology. 11: 143 – 162**
- MCCARTY, L.S.; POWER, M. & MUNKITTRICK, K.R. 2002. Bioindicators versus biomarkers in ecological risk assessment. **Human and Ecological Risk Assessment. 8(1): 159 – 164**
- MERCER, I.R.G.; BARKER, D.E. & KHAN, R.A. 1997. Stress-Related changes in Cunner, *Tautoglabrus adspersus*, living near a Paper Mill. **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology. 58: 442 – 447**
- MITTAL, A.K. & GARG, T.K. 1994. Effect of an anionic detergent – sodium dodecyl sulphate exposure on club cells in the epidermis of *Clarias batrachus*. **Journal of Fish Biology. 44: 857 – 875**

- MÖLLER, H. 1983. High skeletal deformation rates of cod in the Elbe Estuary. **Bulletin of the European Association of Fish Pathologists. 3:** 7 – 8
- MÖLLER, H. 1985. A critical review of the role of pollution as cause of fish diseases. p. 169 – 182. In: A. E. ELLIS (ed.) **Fish and Shellfish Pathology**. London, Academic Press, 489 p.
- MOORE, M.N. 1985. Cellular responses to pollutants. **Marine Pollution Bulletin. 16(4):** 134 – 139
- MOORE, M.N. & SIMPSON, M.G. 1992. Molecular and cellular pathology in environmental impact assessment. **Aquatic Toxicology. 22:** 313 – 322
- MORAES, R.; GERHARD, P.; ANDERSSON, L.; STURVE, J.; RAUCH, S. & MOLANDER, S. 2003. Establishing causality between exposure to metals and effects on fish. **Human and Ecological Risk Assessment. 9(1):** 149 – 169
- MORRISEY, D.J. 1993. Environmental Impact Assessment – A Review of its Aims and Recent Developments. **Marine Pollution Bulletin. 26(10):** 540 – 545
- MUNKITTRICK, K.R.; PORTT, C.B.; VAN DER KRAAK, G.J.; SMITH, I.R. & ROKOSH, D.A. 1991. Impact of bleached kraft mill effluent on populations characteristics, liver MFO activity, and serum steroid levels of a Lake Superior White sucker (*Catostomus commersoni*) population. **Canadian Journal of Fish Aquatic Science. 48:** 1371 – 1380
- NEHLSSEN, W.; WILLIAMS, J.E. & LICHTOWICH, J.A. 1991. Pacific salmon at the crossroads: stocks at risk from California, Oregon, Idaho, and Washington. **Fisheries. 16:** 4 – 21
- NICHOLSON, M. & FRYER, R. 2002. Developing effective environmental indicators – does a new dog need old tricks? **Marine Pollution Bulletin. 45:** 53 – 61

- NICHOLSON, M.D.; FRYER, R.J. & ROSS, C.A. 1997. Designing Monitoring Programmes for detecting temporal trends in contaminants in fish and Shellfish. **Marine Pollution Bulletin. 34(10):** 821 – 826
- OLIVEIRA-RIBEIRO, C.A. DE; BELGER, L.; PELLETIER, É & ROULEAU, C. 2002. Histopathological evidence of inorganic mercury and methyl mercury toxicity in the arctic charr (*Salvelinus alpinus*). **Environmental Research. 90:** 217 – 225
- OVERSTREET, R.M. 1997. Parasitological data as monitors of environmental health. **Parassitologia. 39:** 169 – 175
- PALLER, M.H.; REICHERT, M.J.M. & DEAN, J.M. 1996. Use of fish Communities to Assess Environmental Impacts in South Carolina Coastal Plain Streams. **Transactions of the American Fisheries Society. 125:** 633 – 644
- PEAKALL, D. 1992. **Animal biomarkers as pollution indicators.** London, Chapman & Hall, 368 p.
- PEARCE, J.B. & DESPRES-PATANJO, L. 1988. A review of monitoring strategies and assessments of estuarine pollution. **Aquatic Toxicology. 11:** 323 – 343
- PETERS, N. 1984. Diseases caused by Neoplasia. pp. 400 – 423. In: O. KINNE (ed.) **Diseases of Marine Animals. Volume IV, Part 1, Introduction, Pisces.** Biologische Anstalt Helgoland, Hamburg, Federal Republic of Germany. 541 p.
- PHILLIPS, D.J.H. 1977. The use of biological indicator organisms to monitor trace metal pollution in marine and estuarine environments – a review. **Environmental Pollution. 13:** 281 – 317
- PHILLIPS, D.J.H. 1980. **Quantitative aquatic biological indicators: Their use to monitor trace metal and organochlorine pollution.** London, Applied Science, 488 p.

- PHILLIPS, D.J.H. & SEGAR, D.A. 1986. Use of Bio-indicators in Monitoring Conservative Contaminants: Programme Design Imperatives. **Marine Pollution Bulletin**. **17(1)**: 10 – 17
- PICKERING, A. D. (Ed.) 1981. **Stress and Fish**. London, Academic Press, 468 p.
- ROBERTS, R.J. 1981. **Patologia de los Peces**. Madrid, Ediciones Mundi-Prensa, 366 p.
- ROHDE, G. M. 1995. Estudos de impacto ambiental: a situação brasileira. In: VERDUM, R. & MEDEIROS, R.M.V. **Relatório de Impacto Ambiental. Legislação, elaboração e resultados**. Porto Alegre, Editora da Universidade, 135 p.
- ROSENTHAL, H. & ALDERDICE, D. F. 1976. Sublethal Effects of Environmental Stressors, Natural and Pollutional, on Marine Fish Eggs and Larvae. **Journal Fish Research Board Canadian**. **33**: 2047 – 2065
- SCHLENK, D. 1999. Necessity of defining biomarkers for use in Ecological Risk Assessments. **Marine Pollution Bulletin**. **39(1-12)**: 48 – 53
- SCHULZ, U.H. & MARTINS-JUNIOR, H. 2001. *Astyanax fasciatus* as bioindicators of water pollution of rio dos Sinos, RS, Brazil. **Brazilian Journal of Biology**. **61(4)**: 615 – 622
- SEELIGER, U. & KNAK, R.B. 1982. Origin and concentration of copper and mercury in water and biota of the Patos Lagoon estuary, Brazil. **Atlântica**. **5**: 35-42
- SELYE, H. 1950. Stress and the general adaptation syndrome. **British Medical Journal**. **1**: 1383 – 1392
- SELYE, H. 1973. The evolution of the stress concept. **American Scientist**. **61**: 692 – 699
- SINDERMANN, C. J. 1980. **The Use of Pathological effects of Pollutants in Marine Environmental Monitoring Programs**. Rapports et Proces-Verbaux des Réunions Conseil International pour l'Exploration de la Mer, 179: 129 – 134
- SINDERMANN, C. J. 1990. **Principal Diseases of Marine Fish and Shellfish**. 2nd Ed., V. 1, London, Academic Press, 521 p.

- SLOOF, W. 1982. Skeletal anomalies in Fish from polluted surface waters. **Aquatic Toxicology. 2:** 157 – 173
- SNIESZKO, S. F. 1974. The effects of environmental stress on outbreaks of infectious diseases of fishes. **Journal of Fish Biology. 6:** 197 – 208
- SPRAGUE, J. B. 1985. Factors that modify toxicity. In: RAND, G. M. & S. R. PETROCELLI. **Fundamentals of Aquatic Toxicology: methods and applications.** Washington, Hemisphere Publishing Corporation, 666 p.
- STENTIFORD, G.D.; LONGSHAW, M.; LYONS, B.P.; JONES, G.; GREEN, M. & FEIST, S.W. 2003. Histopathological biomarkers in estuarine fish species for the assessment of biological effects of contaminants. **Marine Environmental Research. 55:** 137 – 159
- STROMBERG, P.C.; FERRANTE, J.G. & CARTER, S. 1983. Pathology of lethal and sublethal exposure of Fathead Minnows, *Pimephales promelas*, to cadmium: a model for aquatic toxicity assessment. **Journal of Toxicology and Environmental Health. 11:** 247 – 259
- SUTER, G.W. 1993. **Ecological Risk Assessment.** USA, Lewis Publishers, Boca Raton, FL. 538 p.
- TEH, S.J.; ADAMS, S.M. & HINTON, D.E. 1997. Histopathologic biomarkers in feral freshwater fish populations exposed to different types of contaminant stress. **Aquatic Toxicology. 37:** 51 – 70
- THOMAS, P. 1990. Molecular and Biochemical Responses of Fish to Stressors and Their Potential Use in Environmental Monitoring. **American Fisheries Society Symposium. 8:** 9 – 28
- THOMSON, R. G. 1983. **Patologia Geral Veterinária.** Rio de Janeiro, 1ª ed., Editora Guanabara Koogan, 412 p.

- TOFTEN, H. & JOBLING, M. 1996. Development of spinal deformities in Atlantic salmon and Arctic charr fed diets supplemented with oxytetracycline. **Journal of Fish Biology**. **49**: 668 – 677
- VAN DE KAMP, G. 1977. **Vertebral deformities in herring around the British isles and their usefulness for a pollution monitoring programme**. Int. Counc. Explor. Sea, Doc. C.M.1977/E:5, 9 p.
- VAN DER OOST, R.; GOKSOYR, A.; CELANDER, M.; HEIDA, H. & VERMEULEN, N.P.E. 1996. Biomonitoring of aquatic pollution with feral eel (*Anguilla anguilla*). II. Biomarkers: pollution-induced biochemical responses. **Aquatic Toxicology**. **36**: 189 – 222
- VAN DER OOST, R.; BEYER, J. & VERMEULEN, N.P.E. 2003. Fish bioaccumulation and biomarkers in environmental risk assessment: a review. **Environmental Toxicology and Pharmacology**. **13**: 57 – 149
- WALTERS, G. R. & PLUMB, J. A. 1980. Environmental stress and bacterial infection in channel catfish, *Ictalurus punctatus* Rafinesque. **Journal of Fish Biology**. **17**: 177-185
- WEDEMEYER, G.A. & MCLEAY, D.J. 1981. Methods for determining the tolerance of fishes to environmental stressors. p. 247 – 268, In: A. PICKERING (Ed.), **Stress and Fish**. London, Academic Press, 563 p.
- WEDEMEYER, G. A.; MCLEAY, D. J. & GOODYEAR, C. P. 1984. Assessing the tolerance of fish and fish populations to environmental stress: the problems and methods of monitoring. p. 163 – 195. In: V. W. CAIRNS; P.V. HODSON, & J. O. NRIAGU (ed.). **Contaminant effects on fisheries**. New York, Wiley, 684 p.
- WEDEMEYER, G. & WOOD, J. W. 1974. **Stress as a factor in fish diseases**. U.S. Fish Wildl. Serv. Fish Dis. Leaflet N°. 38, 8 p.

- WELLS, E.E. & COWAN, A.A. 1982. Vertebral dysplasia in Salmonids caused by the herbicide Trifluralin. **Environmental Pollution. 29:** 249 – 260
- WESTER, P.W.; VETHAAK, A.D. & VAN MUISWIINKEL, W.B. 1994. Fish as biomarkers in immunotoxicology. **Toxicology. 86:** 213 – 232
- WHO International Programme on Chemical Safety (IPCS). 1993. **Biomarkers and risk assessment: concepts and principles.** Environmental Health Criteria 155, World Health Organization, Geneva.
- WOLF, D.A. 1992. Selection of bioindicators of pollution for marine environmental monitoring programmes. **Chemical Ecology. 6:** 149 – 167

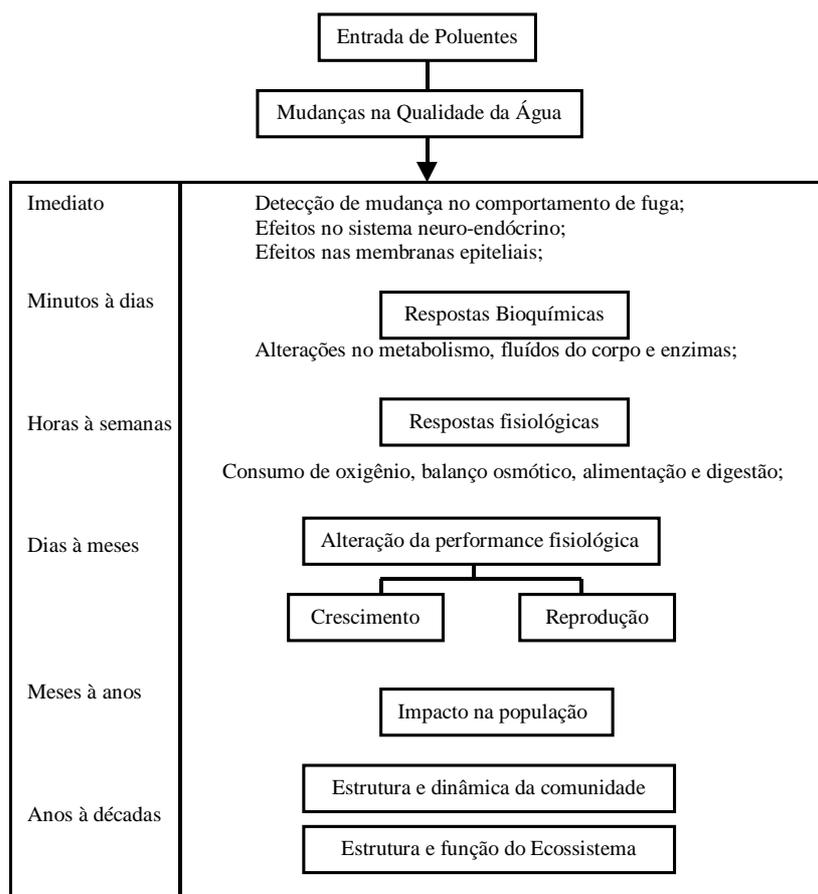


Figura 1 – Seqüência temporal dos efeitos do estresse (Modificado de Sastry e Miller, 1981).

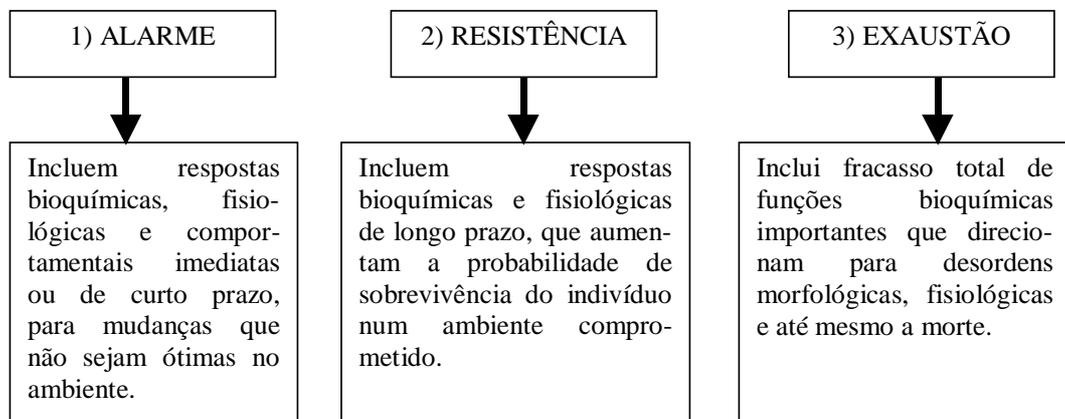


Figura 2 – Fases de respostas individuais e de populações ao estresse ambiental (Modificado de Sindermann, 1990).

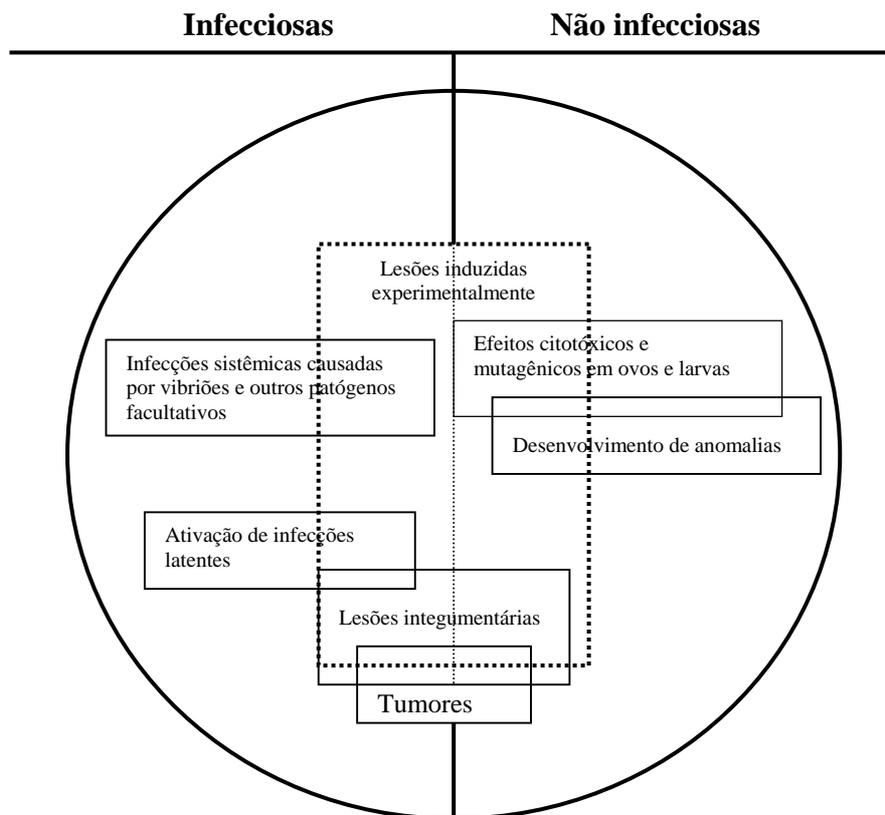


Figura 3 – Categorias de doenças associadas com poluição (Modificado de Sindermann, 1990).

**ALTERAÇÕES HISTOPATOLÓGICAS OBSERVADAS NAS BRÂNQUIAS DE
Astyanax fasciatus E *Cyanocharax alburnus* NA BACIA HIDROGRÁFICA DO LAGO
GUAÍBA, RS, BRASIL.**

FÁBIO FLORES-LOPES¹; ANDRÉA T. THOMAZ² & LUIZ R. MALABARBA^{2,3}

1 Bolsista CNPq, Laboratório de Ictiologia, Departamento de Zoologia, Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal, IB, UFRGS, Av Bento Gonçalves 9500, bloco IV, prédio 43.435, CEP: 90540-000, email: fabiologo5@hotmail.com.

2 Laboratório de Ictiologia, Departamento de Zoologia, IB, UFRGS, Av Bento Gonçalves 9500, bloco IV, prédio 43.435, CEP: 90540-000.

3 Museu de Ciências e Tecnologia, Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul, PUC-RS, Av. Ipiranga 6681, Cx. P. 1429, CEP 90619-900.

ABSTRACT

The gills of fish present a great external contact surface and are particularly sensitive to chemical and physical changes of the aquatic environment. This describes the histopathologic alterations observed in the gills of *Astyanax fasciatus* and *Cyanocharax alburnus*, and tests if there is a correlation between the degree of severity of the anomalies and environmental degradation that can be used as an instrument of evaluation of water quality in monitoring programs. Gills of 107 specimens of *Astyanax fasciatus* and 120 of *Cyanocharax alburnus* were collected seasonally and prepared with the histological routine technique for inclusion and impregnation in paraffin and staining with H&E. The main anomalies observed in both species were alteration of the structure of the epithelium, vacuolization, hyperplasia of the cells of the epithelium of the primary filament, elevation of the epithelium, alteration of the structure and occurrence of aneurysms in the secondary filaments. It was verified that the anomalies with larger degree of severity were related to more impacted environment indicating stress agents presence in the water.

Key-words: Gills, *Astyanax fasciatus*, *Cyanocharax alburnus*, anomalies

RESUMO

As brânquias de peixes apresentam uma grande superfície de contato com o meio externo e são particularmente sensíveis às mudanças químicas e físicas do ambiente aquático. Este trabalho descreve as alterações histopatológicas observadas nas brânquias das espécies *Astyanax fasciatus* e *Cyanocharax alburnus*, testando se a presença de correlação entre o grau de severidade das anomalias e degradação ambiental pode ser utilizada na avaliação da qualidade da água em programas de monitoramento. Brânquias de 107 exemplares de *Astyanax fasciatus* e 120 de *Cyanocharax alburnus*, coletados sazonalmente, foram preparadas com a técnica histológica de rotina para inclusão e impregnação em parafina e coradas com H&E. As principais anomalias observadas em ambas espécies foram alteração da estrutura do epitélio, vacuolização, hiperplasia das células do epitélio do filamento primário, elevação do epitélio, alteração da estrutura e ocorrência de aneurismas nas lamelas secundárias. Foi verificado que as anomalias com maior grau de severidade estavam relacionadas aos ambientes mais degradados, indicando a presença de agentes estressores na água.

Palavras chave: Brânquias, *Astyanax fasciatus*, *Cyanocharax alburnus*, anomalias

INTRODUÇÃO

O aumento na contaminação dos ecossistemas aquáticos tem causado severas alterações morfológicas e fisiológicas em organismos aquáticos (MAZON *et al.*, 1999). Em um ambiente degradado, particularmente onde poluentes ocorrem em concentrações crônicas e subletais, mudanças na estrutura e função de organismos aquáticos são mais frequentes do que mortalidade em massa. Um dos possíveis métodos de avaliação dos efeitos de poluentes em peixes é examinar seus órgãos para verificação de mudanças morfológicas (POLEKSIC & MITROVIC-TUTUNDZIC, 1994).

As brânquias de peixes são um órgão sensível e facilmente danificado por numerosos poluentes, mesmo em baixas concentrações (KARLSSON, 1983). Em função de realizarem diversas funções vitais (respiração, osmorregulação e excreção) e terem uma grande superfície de contato com o meio externo, elas são particularmente sensíveis as mudanças químicas e físicas do ambiente aquático, constituindo-se no órgão alvo em peixes para poluentes transportados pela água (MALLATT, 1985; MAZON *et al.*, 1999 e CERQUEIRA & FERNANDES, 2002). CERQUEIRA & FERNANDES (2002) salientaram ainda que, pelo fato das brânquias serem o principal local para troca de gases e outras funções importantes tais como regulação iônica e osmótica além do equilíbrio ácido-base, mudanças histopatológicas na estrutura destes órgãos envolvem distúrbio respiratório e desequilíbrio eletrolítico.

Estudos histopatológicos tem sido conduzidos para avaliar os efeitos de contaminantes na saúde de peixes no ambiente e para ajudar a estabelecer uma relação causal entre a exposição a substâncias tóxicas e as várias respostas biológicas (SCHWAIGER *et al.*, 1997). Doenças de peixes e patologias, com uma variedade de etiologias, estão crescentemente sendo usadas como indicadores de estresse ambiental em função de elas proverem um definitivo ponto final biológico do histórico de exposição a um poluente (MATTHIESSEN *et al.*, 1993). Alterações histopatológicas de órgãos específicos expressam condições e representam impactos endógenos e exógenos nos organismos que se originam de alterações nos menores níveis da organização biológica (STEBBING, 1985). Atualmente, biomarcadores fisiológicos e histopatológicos são utilizados extensivamente para documentar e quantificar tanto a exposição quanto os efeitos de poluentes ambientais. Como monitores de exposição, estes biomarcadores têm a vantagem de quantificar apenas poluentes biológicos disponíveis. Como monitores de efeitos, os biomarcadores podem integrar efeitos de múltiplos estressores e auxiliar na elucidação dos mecanismos de ação (ADAMS, 1990).

Vários autores como KARLSSON-NORRGREN (1985), MAZON *et al.* (2002), CERQUEIRA & FERNANDES (2002), OLIVEIRA-RIBEIRO *et al.* (2002) e THOPHON *et al.* (2003) podem ser citados por utilizarem as brânquias de peixes como instrumento para verificação da toxicidade de vários poluentes em testes de laboratório. Já autores como JAGOE & HAINES (1997), TEH *et al.* (1997), STENTIFORD *et al.* (2003) e FLORES-LOPES *et al.* (submetido) utilizaram as brânquias de peixes como método de avaliação da presença de poluentes nos ambientes naturais. Estudos de campo são componentes importantes para a avaliação e compreensão dos efeitos biológicos e/ou ecológicos de agentes químicos sob condições naturais. As principais vantagens de tais estudos referem-se à incorporação de exposições realistas, que vão determinar diretamente os efeitos observados, e à utilização de ambientes naturais, que evitam a necessidade de extrapolação dos resultados para o ecossistema (GRANEY *et al.*, 1995).

O objetivo do presente trabalho foi descrever as alterações histopatológicas observadas nas brânquias de exemplares das espécies *Astyanax fasciatus* (CUVIER, 1819) e *Cyanocharax alburnus* (Hensel, 1870), verificar se houve relação entre o grau de severidade das anomalias com a degradação ambiental e testar se este tipo de alteração pode ser utilizado como instrumento de avaliação da qualidade da água em programas de monitoramento.

MATERIAL E MÉTODOS

As amostragens de peixes foram realizadas sazonalmente por um período de dois anos, de dezembro de 2002 a outubro de 2004. O primeiro ano corresponde ao período de dezembro de 2002 a outubro de 2003 no lago Guaíba e março de 2003 a dezembro de 2003 nos rios tributários e o segundo ano de amostragem corresponde de janeiro de 2004 a outubro de 2004 no lago Guaíba e de março de 2004 a dezembro de 2004 nos rios tributários.

As amostragens foram realizadas com redes de arrasto do tipo picaré (15 m x 1,5 m x 0,5 cm) (MALABARBA & REIS, 1987), em onze pontos da bacia hidrográfica do lago Guaíba,

sendo seis pontos no lago Guaíba (1 – Gasômetro, município de Porto Alegre; 2 – Saco da Alemoa, município de Eldorado do Sul; 3 – Foz do arroio Celupa, município de Guaíba; 4 – Praia da Alegria, município de Guaíba; 5 – Barra do Ribeiro, município de Barra do Ribeiro e 6 – Praia de Ipanema, município de Porto Alegre) e cinco pontos em três rios tributários. Destes cinco pontos, dois são no rio Caí (7 – junto a ponte com a rodovia BR 386 e 8 – localidade de Morretes, próximo a foz com o rio Jacuí, ambos no município de Nova Santa Rita), um no rio dos Sinos (9 – junto à ponte com a rodovia BR 386), dois no rio Gravataí (10 – próximo a rodovia RS 118 e 11 – localidade de Passo das Canoas, ambos no município de Gravataí).

Em cada ponto de coleta foram realizadas amostragens padronizadas com 4 arrastos de margem. Os exemplares foram fixados ainda em campo em formol 10%. No laboratório, o material coletado foi triado, identificado até o nível de espécie e preservado em álcool 70%. Espécimes testemunhos foram depositados na coleção científica do Departamento de Zoologia da Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS).

Tomando-se como base uma amostragem, foram selecionados aleatoriamente dez exemplares das espécies *Astyanax fasciatus* e *Cyanocharax alburnus*, quando possível, de cada ponto de amostragem. As brânquias de dez exemplares de cada espécie da localidade da Praia das Pombas (Itapuã) foram utilizadas como material comparativo. Quatro exemplares de *Cyanocharax alburnus* do ponto Gravataí RS118 foram selecionados para análise histológica em função de ter sido verificada a presença de uma massa de tecido envolvendo as brânquias quando da realização da análise morfológica externa. De cada indivíduo foram tomadas as medidas de comprimento padrão (CP), peso total (PT) e identificado o sexo. Em seguida foram retirados os arcos branquiais mais externos, sempre do lado direito do corpo do peixe. As brânquias foram descalcificadas com EDTA (Ácido Etilenodiaminotetracetato de Tetrasódio) por um período de três dias a uma semana. Para análise histológica do material foi

utilizada a técnica de rotina de desidratação em álcool etílico para impregnação e inclusão em parafina. Os cortes foram realizados em um micrótomo com espessura de cinco a sete micrômetros. De acordo com MICHALANY (1980), foi adotado o método de Hematoxilina e Eosina (HE) para visualização geral dos tecidos e órgãos afetados.

Para melhor compreensão dos resultados, as anomalias histopatológicas foram classificadas em escores que vão de 0 a 3, onde 0= nenhuma anomalia, 1= leve anomalia, 2= moderada anomalia e 3= severa anomalia (HOSE *et al.*, 1996). As definições de anomalias leve, moderada e severa foram modificadas de POLEKSIC & MITROVIC-TUTUNDZIC (1994) e são caracterizadas da seguinte maneira: Leve anomalia (1) – mudanças que não danificam os tecidos da brânquia de tal maneira que uma melhoria nas condições ambientais permita a reestruturação e retomada da função de uma brânquia normal. Estão restritas a pequenas partes da brânquia ou alguns filamentos. Ex: leve alteração do epitélio filamento primário. Moderada anomalia (2) – mudanças que são mais severas e que conduzem a efeitos nos tecidos associados ao funcionamento do órgão; são lesões reparáveis, mas se largas áreas da brânquia forem afetadas ou mantidas em situações de poluição crônica, podem direcionar para alterações severas; ocorrem em praticamente toda a superfície da brânquia. Ex: elevação do epitélio da lamela secundária. Severa anomalia (3) – a recuperação da estrutura da brânquia não é possível, mesmo com uma melhoria da qualidade da água ou término da exposição a um estímulo tóxico. Ex: aneurismas. Com base nesta escala, foram calculados os valores médios de avaliação de intensidades de anomalias para cada ponto de amostragem. O teste não paramétrico de Mann-Whitney para amostras independentes com $p < 0,005$ foi utilizado para comparar os valores médios de avaliação de intensidade de anomalias das duas espécies. Alguns casos foram selecionados e fotografados através de um fotomicroscópio.

Para análise físico-química da água foram utilizados os parâmetros temperatura, pH, DBO₅, O₂ e os valores de coliformes fecais. A qualidade físico-química da água foi verificada

através do enquadramento da média dos valores obtidos para cada parâmetro dentro das classes estabelecidas pela resolução número 357 do CONAMA. Uma análise de componentes principais para análise de correspondência foi realizada a fim de tentar identificar quais parâmetros físico-químicos estariam influenciando na qualidade do corpo hídrico. Esta análise foi realizada através do software Multivariate Statistical Package v. 3.1. Os dados físico-químicos dos pontos do lago Guaíba foram fornecidos pelo DMAE – Departamento Municipal de Água e Esgoto. Os dados do rio dos Sinos foram fornecidos pela FEPAM – Fundação Estadual de Proteção Ambiental. Os dados dos rios Caí e Gravataí foram fornecidos pela CORSAN – Companhia Riograndense de Saneamento.

RESULTADOS

Foram analisados 62 machos, 42 fêmeas e três indivíduos, onde não foi possível identificar o sexo, de *Astyanax fasciatus*; 67 fêmeas e 53 machos de *Cyanocharax alburnus*.

A estrutura do arco branquial e dos filamentos branquiais de *Astyanax fasciatus* e *Cyanocharax alburnus* apresenta o mesmo padrão dos demais teleósteos. O filamento primário é formado por um fino epitélio estratificado por entre as lamelas secundárias. Neste epitélio são verificadas a ocorrência de células epiteliais, melanócitos, linfócitos, macrófagos, leucócitos granulócitos eosinófilos e células endoteliais. Aparecem ainda as células de cloreto e as células mucosas. A lamela secundária é revestida por um epitélio pavimentoso que geralmente apresenta uma ou duas camadas de células de espessura. Abaixo do epitélio encontram-se os seios sanguíneos lamelares que são delimitados pelas células pillar, que apresentam função contrátil. Na região mais externa da lamela secundária ocorre um vaso sanguíneo que internamente é revestido por endotélio.

As anomalias histopatológicas observadas em *Astyanax fasciatus* foram alteração da estrutura do epitélio, vacuolização e hiperplasia das células do epitélio do filamento primário.

Na lamela secundária, foram observados hipertrofia das células secretoras, elevação do epitélio, alteração da estrutura, núcleo picnótico das células pillar, secreção de muco por entre os filamentos, infiltração de células do sistema imunológico, fusão e ocorrência de aneurismas de vários tamanhos em algumas lamelas secundárias (Figura 2).

Em *A. fasciatus* foi observado um exemplar com hipertrofia e hiperplasia das células secretoras de muco no epitélio junto aos rastros branquiais e um exemplar com hiperplasia das células do tecido epitelial por entre as lamelas secundárias. Neste tecido também foi observado que as células mantêm um padrão normal na sua forma, sendo observado uma grande quantidade de vasos com células sangüíneas e células sanguíneas do sistema imunológico, o que caracteriza uma lesão irritativa.

As freqüências mais elevadas de anomalias mais severas (2 e 3) em *A. fasciatus* foram observadas na Praia das Pombas e no lago Guaíba, com exceção dos pontos Praia da Alegria e B. Ribeiro, do que nos rios tributários, que apresentaram freqüências mais elevadas de anomalias menos severas (1) ou não apresentaram anomalias nas brânquias (0). Os pontos Sinos, Gravataí RS118 e Gravataí PC demonstraram baixas freqüências de anomalias de grau 2 (Figura 3).

A. fasciatus apresentou valores médios de avaliação de intensidade de anomalias mais elevados na Praia das Pombas e nos pontos Gasômetro, S. Alemoa, F. Celupa e P. Ipanema. No ponto F. Celupa foram verificados os maiores valores médios de avaliação para as duas espécies. O teste não paramétrico de Mann-Whitney comparando os valores médios de avaliação de anomalias das duas espécies não demonstrou resultado estatisticamente significativo. Em *A. fasciatus* foram observados parasitos junto aos filamentos branquiais, sendo representados pelos seguintes grupos: protozoários, monogenéticos, trematódeos e metazoários ectoparasitos não platihelintos (epibiontes, crustáceos e etc.). A tabela I mostra

o número de exemplares de *A. fasciatus* infectados por grupo de parasito e em quantos exemplares aparecem mais de um grupo.

As anomalias histopatológicas observadas na espécie *Cyanocharax alburnus* foram alteração da estrutura do epitélio, vacuolização das células e hiperplasia das células do epitélio do filamento primário. Nas lamelas secundárias, foram observados hipertrofia das células secretoras, elevação do epitélio, alteração da estrutura, núcleo picnótico das células pillar, secreção de muco por entre os filamentos, infiltração de células do sistema imunológico e fusão e ocorrência de aneurismas de vários tamanhos em algumas lamelas secundárias (Figura 4). As frequências mais elevadas de anomalias mais severas (2 e 3) foram observadas na Praia das Pombas e no lago Guaíba do que nos rios tributários. No ponto F. Celupa foram observadas somente anomalias de graus 2 e 3. Nos rios tributários, foram verificadas somente leves anomalias (1) nos pontos 7 e 10 (Figura 5).

C. alburnus apresentou valores médios de avaliação de intensidade de anomalias mais elevados no lago Guaíba, mais especificamente nos pontos S. Alemoa e F. Celupa. Os parasitos observados junto aos filamentos branquiais foram representados por protozoários, monogenéticos, trematódeos e metazoários ectoparasitos não platihelintos (epibiontes, crustáceos e etc.). A tabela II mostra o número de exemplares de *C. alburnus* infectados por cada grupo de parasito e em quantos exemplares aparecem mais de um grupo. Nesta espécie, foi verificado um menor grau de infecção do que a espécie *A. fasciatus*, não sendo observados indivíduos de mais de um grupo de parasitos em um exemplar de peixe (Tabela II).

Nos quatro exemplares de *C. alburnus* que foram examinados separadamente, a massa de tecido observada demonstrou que as células mantiveram um padrão uniforme e estrutural (forma do núcleo e tamanho). Foi verificado um aumento no número de vasos sangüíneos, sendo a maioria destes hipertrofiados, e hiperplasia das células de tecido epitelial e conjuntivo, caracterizando um tumor benigno, chamado de tumor mesenquimatoso. As

estruturas brânquiais foram quase que totalmente alteradas, sendo possível visualizar apenas poucos filamentos com as estruturas preservadas.

A análise de componentes principais produziu dois eixos significativos que apresentaram um percentual cumulativo de 67,21% das variações nos parâmetros ambientais analisados entre os pontos de amostragem. O estudo revelou que o ponto B. Ribeiro foi o que apresentou a melhor qualidade de água em toda a bacia hidrográfica, em função do fato de neste ponto ter sido observado a média mais elevada O_2 e as médias mais baixas de Coliformes fecais e DBO_5 (Tabela III). Este ponto foi enquadrado como classe I pela resolução do CONAMA para todos os parâmetros analisados. Os pontos S. Alemoa, F. Celupa, P. Alegria e P. Ipanema demonstraram uma qualidade de águas inferior a do ponto B. Ribeiro, variando de boa a razoável durante o período de amostragem. Ambos pontos são enquadrados como classe I para pH, O_2 e DBO_5 . Com relação a presença de coliformes fecais, o ponto S. Alemoa é enquadrado como classe IV, o F. Celupa como classe II e o P. Alegria como classe III (Tabela IV).

Nos pontos F. Celupa e B. Ribeiro foram verificadas as maiores variações de temperatura. O ponto P. Ipanema demonstrou apresentar uma razoável qualidade de suas águas, que variaram de boas a razoáveis durante o período de amostragem. Os pontos Gasômetro, Caí, Caí-Jacuí e Sinos foram os que apresentaram as águas com pior qualidade. Isto se deu ao fato de apresentarem as médias mais baixas de O_2 e as médias mais elevadas de coliformes fecais e DBO_5 , sendo enquadrado como classe IV para coliformes fecais e como classe I para os demais parâmetros. Nestes pontos também foi verificada pouca variação de temperatura e uma maior variação no pH. O ponto Gasômetro pode ser considerado como o de pior qualidade em função de apresentar uma média elevada de coliformes fecais e médias baixas de O_2 e DBO_5 . Os pontos Gravataí RS118 e Gravataí PC demonstraram apresentar

uma qualidade razoável, sendo considerados de Classe I para O₂, pH e DBO₅ e classe II para coliformes fecais. Nestes pontos foi verificada pouca variação de temperatura (Tabela IV).

DISCUSSÃO

Nas brânquias, poucos micrômetros separam o sangue da água (WOOD & SOIVIO, 1991), o que facilita a troca de gases, mas permite que o tecido branquial seja exposto às variações do meio. Em função disto, a presença de substâncias tóxicas no ambiente tem provocado a alteração nas funções vitais realizadas pelas brânquias e anomalias na estrutura morfológica destes órgãos (POLEKSIC & MITROVIC-TUTUNDZIC, 1994). Desta forma, a análise histopatológica vem sendo usada como uma ferramenta extremamente importante na avaliação da qualidade dos ecossistemas aquáticos.

Os resultados obtidos para as espécies *Astyanax fasciatus* e *Cyanocharax alburnus* demonstraram a ocorrência de anomalias como alteração da estrutura do epitélio, vacuolização e hiperplasia das células do epitélio do filamento primário. Nas lamelas secundárias foram observados hipertrofia das células secretoras, elevação do epitélio, alteração da estrutura, núcleo picnótico das células pillar, secreção de muco por entre os filamentos, infiltração de células do sistema imunológico e fusão e ocorrência de aneurismas de vários tamanhos em algumas lamelas secundárias. WINKALER *et al.* (2001) também observaram alterações histopatológicas severas como aneurisma lamelar e elevação epitelial em exemplares de *Astyanax fasciatus* e *Astyanax altiparanae*. Resultados semelhantes foram observados por autores como CARDOSO *et al.* (1996), THIYAGARAJAH *et al.* (1996), TEH *et al.* (1997), CERQUEIRA & FERNANDES (2002), OLIVEIRA-RIBEIRO *et al.* (2002), MAZON *et al.* (2002), THOPHON *et al.* (2003) e STENTIFORD *et al.* (2003).

Os resultados verificados para ambas as espécies mostram que as maiores frequências de anomalias observadas nas brânquias foram verificadas no lago Guaíba, comparativamente

aos seus afluentes, com exceção dos pontos P. Alegria e B. Ribeiro para a espécie *Astyanax fasciatus*, demonstrando estarem associadas a ambientes com maior degradação da qualidade ambiental, principalmente contaminação química. Isto se dá em função do fato de que nos pontos que apresentaram as maiores frequências de anomalias foram verificadas as médias mais baixas de coliformes fecais, sendo estes enquadrados em classes que variaram de razoável a ruim (II a IV), o que demonstra que outros agentes estressores que não foram analisados devem estar agindo sobre as brânquias destas espécies.

De acordo com KLONTZ (1972), peixes estão intimamente associados com seu ambiente aquoso e que mudanças físicas e químicas neste ecossistema são rapidamente refletidas como medidas fisiológicas quantificáveis nos peixes. Em geral, reações das brânquias dos peixes para um irritante incluem inflamação, hiperplasia, fusão lamelar, excessiva produção de muco, achatamento dos filamentos secundários e formação de aneurismas. Inflamação, hiperplasia, secreção de muco e aneurismas também foram observadas em *A. fasciatus* e *C. alburnus*, demonstrando que as brânquias destes indivíduos devem estar sofrendo a ação de vários agentes estressores. Para WINKALER *et al.* (2001), estes tipos de lesões histopatológicas indicam que os peixes estão respondendo aos efeitos de agentes tóxicos presentes na água e no sedimento.

SPEARE *et al.* (1991) apud THIYAGARAJAH *et al.* (1996) observaram que anomalias como hiperplasia das células mucosas, hiperplasia das células de cloreto e proliferação das células epiteliais ocorreram em consequência de condições infecciosas ou pela presença de poluentes. STENTIFORD *et al.* (2003) verificaram uma frequência elevada de aneurismas em exemplares capturados em locais contaminados. Esses autores observaram ainda que estas lesões, que são distúrbios do fluxo sanguíneo nas brânquias de peixes, podem estar associadas a presença de irritantes na água e, como tal, a presença destas anomalias podem ser utilizadas

como úteis biomarcadores de certas substâncias. ELLER (1975), salientou ainda que, aneurismas podem ser uma reação específica do tecido a ação de substâncias tóxicas.

Vários são os agentes estressores que podem ser os responsáveis por provocar reações irritativas nos peixes. Geralmente, estes tipos de alterações estão associados à presença de alguma substância tóxica no ambiente. Na espécie *Astyanax fasciatus* foi observado um exemplar com hipertrofia e hiperplasia das células secretoras de muco no epitélio junto aos rastros branquiais e um exemplar com hiperplasia das células do tecido epitelial por entre as lamelas secundárias, sendo observado uma grande quantidade de vasos com células sangüíneas e células do sistema imunológico, o que caracteriza uma lesão provocada por algum tipo de agente estressor (THIYAGARAJAH *et al.*, 1996; TEH *et al.*, 1997; STENTIFORD *et al.*, 2003). A análise histopatológica dos quatro exemplares de *Cyanocharax alburnus* que foram analisados separadamente demonstrou que a massa de tecido que envolvia as brânquias se constituiu numa hiperplasia das células de tecido epitelial e de tecido conjuntivo, o que caracteriza um tumor benigno. Este tipo de anomalia está, geralmente, associado à presença de substâncias tóxicas no ambiente aquático.

Autores como SKINNER (1982) observaram que as brânquias de hospedeiros de habitats com qualidade de água inferior estavam pesadamente infectadas com parasitos monogenéticos e sofreram excessiva secreção de muco, hiperplasia epitelial, fusão dos filamentos primários e lamelas secundárias e aneurismas. TEH *et al.* (1997), observaram uma baixa frequência de monogenéticos em locais contaminados. Já OVERSTREET & HOWSE (1977) sugeriram que condições desfavoráveis do ambiente podem favorecer infestação em função de estressar o hospedeiro, provocando doenças e perda de resistência.

O fato dos pontos de amostragem, com exceção do ponto B. Ribeiro, apresentarem uma condição de água que variava de regular a ruim para a presença de coliformes fecais, pode ser um dos fatores que influenciam na suscetibilidade dos peixes a infecção por

parasitos. Neste estudo foi observado que a espécie *Astyanax fasciatus* apresentou um maior grau de infecção do que a espécie *Cyanocharax alburnus* para todos os tipos de parasitos observados. FLORES-LOPES *et al.* (2006d, neste volume), estudando a frequência da “doença dos pontos pretos” na comunidade de peixes da bacia hidrográfica do lago Guaíba, verificaram que a espécie *Astyanax fasciatus* foi a que apresentou a frequência mais elevada de indivíduos infestados. Eles verificaram que, com exceção dos pontos F. Celupa e B. Ribeiro, as elevadas frequências de infecção ocorreram nos pontos em que a concentração de coliformes fecais variou de razoável a ruim.

Entretanto, o ponto Gasômetro foi considerado como de baixa qualidade por MALABARBA *et al.* (2004), FLORES-LOPES & MALABARBA (2006c, neste volume) e FLORES-LOPES *et al.* (2006d, neste volume) por apresentar uma elevada frequência de anomalias morfológica, maior frequência de anomalias moderadas e severas nas brânquias de *Astyanax fasciatus* e *Cyanocharax alburnus* e uma baixa média de oxigênio dissolvido e média mais elevada de coliformes fecais, sendo enquadrado como classe II para oxigênio dissolvido e classe IV para coliformes fecais.

As águas do Guaíba, de acordo com BENDATI *et al.* (2003), MORANDI E BRINGHENTI (1997), e MALABARBA *et al.* (2004) recebem uma elevada carga de poluentes que são lançadas nos rios formadores do lago Guaíba e recebe ainda altas cargas de despejos domésticos e industriais que são lançados nas partes mais baixas do rio dos Sinos (FEPAM, 1999) e na região do Gasômetro. Este conjunto de substâncias tóxicas e matéria orgânica que estão sendo lançados no lago Guaíba comprometem de alguma forma a qualidade da água. O conseqüente aumento da degradação da qualidade ambiental da bacia hidrográfica faz com que os organismos ali presentes sejam afetados. Os resultados obtidos neste trabalho demonstram que as brânquias de exemplares das espécies *Astyanax fasciatus* e *Cyanocharax alburnus* estão sofrendo a ação de agentes estressores de diferentes origens.

Em função disto, os resultados obtidos no presente trabalho reforçam a importância do uso de diferentes metodologias de avaliação das alterações e degradações ambientais de origem antrópica que comprometem a qualidade dos ecossistemas, servindo como ferramentas para uma avaliação mais precisa da qualidade ambiental da região a ser estudada em programas de monitoramento ambiental.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ADAMS, S.M., SHUGART, L.R., SOUTHWORTH, G.R. & HINTON, D.E. 1990. Application of bioindicators in assessing the health of fish populations experiencing contaminant stress. IN: MCCARTHY, J.F. & SHUGART, L.R. eds. **Biomarkers of Environmental Contamination**. Lewis Publishers, Boca Raton. cap.19, pp. 333 - 353.
- BENDATI, M.M.; SCHWARZBACH, M.S.R.; MAIZONAVE, C.R.M.; ALMEIDA, L.B. & BRINGHENTI, M.L. 2003. **Avaliação da qualidade da água do lago Guaíba. Subsídios para a gestão da bacia hidrográfica**. DMAE, Ecos Pesquisa, ano 4, nº 7, 34 p.
- CARDOSO, E.L.; CHIARINI-GARCIA, H.; FERREIRA, R.M.A. & POLI, C.R. 1996. Morphological changes in the gills of *Lophiosilurus alexandri* exposed to un-ionized ammonia. **Journal of Fish Biology**. **49**: 778 – 787
- CERQUEIRA, C.C.C. & FERNANDES, M.N. 2002. Gill tissue recovery after copper exposure and blood parameter responses in the tropical fish *Prochilodus scrofa*. **Ecotoxicology and Environmental Safety**. **52**: 83 – 91
- CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. Resolução nº 357, de 17 de março de 2005. **Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes**. DOU, Brasília – DF, de 17 de março de 2005.

- ELLER, L.L. 1972. Gill lesions inf freshwater teleosts. In: W.E. RIBELIN AND G. MIGAKI (editors). **The Pathology of fishes**. p. 305 – 330. Univ. Wisc. Press, Madison.
- FEPAM – FUNDAÇÃO ESTADUAL DE PROTEÇÃO AMBIENTAL. **Qualidade das águas do rio dos Sinos**. Departamento de Qualidade Ambiental. Divisão de planejamento e diagnóstico. Monitoramento da qualidade da água, 49 p., 1999
- FLORES-LOPES, F.; COGNATO, D.P. & MALABARBA, L.R. 2006 Alterações Histopatológicas observadas nas brânquias do Lambari *Astyanax jacuhiensis* (LINNAEUS, 1758) (TELEOSTEI: CHARACIDAE) sob influência de efluentes Petroquímicos. (submetido)
- FLORES-LOPES, F. & MALABARBA, L.R. 2006c. **Utilização da frequência de anomalias morfológicas em peixes e análise multivariada de parâmetros físico-químicos no monitoramento ambiental**. Tese de Doutorado, Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal, UFRGS, Porto Alegre, 38 p. (neste volume).
- FLORES-LOPES, F.; THOMAZ, A.T. & MALABARBA, L.R. 2006d. **Avaliação ambiental através da análise da frequência da doença dos pontos pretos em comunidades de peixes**. Tese de Doutorado, Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal, UFRGS, Porto Alegre, 25 p (neste volume).
- GRANEY, R.L.; GIESY, J.P. & CLARK, J.R. 1995. Field studies. In: RAND, G. M. (Ed.), **Fundamental of aquatic toxicology: effects, environmental fate and risk assessment**. 2 ed. Washington: Taylor and Francis, cap. 9, p. 257-306.
- HINTON, D.E.; BAUMANN, P.C.; GARDNER, G.R.; HAWKINS, W.E.; HENDRICKS, J.D.; MURCHELANO, R.A. & OKIHIRO, M.S. 1992. Histopathological biomarkers. In: R.J. HUGGETT; R.A. KIMERLE; P.M. MEHRLE & H.L. BERGMAN (Editors), **Biomarkers: Biochemical, Physiological and Histological markers of anthropogenic stress**. Lewis Publishers, Boca Raton, FL, pp. 155 – 209

- HOSE, J.E.; MCGURK, M.D.; MARTY, G.D.; HINTON, D.E.; BROWN, E.D. & BAKER, T.T. 1996. Sublethal effects of the Exxon Valdez oil spill on herring embryos and larvae: morphological, cytogenetic, and histopathological assessments, 1989 – 1991. **Canadian Journal Fish Aquatic Science. 53:** 2355 – 2365
- JAGOE, C.H. & HAINES, T.A. 1983. Alterations in Gill Epithelial Morphology of Yearling Sunapee Trout Exposed to Acute Acid Stress. **Tramsactions American Fisheries Society. 112:** 689 – 695
- JOHNSON, L.L.; STEHR, C.M.; OLSON, O.P.; MYERS, M.S.; PIERCE, S.M.; WIGREN, C.A.; MCCAIN, B.B. & VARANASI, U. 1993. Chemical contaminants and hepatic lesions in winter flounder (*Pleuronectes americanus*) from the Northeast Coast of the United States. **Environmental Science and Technology. 27:** 2759 – 2771
- KARLSSON, L. 1983. Gill morphology in the Zebrafish, *Brachydanio rerio* (Hamilton-Buchanan). **Journal of Fish Biology. 23:** 511 – 524
- KARLSSON-NORRGREN, L.; RUNN, P.; HAUX, C. & FÖRLIN, L. 1985. Cadmium-induced changes in gill morphology of Zebrafish, *Brachydanio rerio* (Hamilton-Buchanan), and rainbow trout, *Salmo gairdneri* Richardson. **Journal of Fish Biology. 27:** 81 – 95
- KLONTZ, G.W. 1972. Hematological techiques and the immune response in rainbow trout. **Symp. Zool. Soc. Lond. 30:** 89 – 99
- MALABARBA, L.R.; PEREIRA, E.H.L.; SILVA, J.F.P.; BRUSCHI JR., W. & FLORES-LOPES, F. 2004. Avaliação da qualidade da água através da frequência de anomalias morfológicas em peixes: estudo de caso do lago Guaíba, Rio Grande do Sul, Brasil. **Comunicações do Museu de Ciências e Tecnologia da PUCRS, Série Zoologia. 17(2):** 97 – 128

- MALABARBA, L.R. & REIS, R.E. 1987. **Manual de Técnicas para a preparação de Coleções Zoológicas. Nº 36 – Peixes.** Campinas, Sociedade Brasileira de Zoologia, 14 p.
- MALLAT, J. 1985. Fish Gill structural changes induced by Toxicants and other Irritants: a Statistical Review. **Canadian Journal Fish Aquatic Science. 42:** 630 – 648
- MATTHIESSEN, P.; THAIN, J.E.; LAW, R.J. & FILEMAN, T.W. 1993. Attempts to assess the environmental hazard posed by complex mixtures of organic chemicals in UK estuaries. **Marine Pollution Bulletin. 26:** 90 – 95
- MAZON, A.F.; CERQUEIRA, C.C.C.; MONTEIRO, E.A.S. & FERNANDES, M.N. 1999. Acute copper exposure in freshwater fish: Morphological and physiological effect. In: VAL, A.L. & ALMEIDA-VAL, V.M.F. **Biology of Tropical Fishes.** INPA, Manaus, p. 263 – 275
- MAZON, A.F.; MONTEIRO, E.A.S.; PINHEIRO, G.H.D. & FERNANDES, M.N. 2002. Hematological and physiological changes induced by short-term exposure to copper in the freshwater fish, *Prochilodus scrofa*. **Brazilian Journal of Biology. 62(4A):** 621 – 631
- MICHALANY, J. 1980. **Técnica histológica em Anatomia Patológica, com instruções para o cirurgião, enfermeira e citotécnico.** São Paulo, EPU, 277 p.
- MORANDI, I.C. & BRINGHENTI, M.L. 1997. **Qualidade das águas do rio Gravataí.** Prefeitura Municipal de Porto Alegre. DMAE. 57 p.
- OLIVERIA-RIBEIRO, C.A. DE; BELGER, L.; PELLETIER, É. & ROULEAU, C. 2002. Histopathological evidence of inorganic mercury and methyl mercury toxicity in the arctic charr (*Salvelinus alpinus*). **Environmental Research. 90:** 217 – 225
- OVERSTREET, R.M. & HOWSE, H.D. 1977. Some parasites and diseases of estuarine fishes in polluted habitats of Mississippi. **Ann. N.Y. Acad. Sci. 298:** 427 – 462

- POLEKSIC, V. & MITROVIC-TUTUNDZIC, V. 1994. Fish gills as a monitor of sublethal and chronic effects of pollution. In: R. MÜLLER & R. LLOYD (Eds.) **Sublethal and Chronic effects of Pollutants on Freshwater Fish**. Cambridge, Cambridge Univ. Press., UK., p. 339 – 352.
- SCHWAIGER, J.; WANKE, R.; ADAM, S.; PAWERT, M.; HONNEN, W. & TRIEBSKORN, R. 1997. The use of histopathological indicators to evaluate contaminant-related stress in fish. **Journal of Aquatic Ecosystem Stress and Recovery**. **6**: 75 – 86
- SEGNER, H. & BRAUNBECK, T. 1988. Hepatocellular adaptation to extreme nutritional conditions in ide, *Leuciscus idus melanotus* L. (Cyprinidae). A morphofunctional analysis. **Fish Physiol. Biochem.** **5**: 79 – 97
- SKINNER, R.H. 1982. The interrelation of water quality, gill parasites, and gill pathology of some fishes from south Biscayne bay, Florida. **Fishery Bulletin**. **80(2)**: 269 – 280
- STEBBING, A.R.D. 1985. A possible synthesis. In: B.L. BAYNE (Editors), **The effects of stress and pollution on marine animals**. Praeger. New York.
- STENTIFORD, G.D.; LONGSHAW, M.; LYONS, B.P.; JONES, G.; GREEN, M. & FEIST, S.W. 2003. Histopathological biomarkers in estuarine fish species for the assessment of biological effects of contaminants. **Marine Environmental Research**. **55**: 137 – 159
- TEH, S.J.; ADAMS, S.M. & HINTON, D.E. 1997. Histopathologic biomarkers in feral freshwater fish populations exposed to different types of contaminant stress. **Aquatic Toxicology**. **37**: 51 – 70
- THIYAGARAJAH, A.; HARTLEY, W.R.; MAJOR, S.E. & BROXON, M.W. 1996. Gill histopathology of two species of Buffalo fish from a contaminated swamp. **Marine Environmental Research**. **42(1-4)**: 261 – 266

- THOPHON, S.; KRUATRACHUE, M.; UPATHAM, E.S.; POKETHITIYOOK, P.; SAHAPHONG, S. & JARITKHUAN, S. 2003. Histological alterations of white seabass, *Lates calcarifer*, in acute and subchronic cadmium exposure. **Environmental Pollution. 121:** 307 – 320
- WINKALER, E.U.; SILVA, A. G.; GALINDO, H. C. & MARTINEZ, C. B. R. 2001. Biomarcadores histológicos e fisiológicos para o monitoramento da saúde de peixes de ribeirões de Londrina, Estado do Paraná. **Acta Scientiarum. 23(2):** 507 – 514
- WOOD, C. M. & SOIVIO, A. 1991. Environmental effects on gill function: an introduction. **Physiological Zoology. 64:** 1 – 3.

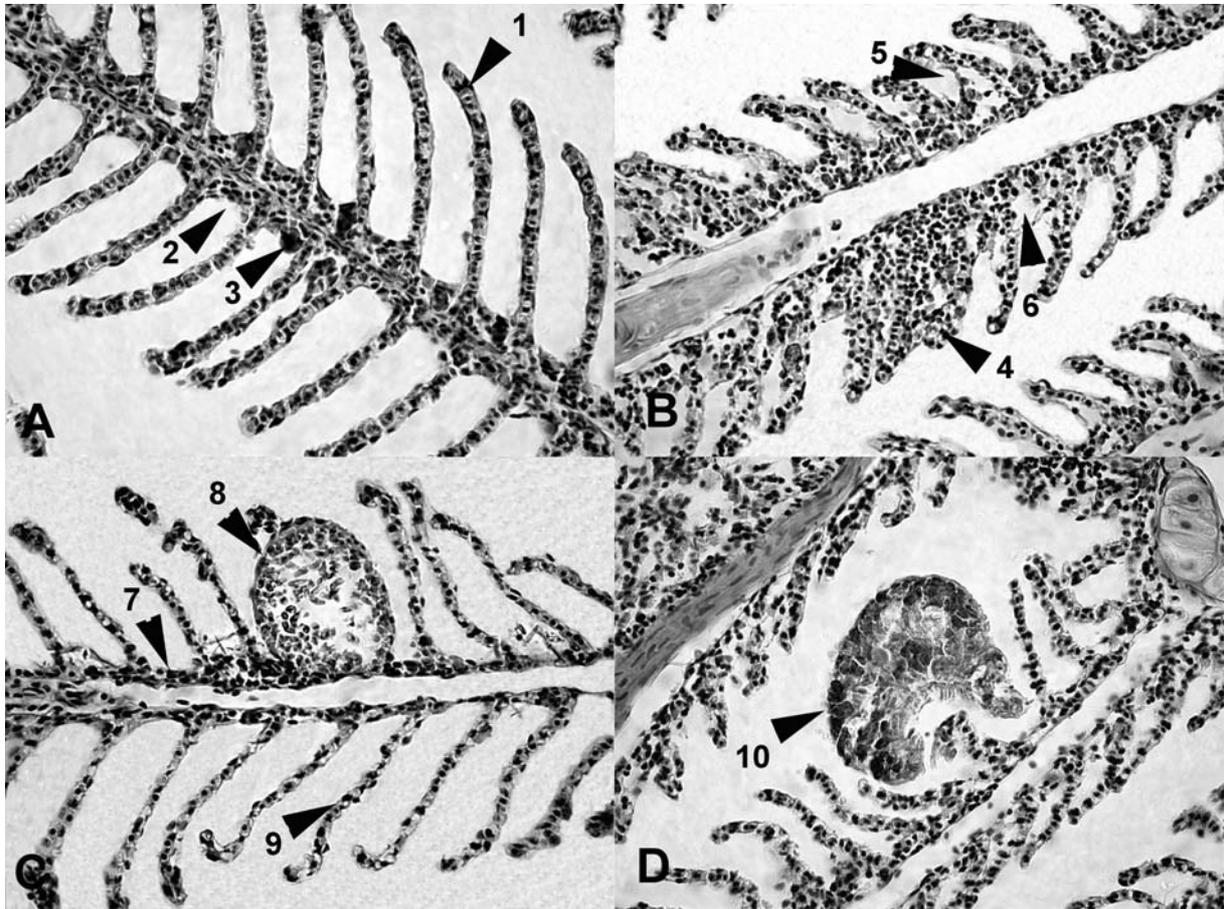


Figura 2 – Cortes histológicos de brânquias de exemplares de *Astyanax fasciatus*. A: brânquia normal (1 – filamento secundário; 2 – filamento primário; 3 – células de cloreto; 40X), B – D: brânquias com anomalias (B: 4 – fusão de filamentos secundários; 5 – descolamento do epitélio; 6 – vacuolização; 40X), (C: 7 – alteração da estrutura do filamento primário; 8 – cisto com protozoários parasitos; 9 – alteração da estrutura do filamento secundário; 40X), (D: 10 – monogenético parasito; 40X).

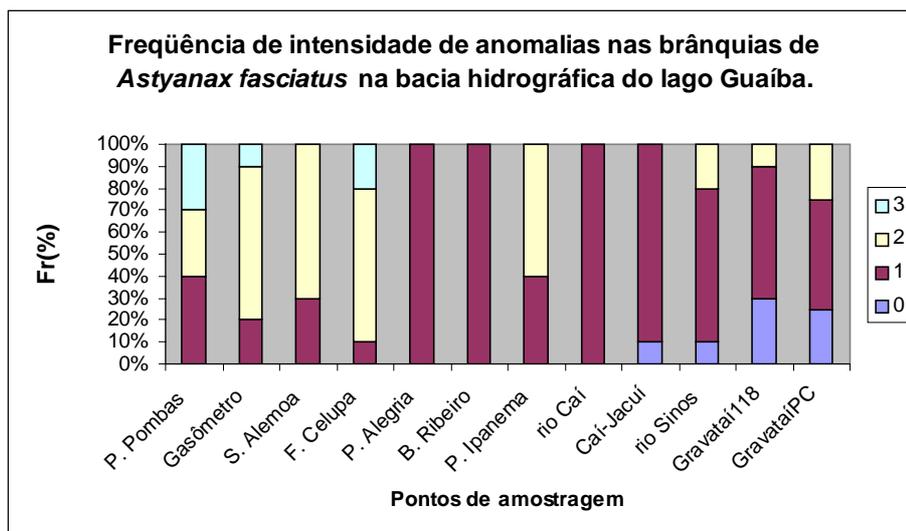


Figura 3 – Frequência de intensidade de anomalias nas brânquias de *Astyanax fasciatus*, por ponto de amostragem, na bacia hidrográfica do lago Guaíba. 0 – sem anomalias; 1 – leve anomalia; 2 – moderada anomalia e 3 – severa anomalia.

Tabela I – Total de exemplares de *Astyanax fasciatus* infectados por cada grupo de parasitos em cada local de amostragem. n.= número de indivíduos; n. infec.= número de infectados; P. Monog.= Parasitos monogenéticos; Trem. D.= Trematódeos digenéticos; C. protoz.= Cistos de protozoários; M. ectop. não Plat.= Metazoários ectoparasitas não Plathelminhos.

Locais coleta	n	n. infec.	P.		C. protoz.	M. ectop. não Plat.	dois ou + grupos
			Monog.	Trem. D.			
P. Pombas	10	4	2	0	2	0	0
Gasômetro	10	7	5	2	0	2	1
S. Alemoa	10	7	4	0	4	0	1
F. Celupa	10	9	5	5	2	0	3
P. Alegria	10	8	2	1	6	0	1
B. Ribeiro	9	6	5	0	1	0	0
P. Ipanema	10	7	6	1	4	0	4
Caí	4	1	0	1	0	0	0
Caí-Jacuí	10	6	1	1	0	5	1
Sinos	10	9	8	1	2	0	3
Gravataí118	10	7	6	0	1	0	0
GravataíPC	4	3	2	0	2	0	1

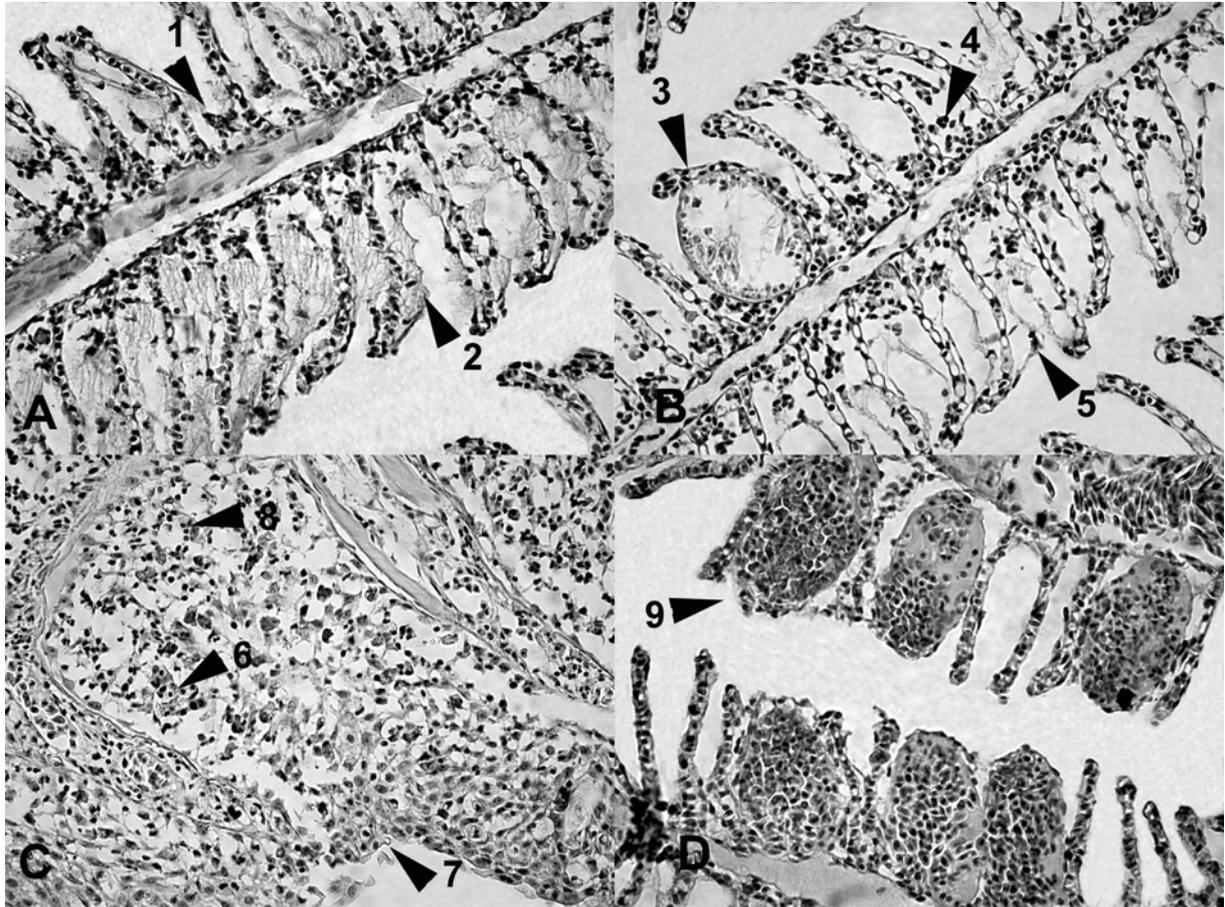


Figura 4 – Cortes histológicos de brânquias de exemplares de *Cyanocharax alburnus*. A (1 – alteração estrutura do filamento primário; 2 – secreção de muco; 40X), B (3 – cisto com protozoários parasitos; 4 – concentração de células epiteliais; 5 – elevação do epitélio do filamento secundário; 40X), C (6 – vaso sangüíneo; 7 – hiperplasia das células epiteliais; 8 – células do sistema imunológico; 40X), D (9 – aneurisma do filamento secundário; 40X).

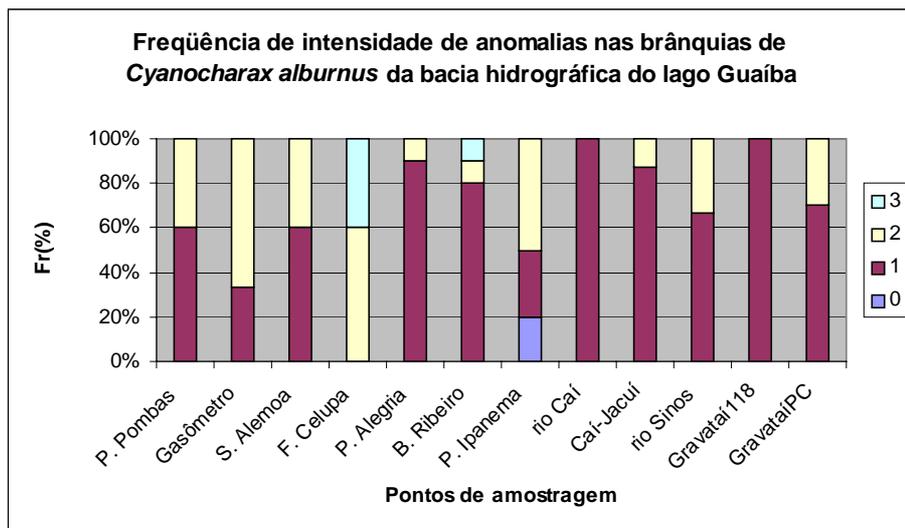


Figura 5 – Frequência de intensidade de anomalias nas brânquias de *Cyanocharax alburnus*, por ponto de amostragem, na bacia hidrográfica do lago Guaíba. 0 – sem anomalia; 1 – leve anomalia; 2 – moderada anomalia e 3 – severa anomalia.

Tabela II – Total de exemplares de *Cyanocharax alburnus* infectados por cada grupo de parasitos em cada local de amostragem. n.= número de indivíduos, P. Monog.= Parasitos monogenéticos; Trem. D.= Trematódeos digenéticos; C. protoz.= Cistos de protozoários; M. ectop. não Plat.= Metazoários ectoparasitas não Plathelminetos.

Locais de Coleta	n	n. infec.	P. Monog.	Trem. D.	C. protoz.	M. ectop. Não Plat.	dois ou + grupos
P. Pombas	10	3	0	1	1	1	0
Gasômetro	10	2	2	0	0	0	0
S. Alemoa	10	3	3	0	0	0	0
F. Celupa	10	4	0	3	0	1	0
P. Alegria	10	1	0	1	0	0	0
B. Ribeiro	10	1	0	1	0	0	0
P. Ipanema	10	1	0	0	0	1	0
Caí	10	0	0	0	0	0	0
Caí-Jacuí	10	0	0	0	0	0	0
Sinos	10	0	0	0	0	0	0
Gravataí118	10	0	0	0	0	0	0
GravataíPC	10	1	0	0	0	1	0

Tabela III – Valores das médias dos parâmetros físico-químicos analisados para cada ponto de amostragem durante todo o período de estudo na bacia Hidrográfica do lago Guaíba. pH= Potencial de hidrogênio; O₂= Oxigênio dissolvido (mg/L de O₂); DBO₅= Demanda Bioquímica de Oxigênio (mg/L de O₂); Col. Fec.= Coliformes fecais (unidades por 100 mililitros); Temp.= Temperatura (°C).

	pH	O₂	DBO₅	Col. Fec.	Temp.
Gasômetro	6,9	5,7	2,21	17375	20
S. Alemoa	7,17	7,71	0,56	171,6	20,25
F. Celupa	7,65	7,23	1,45	13,12	21,25
P. Alegria	7,03	7,72	0,77	1063,37	21,37
B. Ribeiro	7,46	8,22	0,8	12,51	23
P. Ipanema	7,1	6,92	1,66	9982,5	24,25
Cafí	7,03	2,77	2,03	18122,5	20
Cafí-Jacuí	6,97	2,77	2,03	18122,5	20,25
Sinos	7,16	3,18	1,87	910	20,25
GravataíRS118	6,4	5,38	1,25	993,37	20,87
GravataíPC	7,3	5,38	1,25	993,37	21,12

Tabela IV - Enquadramento da qualidade da água na bacia hidrográfica do lago Guaíba de acordo com a resolução n° 357 do CONAMA.

Local	Coliformes	O₂	DBO₅	pH
Gasômetro	IV	II	I	I
S. Alemoa	I	I	I	I
F. Celupa	I	I	I	I
P. Alegria	I	I	I	I
B. Ribeiro	I	I	I	I
P. Ipanema	IV	I	I	I
Caí	IV	IV	I	I
Caí-Jacuí	IV	IV	I	I
Sinos	I	IV	I	I
Gravataí118	I	II	I	I
GravataíPC	I	II	I	I

UTILIZAÇÃO DA FREQUÊNCIA DE ANOMALIAS MORFOLÓGICAS EM PEIXES E ANÁLISE MULTIVARIADA DE PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS NO MONITORAMENTO AMBIENTAL

FÁBIO FLORES-LOPES¹ & LUIZ R.MALABARBA^{1,2}

1 Bolsista CNPq, Laboratório de Ictiologia, Departamento de Zoologia, Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal, IB, UFRGS, Av Bento Gonçalves 9500, bloco IV, prédio 43.435, CEP: 90540-000, email: fabiologo5@hotmail.com;

2 Museu de Ciência e Tecnologia, Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul, PUC-RS, Av. Ipiranga 6681, Cx. P. 1429, CEP 90619-900.

ABSTRACT

This work tests the use of the frequency of morphological anomalies associated to physicochemical analysis to indicate environmental degradation and are more impacted species. Fish samples were standardized and accomplished seasonally with seine net in eleven localities of the lake Guaíba drainage. 53408 specimens were collected. The largest frequencies of morphologic anomalies were observed at collecting stations Gasômetro, B. Ribeiro and Gravataí RS118. Station Gasômetro was considered the poorest in terms of water quality. Anomalies **a1** (opercular bones deformation) and **a4** (fin rays and spines deformation) were the most frequent. The repetition of the results of the Qui-square for the species *Astyanax fasciatus* and *Corydoras paleatus* and for the anomaly **a4** it is an indicator that both can be used as indicators of quality of the aquatic environment.

Key-words: Morphologic anomalies, water quality, Guaíba.

RESUMO

Este trabalho analisa e testa a associação entre a frequência de anomalias morfológicas em peixes e a variação dos parâmetros físico-químicos comumente utilizados no monitoramento da qualidade da água, a fim de verificar quais os locais de maior degradação

da qualidade ambiental e quais as espécies mais afetadas. As amostragens de peixes foram padronizadas e realizadas sazonalmente com redes do tipo picaré em onze pontos da bacia hidrográfica do lago Guaíba. Foram coletados 53408 exemplares. As maiores frequências de anomalias morfológicas foram observadas nos pontos Gasômetro, B. Ribeiro e Gravataí RS118. O ponto Gasômetro foi considerado o de pior qualidade de água. As anomalias **a1** (deformação dos ossos do opérculo) e **a4** (deformação dos espinhos e raios das nadadeiras) foram as mais frequentes. A repetição dos resultados do teste do Qui-Quadrado simples para a ocorrência de anomalias morfológicas nas espécies *Astyanax fasciatus* e *Corydoras paleatus* e para a anomalia **a4** é um indicador de que ambos podem ser usados como indicadores de qualidade do ambiente.

Palavras chave: anomalias morfológicas, qualidade da água, Guaíba.

INTRODUÇÃO

Os rios estão sendo os ecossistemas mais intensivamente influenciados pelo homem, sendo utilizados para transporte, suprimento de água, geração de energia, escoamento para resíduos de produtos e como fonte de alimento. Como resultado, em países altamente industrializados e em alguns países em desenvolvimento, muitos rios estão severamente poluídos (TEJERINA-GARRO *et al.*, 2005). Segundo estes autores, os impactos mais comuns são modificações como canais e barreiras, regulação e fragmentação do fluxo, poluição química e orgânica. Todos estes impactos tem levado a uma extensiva degradação ecológica destes ambientes.

Desde a década de sessenta, um crescente número de estudos tem relatado a ocorrência de anomalias externas em peixes (deformidades, erosão das nadadeiras, feridas abertas e tumores) em uma variedade de ambientes aquáticos e esses trabalhos discutem possíveis relações entre anomalias e qualidade ambiental. Consistentemente, estes estudos tem relatado

também um baixo número ou porcentagem de anomalias em locais não poluídos ou um alto número ou porcentagem em locais poluídos por descargas de esgotos, de indústrias ou ambas (SANDERS *et al.*, 1999).

Algumas evidências disponíveis na literatura sugerem que anomalias são induzidas durante os períodos embrionário e pós-embrionário de vida, num mecanismo que ainda não é bem entendido (HOUDE, 1973). Dentre os agentes causadores mais significantes, a temperatura desfavorável parece ser o mais importante, mas fatores tais como depleção de oxigênio, intensidade de luz, deficiência na dieta e certos metabólitos também são conhecidos por provocar aberrações no desenvolvimento normal (CARIS & RICE, 1990). BENGTTSSON *et al.* (1985) relataram que fatores genéticos e ambientais podem ser as possíveis origens para as anomalias assimétricas observadas em peixes. Dentre os fatores ambientais eles salientaram que as causas podem ser eventos naturais, instabilidade metabólica diretamente relacionada com o transporte e deposição de cálcio, deficiência de nutrientes, agentes patogênicos, fenômenos populacionais e várias substâncias tóxicas.

Em um estudo de monitoramento ambiental das lagoas de estabilização do SITEL (Sistema Integrado de Tratamento de Efluentes Líquidos), utilizando a ictiofauna, MALABARBA & GOETTEMES (1987) estabeleceram como critérios para seleção de espécies indicadoras a análise de malformações como displasias ou tumores/neoplasias. Autores como ADAMS (1990), SINDERMANN (1990), FLORES-LOPES *et al.* (2001, 2002), SCHULZ & MARTINS-JUNIOR (2001) e MALABARBA *et al.* (2004) também utilizaram a presença de anomalias morfológicas como indicadores da qualidade ambiental em programas de monitoramento. Nesse contexto, a análise de anomalias morfológicas é um dos mecanismos utilizados para avaliar os efeitos de atividades antropogênicas sobre a comunidade de peixes.

O objetivo deste trabalho foi realizar um estudo de monitoramento ambiental na bacia hidrográfica do lago Guaíba a fim de verificar quais os locais de maior degradação da

qualidade ambiental e quais as espécies estavam sendo mais afetadas por esta degradação. O monitoramento foi realizado através da utilização da análise de anomalias morfológicas, análise multivariada de componentes principais e enquadramento da qualidade do ambiente em classes estabelecidas pela resolução 357 de 2005 do CONAMA.

MATERIAL E MÉTODOS

As amostragens de peixes foram realizadas sazonalmente por um período de dois anos, de dezembro de 2002 a outubro de 2004. O primeiro ano corresponde ao período de dezembro de 2002 a outubro de 2003 no lago Guaíba e março de 2003 a dezembro de 2003 nos rios tributários e o segundo ano de amostragem corresponde de janeiro de 2004 a outubro de 2004 no lago Guaíba e de março de 2004 a dezembro de 2004 nos rios tributários.

As amostragens foram realizadas com redes de arrasto do tipo picaré (15 m x 1,5 m x 0,5 cm) (MALABARBA & REIS, 1987), em onze pontos da bacia hidrográfica do lago Guaíba, sendo seis pontos no lago Guaíba (1 – Gasômetro, município de Porto Alegre; 2 – Saco da Alemoa, município de Eldorado do Sul; 3 – Foz do arroio Celupa, município de Guaíba; 4 – Praia da Alegria, município de Guaíba; 5 – Barra do Ribeiro, município de Barra do Ribeiro e 6 – Praia de Ipanema, município de Porto Alegre) e cinco pontos em três rios tributários. Destes cinco pontos, dois são no rio Caí (7 – junto a ponte com a rodovia BR 386 e 8 – localidade de Morretes, próximo a foz com o rio Jacuí, ambos no município de Nova Santa Rita), um no rio dos Sinos (9 – junto à ponte com a rodovia BR 386), dois no rio Gravataí (10 – próximo a rodovia RS 118 e 11 – localidade de Passo das Canoas, ambos no município de Gravataí).

Em cada ponto de coleta foram realizadas amostragens padronizadas com 4 arrastos de margem. Os exemplares foram fixados ainda em campo em formol 10%. No laboratório, o material coletado foi triado, identificado até o nível de espécie e preservado em álcool 70%.

Em seguida foi feita uma análise individual de cada exemplar para verificação da presença de anomalias morfológicas, que foram classificadas e agrupadas de acordo com as categorias descritas em MALABARBA & GOETTEMS (1987) e MALABARBA *et al.* (2004), que são:

A – displasias ósseas: identificadas pela mudança de forma de estruturas ósseas (atrofia, torção, deformação, hipertrofia):

a1 – displasia dos ossos operculares. Incluem deformações físicas relacionadas aos ossos operculares.

a2 – displasia dos ossos maxilo-mandibulares. Incluem deformações físicas observadas nos ossos da boca (dentário, pré-maxilar e maxilar deformados ou atrofiados).

a3 – displasia dos ossos ventrais da cabeça. Inclui torção e atrofia dos ossos da região branquiostegal.

a4 – displasia dos raios e espinhos das nadadeiras. Foram consideradas todas as deformações físicas observadas em raios e espinhos, exceto torções simples de raios moles.

a5 – outras displasias ósseas.

B – Tumores (neoplasias):

b1 – observados em tecidos ósseos (raios de nadadeiras, placas ósseas de cascudos, etc.

b2 – observados em tecidos moles (pele);

C – Deformações da coluna vertebral:

c1 – Cifose, lordose, escoliose. Identificados pelo desvio dorsal, ventral ou lateral da coluna vertebral;

D – Olhos: atrofia da pupila, hipoftalmia e displasias dos tecidos oculares.

O teste do Qui-Quadrado para tabelas de contingência foi utilizado para verificar a associação entre as frequências das diversas anomalias e os locais amostrados. Os dados obtidos constituem-se nas frequências absolutas de indivíduos de cada espécie portadores de

alguma anomalia morfológica. As categorias das variáveis são as diversas estações de amostragem e cada tipo de anomalia observada. Após identificadas as espécies que apresentaram associação entre a ocorrência de anomalias e os locais amostrados, aplicou-se o teste do qui-quadrado simples para cada anomalia de modo a definir qual anomalia apresentou frequências não aleatórias em relação aos locais amostrados (MALABARBA *et al.*, 2004). Este teste foi aplicado para todo o período de amostragem (dois anos) e separadamente para cada ano de amostragem a fim de verificar se houve ou não repetição dos resultados.

O índice de constância das espécies foi calculado pelo índice de constância de Dajoz (DAJOZ, 1983), através da seguinte fórmula: $C = (p \times 100) / P$, onde C= índice de constância, p= número de amostras onde a espécie ocorre e P= número total de amostragens efetuadas. De acordo com os valores de C, as espécies foram agrupadas nas seguintes categorias: espécies constantes – presentes em mais de 50% das amostras; espécies acessórias – presentes em 25 a 50% das amostras; espécies acidentais – presentes em menos de 25% das amostras (MALABARBA *et al.*, 2004).

Para análise físico-química da água foram utilizados os parâmetros temperatura, pH, DBO₅, O₂ e os valores de coliformes fecais. A qualidade físico-química da água foi verificada através do enquadramento da média dos valores obtidos para cada parâmetro dentro das classes estabelecidas pela resolução número 357 do CONAMA. Uma análise de componentes principais para análise de correspondência foi realizada a fim de tentar identificar quais parâmetros físico-químicos estariam influenciando na qualidade do corpo hídrico. Esta análise foi realizada através do software Multivariate Statistical Package v. 3.1. Os dados físico-químicos dos pontos do lago Guaíba foram fornecidos pelo DMAE – Departamento Municipal de Água e Esgoto. Os dados do rio dos Sinos foram fornecidos pela FEPAM – Fundação Estadual de Proteção Ambiental. Os dados dos rios Caí e Gravataí foram fornecidos pela CORSAN – Companhia Riograndense de Saneamento.

RESULTADOS

Foram capturados e analisados 53408 exemplares de sessenta e seis espécies, listadas na tabela 1. As espécies consideradas constantes foram *Cyanocharax alburnus* (Hensel, 1870) (95,45%), *Astyanax fasciatus* (Cuvier, 1819) (90,90%), *Astyanax jacuhiensis* Cope, 1894 (85,22%), *Rineloricaria cadeae* (Hensel, 1868) (62,50%), *Gymnogeophagus gymnogenys* (Hensel, 1870) (60,22%), *Cyphocharax voga* (Hensel, 1870) (59,09%), *Hyphessobrycon luetkenii* (Boulenger, 1887) (59,09%) e *Corydoras paleatus* (Jenyns, 1842) (50%) (Tabela I). Do total de espécies analisadas, foram observadas anomalias morfológicas em dezenove: *Aphyocharax anisitsii* Eigenmann & Kennedy, 1903, *Astyanax fasciatus*, *Astyanax jacuhiensis*, *Cheirodon ibicuiensis* Eigenmann, 1915, *Corydoras paleatus*, *Cyanocharax alburnus*, *Cyphocharax voga*, *Cyphocharax spilodus* (Vari, 1987), *Geophagus brasiliensis* (Quoy & Gaimard, 1824), *Gymnogeophagus gymnogenys*, *Hyphessobrycon luetkenii*, *Hypostomus aspilogaster* (Cope, 1894), *Parapimelodus nigribarbis* (Boulenger, 1889), *Pimelodella australis* Eigenmann, 1917, *Pimelodus maculatus* La Cepède, 1803, *Pseudocorynopoma doriae* Perugia, 1891, *Rineloricaria cadeae*, *Rineloricaria strigilata* (Hensel, 1868) e *Serrapinus calliurus* (Boulenger, 1900) (Figura 2).

As maiores frequências de anomalias morfológicas foram observadas nos pontos Gasômetro (1,70%), ponto B. Ribeiro (1,83%) e ponto Gravataí RS118 (1,43%). É importante salientar que o ponto Gasômetro apresentou todos os tipos de anomalias morfológicas. As anomalias do tipo **a1** e **a4** foram observadas em todos os pontos de amostragem (Tabela II).

O teste do Qui-Quadrado para tabelas de contingência foi realizado com as espécies *Astyanax fasciatus*, *Astyanax jacuhiensis*, *Cheirodon ibicuiensis*, *Corydoras paleatus*, *Cyanocharax alburnus*, *Cyphocharax voga*, *Cyphocharax spilodus*, *Geophagus brasiliensis*, *Gymnogeophagus gymnogenys*, *Hyphessobrycon luetkenii*, *Hypostomus aspilogaster*,

Parapimelodus nigribarbis, *Pimelodella australis*, *Pimelodus maculatus*, *Pseudocorynopoma doriae*, *Rineloricaria cadeae*, *Rineloricaria strigilata* e *Serrapinus calliurus*. O teste não foi aplicado para as demais espécies em função de não apresentarem algum tipo de anomalia morfológica ou apresentarem uma amostragem muito reduzida para um cálculo mais acurado do teste, uma vez que a presença de um indivíduo anômalo em uma pequena amostra pode apresentar um resultado que não corresponda com a real frequência de ocorrência e a casualidade ou não de uma determinada anomalia.

O teste do Qui-Quadrado para tabelas de contingência aplicado sobre a frequência total de anomalias nas amostras para a bacia hidrográfica do lago Guaíba apresentou resultado estatisticamente significativo ($\chi^2 = 407,82$), demonstrando não haver casualidade de ocorrência de anomalias para este ambiente. Entre os pontos amostrados, o teste do Qui-Quadrado apresentou resultado estatisticamente significativo para os pontos Gasômetro ($\chi^2 = 151,85$), F. Celupa ($\chi^2 = 22,50$), B. Ribeiro ($\chi^2 = 41,49$), Gravataí RS118 ($\chi^2 = 71,82$) e Gravataí PC ($\chi^2 = 59,98$), demonstrando não haver casualidade de ocorrência de anomalias nestes locais. O teste também revelou resultado estatisticamente significativo para as anomalias **a1** ($\chi^2 = 250,3$), **a2** ($\chi^2 = 40,79$) e **a4** ($\chi^2 = 66,03$). Quando foram comparadas as frequências observadas com frequências esperadas, o teste do Qui-Quadrado demonstrou resultado estatisticamente significativo para a anomalia **a1** no ponto Gasômetro ($\chi^2 = 133,8$), B. Ribeiro ($\chi^2 = 32,58$) e Gravataí PC ($\chi^2 = 54,6$); **a2** no ponto F. Celupa ($\chi^2 = 16,88$) e **a4** no ponto Gravataí RS118 ($\chi^2 = 45,69$) (Tabela III).

As anomalias observadas em *Aphyocharax anisitisii* (n= 54) corresponderam a **a4** (n= 1 ex., 1,85%). Não foi aplicado o teste do Qui-Quadrado para esta espécie em função de ter sido observado apenas um exemplar com anomalia no ponto B. Ribeiro em um total de 3 exemplares analisados para este ponto.

As anomalias observadas em *Astyanax fasciatus* (n= 10955) corresponderam a **a1** (n= 119 ex., 1,08%), **a2** (n= 11 ex., 0,1%), **a4** (n= 12 ex., 0,1%), **c1** (n= 3 ex., 0,02%) e **d** (n= 8 ex., 0,07%). O teste do Qui-Quadrado para tabelas de contingência para esta espécie apresentou resultado estatisticamente significativo ($\chi^2= 102,57$), demonstrando não haver casualidade na ocorrência de anomalias morfológicas na bacia hidrográfica do lago Guaíba. Entre os pontos amostrados, o teste do Qui-Quadrado apresentou resultado estatisticamente significativo para o ponto Gasômetro ($\chi^2= 36,25$), demonstrando não haver casualidade de ocorrência de anomalias neste local. O teste também revelou resultado estatisticamente significativo para a anomalia **a1** ($\chi^2= 75,97$). Quando foram comparadas as frequências observadas com frequências esperadas, o teste demonstrou a ocorrência de frequências acima do esperado da anomalia **a1** no ponto Gasômetro.

O teste do Qui-Quadrado simples para a espécie *Astyanax fasciatus* apresentou resultado significativo para a bacia hidrográfica nos dois períodos de amostragem (Tabela IV), mostrando ainda resultado significativo para o ponto Gasômetro nos dois períodos. O teste também revelou resultado significativo para a anomalia **a1** no ponto Gasômetro somente no primeiro período de amostragem.

As anomalias observadas em *Astyanax jacuhiensis* (n= 3388) corresponderam a **a1** (n= 2 ex., 0,05%), **a2** (n= 3 ex., 0,08%), **a3** (n= 2 ex., 0,05%), **a4** (n= 11 ex., 0,32%) e **d** (n= 3 ex., 0,08%). O teste do Qui-Quadrado para tabelas de contingência para esta espécie não apresentou resultado estatisticamente significativo ($\chi^2= 63,10$), demonstrando haver casualidade na ocorrência de anomalias morfológicas na bacia hidrográfica do lago Guaíba. O teste do Qui-Quadrado não apresentou resultado estatisticamente significativo entre os pontos amostrados. O teste revelou resultado estatisticamente significativo para as anomalias **a1** ($\chi^2= 15,88$), **a2** ($\chi^2= 15,55$) e **d** ($\chi^2= 18,34$). Quando foram comparadas as frequências observadas com frequências esperadas, o teste demonstrou a ocorrência de frequências acima do esperado

da anomalia **a1** no ponto Sinos, **a2** no ponto Gravataí RS118, **a4** no ponto Gasômetro e **d** nos pontos S. Alemoa e F. Celupa.

O teste do Qui-Quadrado simples para a espécie *Astyanax jacuhiensis* apresentou resultado significativo para a bacia hidrográfica apenas no primeiro período de amostragem (Tabela IV), com resultado significativo para o ponto Gasômetro no mesmo período. O teste revelou ainda resultados significativos para a anomalia **a4** no ponto Gasômetro somente no primeiro período e para a anomalia **a1** somente no segundo período de amostragem, não sendo significativa em nenhum local.

As anomalias observadas em *Cheirodon ibicuiensis* (n= 11601) corresponderam a **a1** (n= 24 ex., 0,20%), **a2** (n= 3 ex., 0,02%), **a4** (n= 5 ex., 0,04%), **b2** (n= 4 ex., 0,03%), **c1** (n= 1 ex., 0,009%) e **d** (n= 21 ex., 0,18%). O teste do Qui-Quadrado para tabelas de contingência para esta espécie não apresentou resultado estatisticamente significativo ($\chi^2= 71,78$), demonstrando haver casualidade na ocorrência de anomalias morfológicas na bacia hidrográfica do lago Guaíba. O teste do Qui-Quadrado revelou resultado estatisticamente significativo para os pontos S. Alemoa e Caí-Jacuí, demonstrando não haver casualidade de ocorrência de anomalias nestes locais. O teste revelou ainda resultado estatisticamente significativo para as anomalias **a1** ($\chi^2= 20,59$) e **a4** ($\chi^2= 38,46$). Quando foram comparadas as frequências observadas com frequências esperadas, o teste demonstrou a ocorrência de frequências acima do esperado da anomalia **a1** no ponto Caí-Jacuí e **a4** nos pontos S. Alemoa e Caí-Jacuí, demonstrando não haver casualidade de ocorrência destas anomalias nestes locais.

O teste do Qui-Quadrado simples para a espécie *Cheirodon ibicuiensis* não apresentou resultado significativo para a bacia hidrográfica no período de amostragem.

As anomalias observadas em *Corydoras paleatus* (n= 5871) corresponderam a **a1** (n= 1 ex., 0,01%), **a2** (n= 7 ex., 0,11%), **a4** (n= 128 ex., 2,18%), **a5** (n= 3 ex., 0,051%), **c1** (n= 8

ex., 0,13%) e **d** (n= 2 ex., 0,03%). O teste de Qui-Quadrado para tabelas de contingência para esta espécie não apresentou resultado estatisticamente significativo ($\chi^2= 51,44$), demonstrando haver casualidade na ocorrência de anomalias morfológicas na bacia hidrográfica do lago Guaíba. O teste do Qui-Quadrado revelou resultado estatisticamente significativo para os pontos Gasômetro e Caí-Jacuí, demonstrando não haver casualidade de ocorrência de anomalias nestes locais. O teste revelou resultado estatisticamente significativo para a anomalia **a4** ($\chi^2= 33,61$). Quando foram comparadas as frequências observadas com frequências esperadas, o teste demonstrou a ocorrência de frequências acima do esperado da anomalia **a4** no ponto Caí-Jacuí, demonstrando não haver casualidade de ocorrência desta anomalia neste local.

O teste do Qui-Quadrado simples para a espécie *Corydoras paleatus* apresentou resultado significativo para a bacia hidrográfica nos dois períodos de amostragem (Tabela IV), mostrando ainda resultado significativo para o ponto Caí-Jacuí no primeiro período e para o ponto Gasômetro no segundo período. O teste revelou ainda resultado significativo para a anomalia **a4** em ambos os períodos de estudo, sendo significativa no ponto Caí-Jacuí no primeiro ano e no ponto Gasômetro no segundo ano de amostragem (Tabela V).

As anomalias observadas em *Cyanocharax alburnus* (n= 3257) corresponderam a **a1** (n= 47 ex., 1,44%), **a2** (n= 1 ex., 0,03%), **a4** (n= 7 ex., 0,21%), **b2** (n= 4 ex., 0,12%), **c1** (n= 1 ex., 0,03) e **d** (n= 10 ex., 0,30%). O teste de Qui-Quadrado para tabelas de contingência para esta espécie apresentou resultado estatisticamente significativo ($\chi^2= 178,81$), demonstrando não haver casualidade na ocorrência de anomalias morfológicas na bacia hidrográfica do lago Guaíba. O teste do Qui-Quadrado revelou resultado estatisticamente significativo para o ponto Caí, demonstrando não haver casualidade de ocorrência de anomalias neste local. O teste revelou resultado estatisticamente significativo para as anomalias **a1** ($\chi^2= 115,5$), **a4** ($\chi^2= 34,59$) e **d** ($\chi^2= 16,12$). Quando foram comparadas as frequências observadas com frequências

esperadas, o teste demonstrou a ocorrência de frequências acima do esperado da anomalia **a1**, **a4** e **c1** no ponto Caí.

O teste do Qui-Quadrado simples para a espécie *Cyanocharax alburnus* apresentou resultado significativo para a bacia hidrográfica apenas no primeiro período de amostragem, mostrando ainda resultado significativo para o ponto Gasômetro no primeiro período. O teste revelou ainda resultado significativo para a anomalia **a1** no ponto Gasômetro no primeiro período e anomalia **b2** no ponto Gasômetro e **d** no ponto Caí no segundo período de amostragem.

As anomalias observadas em *Cyphocharax voga* (n= 950) corresponderam a **a1** (n= 3 ex., 0,10%) **a2** (n= 12 ex., 1,26%), **a3** (n= 1 ex., 0,10%), **a4** (n= 3 ex., 0,31%), **b1** (n= 1 ex., 0,10%) e **b2** (n= 2 ex., 0,21%). O teste de Qui-Quadrado para tabelas de contingência para esta espécie não apresentou resultado estatisticamente significativo ($\chi^2= 52,04$), demonstrando não haver casualidade na ocorrência de anomalias morfológicas na bacia hidrográfica do lago Guaíba. O teste do Qui-Quadrado apresentou resultado estatisticamente significativo para o ponto Caí-Jacuí, demonstrando não haver casualidade de ocorrência de anomalias neste local. O teste revelou resultado estatisticamente significativo para a anomalia **a2** ($\chi^2= 19,97$). Quando foram comparadas as frequências observadas com frequências esperadas, o teste demonstrou a ocorrência de frequências acima do esperado da anomalia **a3** no ponto Caí-Jacuí e **a4** no ponto B. Ribeiro.

O teste do Qui-Quadrado simples para a espécie *Cyphocharax voga* apresentou resultado significativo para a bacia hidrográfica apenas no segundo período de amostragem, não mostrando resultado significativo para nenhum ponto especificamente nos dois períodos de amostragem. O teste revelou resultado significativo para a anomalia **a4** no ponto B. Ribeiro no segundo período de amostragem.

As anomalias observadas em *Cyphocharax spilotos* (n= 487) corresponderam a **a2** (n= 3 ex., 0,61%), **a4** (n= 1 ex., 0,20%), **b1** (n= 1 ex., 0,20%) e **b2** (n= 1 ex., 0,20%). O teste de Qui-Quadrado para tabelas de contingência para esta espécie não apresentou resultado estatisticamente significativo ($\chi^2= 27,87$), demonstrando não haver casualidade na ocorrência de anomalias morfológicas na bacia hidrográfica do lago Guaíba. O teste do Qui-Quadrado não apresentou resultado estatisticamente significativo para nenhum ponto especificamente, demonstrando haver casualidade de ocorrência de anomalias nestes locais. Quando foram comparadas as frequências observadas com frequências esperadas, o teste demonstrou a ocorrência de frequências acima do esperado da anomalia **a2** no ponto Gasômetro.

As anomalias observadas em *Geophagus brasiliensis* (n= 430) corresponderam a **a1** (n= 1 ex., 0,23%) **a2** (n= 1 ex., 0,23%) e **a4** (n= 2 ex., 0,47%). O teste de Qui-Quadrado para tabelas de contingência para esta espécie não apresentou resultado estatisticamente significativo ($\chi^2= 13,27$), demonstrando haver casualidade na ocorrência de anomalias morfológicas na bacia hidrográfica do lago Guaíba. O teste do Qui-Quadrado não apresentou resultado estatisticamente significativo para nenhum ponto especificamente, demonstrando haver casualidade de ocorrência de anomalias nestes locais. Quando foram comparadas as frequências observadas com frequências esperadas, o teste demonstrou a ocorrência de frequências acima do esperado da anomalia **a1** no ponto Sinos, **a2** no ponto Caí-Jacuí e **a4** no ponto Gravataí RS118.

As anomalias observadas em *Gymnogeophagus gymnogenys* (n= 911) corresponderam a **a1** (n= 1 ex., 0,11%), **a4** (n= 2 ex., 0,22%), **b1** (n= 1 ex., 0,11%) e **d** (n= 3 ex., 0,32%). O teste de Qui-Quadrado para tabelas de contingência para esta espécie não apresentou resultado estatisticamente significativo ($\chi^2= 64,66$), demonstrando haver casualidade na ocorrência de anomalias morfológicas na bacia hidrográfica do lago Guaíba. O teste do Qui-Quadrado apresentou resultado estatisticamente significativo para o ponto Gasômetro ($\chi^2= 26,67$) e

ponto B. Ribeiro ($\chi^2= 30,64$), demonstrando não haver casualidade de ocorrência de anomalias nestes locais. O teste revelou resultado estatisticamente significativo para as anomalias **a4** ($\chi^2= 33,04$) e **b1** ($\chi^2= 21,78$). Quando foram comparadas as frequências observadas com frequências esperadas, o teste demonstrou a ocorrência de frequências um pouco acima do esperado da anomalia **a4** no ponto B. Ribeiro e **b1** no ponto Gasômetro.

O teste do Qui-Quadrado simples para a espécie *Gymnogeophagus gymnogenys* apresentou resultado significativo para a bacia hidrográfica apenas no segundo período de amostragem, mostrando resultado significativo para o ponto B. Ribeiro neste mesmo período de amostragem. O teste revelou ainda resultado significativo para a anomalia **b1** no ponto Gasômetro no primeiro período de amostragem e anomalia **a4** no ponto B. Ribeiro no segundo período de amostragem.

As anomalias observadas em *Hyphessobrycon luetkenii* (n= 8297) corresponderam a **a1** (n= 5 ex., 0,06%), **a4** (n= 1 ex., 0,01%) e **d** (n= 1 ex., 0,01%). O teste de Qui-Quadrado para tabelas de contingência para esta espécie não apresentou resultado estatisticamente significativo ($\chi^2= 94,34$), demonstrando haver casualidade na ocorrência de anomalias morfológicas na bacia hidrográfica do lago Guaíba. O teste do Qui-Quadrado simples apresentou resultado estatisticamente significativo para o ponto F. Celupa ($\chi^2= 51,55$) e ponto Caí-Jacuí ($\chi^2= 37,88$), demonstrando não haver casualidade de ocorrência de anomalias nestes locais. O teste revelou resultado estatisticamente significativo para a anomalia **a1** ($\chi^2= 90,33$). Quando foram comparadas as frequências observadas com frequências esperadas, o teste demonstrou a ocorrência de frequências acima do esperado da anomalia **a1** nos pontos F. Celupa e Caí-Jacuí.

O teste do Qui-Quadrado simples para a espécie *Hyphessobrycon luetkenii* apresentou resultado significativo para a bacia hidrográfica apenas no primeiro período de amostragem, mostrando resultado significativo para os pontos F. Celupa e Caí-Jacuí no primeiro período de

amostragem. O teste revelou ainda resultado significativo para a anomalia **a1** no ponto F. Celupa no primeiro período de amostragem.

As anomalias observadas em *Hypostomus aspilogaster* (n= 90) corresponderam a **a4** (4 ex., 4,44%) e **c1** (1 ex., 1,11%). O teste de Qui-Quadrado para tabelas de contingência para esta espécie não apresentou resultado estatisticamente significativo ($\chi^2= 0,23$), demonstrando haver casualidade na ocorrência de anomalias morfológicas na bacia hidrográfica do lago Guaíba.

As anomalias observadas em *Parapimelodus nigribarbis* (n= 624) corresponderam a **a2** (n= 6 ex., 0,96%) e **a4** (n= 3 ex., 0,48%). O teste de Qui-Quadrado para tabelas de contingência para esta espécie não apresentou resultado estatisticamente significativo ($\chi^2= 2,11$), demonstrando haver casualidade na ocorrência de anomalias morfológicas na bacia hidrográfica do lago Guaíba.

As anomalias observadas em *Pimelodella australis* (n= 527) corresponderam a **a1** (n= 2 ex., 0,38%), **a2** (n= 2 ex., 0,38%), **a4** (n= 8 ex., 1,52%) e **b2** (n= 1 ex., 0,19%). O teste de Qui-Quadrado para tabelas de contingência para esta espécie não apresentou resultado estatisticamente significativo ($\chi^2= 88,57$), demonstrando haver casualidade na ocorrência de anomalias morfológicas na bacia hidrográfica do lago Guaíba. O teste do Qui-Quadrado apresentou resultado estatisticamente significativo para o ponto F. Celupa ($\chi^2= 42,06$) e ponto Sinos ($\chi^2= 33,81$), demonstrando não haver casualidade de ocorrência de anomalias nestes locais. O teste revelou resultado estatisticamente significativo para as anomalias **a1** ($\chi^2= 42,62$) e **a4** ($\chi^2= 38,64$). Quando foram comparadas as frequências observadas com frequências esperadas, o teste demonstrou a ocorrência de frequências acima do esperado da anomalia **a1** no ponto F. Celupa e **a4** no ponto Sinos. O teste revelou resultado significativo para a anomalia **a1** e **a4** no ponto F. Celupa no segundo período de amostragem.

As anomalias observadas em *Pimelodus maculatus* (n= 15) corresponderam a **a4** (n= 4 ex., 26,67%) e **b1** (1 ex., 6,66%). O teste de Qui-Quadrado para tabelas de contingência para esta espécie não apresentou resultado estatisticamente significativo ($\chi^2= 11,56$), demonstrando haver casualidade na ocorrência de anomalias morfológicas na bacia hidrográfica do lago Guaíba.

As anomalias observadas em *Pseudocorynopoma doriae* (n= 654) corresponderam a **a3** (n= 2 ex., 0,30%), **c1** (n= 1 ex., 0,15%) e **d** (n= 1 ex., 0,15%). O teste de Qui-Quadrado para tabelas de contingência para esta espécie não apresentou resultado estatisticamente significativo ($\chi^2= 1,00$), demonstrando haver casualidade na ocorrência de anomalias morfológicas na bacia hidrográfica do lago Guaíba.

As anomalias observadas em *Rineloricaria cadeae* (n= 1239) corresponderam a **a2** (n= 1 ex., 0,081%), **a4** (n= 17 ex., 1,37%), **a5** (n= 1 ex., 0,081%), **b1** (n= 2 ex., 0,16%) e **c1** (n= 1 ex., 0,081%). O teste de Qui-Quadrado para tabelas de contingência para esta espécie não apresentou resultado estatisticamente significativo ($\chi^2= 26,60$), demonstrando haver casualidade na ocorrência de anomalias morfológicas na bacia hidrográfica do lago Guaíba.

As anomalias observadas em *Rineloricaria strigilata* (n= 20) corresponderam a **a4** (n= 2 ex., 0,87%), **a5** (n= 1 ex., 0,43%), **b1** (n= 1 ex., 0,43%) e **d** (n= 1 ex., 0,43%). O teste de Qui-Quadrado para tabelas de contingência para esta espécie não apresentou resultado estatisticamente significativo ($\chi^2= 19,84$), demonstrando haver casualidade na ocorrência de anomalias morfológicas na bacia hidrográfica do lago Guaíba.

As anomalias observadas em *Serrapinus calliurus* (n= 926) corresponderam a **a1** (n= 5 ex., 0,54%), **c1** (n= 1 ex., 0,10%) e **d** (n= 1 ex., 0,10%). O teste de Qui-Quadrado para tabelas de contingência para esta espécie não apresentou resultado estatisticamente significativo ($\chi^2= 88,57$), demonstrando haver casualidade na ocorrência de anomalias morfológicas na bacia hidrográfica do lago Guaíba. O teste do Qui-Quadrado simples apresentou resultado

estatisticamente significativo para o ponto Caí-Jacuí ($\chi^2= 17,63$) e ponto Gravataí RS118 ($\chi^2= 20,63$), demonstrando não haver casualidade de ocorrência de anomalias nestes locais. O teste revelou resultado estatisticamente significativo para as anomalias **a1** ($\chi^2= 21,14$). Quando foram comparadas as frequências observadas com frequências esperadas, o teste demonstrou a ocorrência de frequências acima do esperado da anomalia **a1** no ponto Caí-Jacuí.

O teste do Qui-Quadrado simples para a espécie *Serrapinnus calliurus* apresentou resultado significativo para a bacia hidrográfica apenas no primeiro período de amostragem, não mostrando resultado significativo para nenhum ponto especificamente nos dois períodos de amostragem. O teste revelou resultado significativo para as anomalias **a1** e **d** no ponto Gravataí RS118 no primeiro período de amostragem.

A análise de componentes principais para os parâmetros físico-químicos produziu dois eixos significativos que apresentaram um percentual cumulativo de 67,21% das variações nos parâmetros ambientais analisados entre os pontos de amostragem. A análise demonstrou ainda que o eixo um explica todas as variações observadas. No eixo dois são explicadas somente as variações de pH, coliformes fecais e temperatura. O estudo revelou que o ponto B. Ribeiro foi o que apresentou a melhor qualidade de água em toda a bacia hidrográfica, em função do fato de neste ponto ter sido observado a média mais elevada de O₂ e a mais baixa de Coliformes fecais e DBO₅ (Figura 3) (Tabela III do capítulo 2). Este ponto foi enquadrado como classe I pela resolução do CONAMA para todos os parâmetros analisados. Os pontos S. Alemoa, F. Celupa, P. Alegria e P. Ipanema demonstraram uma qualidade de águas inferior a do ponto B. Ribeiro, variando de boa a razoável durante o período de amostragem. Ambos pontos são enquadrados como classe I para pH, O₂ e DBO₅. Com relação a presença de coliformes fecais, o ponto S. Alemoa é enquadrado como classe IV, o F. Celupa como classe II e a P. Alegria como classe III (Tabela IV, capítulo 2).

Nos pontos F. Celupa e B. Ribeiro foram verificadas as maiores variações de temperatura. O ponto P. Ipanema demonstrou apresentar uma razoável qualidade de suas águas, que variaram de boas a razoáveis durante o período de amostragem. Os pontos Gasômetro, Caí, Caí-Jacuí e Sinos foram os que apresentaram as águas com pior qualidade. Isto se deu ao fato de apresentarem as médias mais baixas de O₂ e as mais elevadas de coliformes fecais e DBO₅, sendo enquadrado como classe IV para coliformes fecais e como classe I para os demais parâmetros. Nestes pontos também foi verificada pouca variação de temperatura e uma maior variação no pH. O ponto Gasômetro pode ser considerado como o de pior qualidade em função de apresentar uma média elevada de coliformes fecais e DBO₅ e uma média baixa para O₂ em todo o período de amostragem. Os pontos Gravataí RS118 e Gravataí PC demonstraram apresentar uma qualidade razoável, sendo considerados de Classe I para O₂, pH e DBO₅ e classe II para coliformes fecais (Tabela IV, capítulo 2). Nestes pontos foi verificada pouca variação de temperatura.

DISCUSSÃO

O monitoramento da qualidade da água tem tradicionalmente sido baseado no desenvolvimento de normas e limites para contaminantes específicos geralmente usados em testes de toxicidade aguda (ARAÚJO, 1998). Para este autor, não são levados em consideração a variação geográfica dos poluentes e o efeito sinérgico ou o efeito subletal na biologia das espécies. Também não são considerados os efeitos de curto prazo, que podem ser críticos no estabelecimento dos impactos bióticos.

Geralmente é considerado insuficiente classificar a qualidade do ambiente em ecossistemas aquáticos apenas medindo o nível de contaminantes na água e no sedimento. VAN DER OOST *et al.* (1996) salientaram que a fim de se estudar o destino (biodisponibilidade, bioacumulação, biotransformação) de substâncias químicas no ambiente aquático, também é

importante medir a quantidade de poluentes na biota (monitoramento biológico). Para MALABARBA *et al.* (2004), novas metodologias tem sido desenvolvidas, principalmente nas duas últimas décadas, para a avaliação de qualidade ambiental e monitoramento de efluentes, através da observação direta de efeitos crônicos ou subletais ocasionados por poluentes a organismos aquáticos em diferentes fases do seu ciclo de vida.

MALABARBA & GOETTEMS (1987) e GOETTEMS *et al.* (1987) utilizaram com resultados satisfatórios a análise da frequência de alterações morfológicas dos ossos do crânio observadas em exemplares de *Astyanax jacuhiensis* das lagoas de estabilização terciárias de tratamento final dos efluentes petroquímicos. ADAMS (1990), SINDERMANN (1990), FLORES-LOPES *et al.* (2001, 2002) e SCHULZ & MARTINS-JUNIOR (2001) salientaram a importância da utilização de anomalias morfológicas como indicadores da qualidade ambiental em programas de monitoramento ambiental, sendo estas anomalias consideradas excelentes mecanismos para avaliação dos efeitos do estresse provocado por atividades antropogênicas sobre a comunidade de peixes. Os resultados obtidos por estes autores são semelhantes aos obtidos neste estudo, evidenciando desta forma a importância da utilização de anomalias morfológicas como instrumentos de avaliação da qualidade dos ambientes aquáticos.

Para SANDERS *et al.* (1999), o percentual de anomalias tem demonstrado ser um indicador confiável da condição da comunidade de peixes. Este indicador tem se mostrado informativo através de um amplo gradiente de condições e estresses ambientais. Tem sido principalmente útil em identificar locais degradados através da acumulação de vários agentes estressores. Estes autores também observaram que altas porcentagens de anomalias estavam associadas com assembléias de peixes de qualidade pobres ou muito pobres. Verificaram ainda que baixos níveis de anomalias estavam correlacionados com assembléias de qualidade muito boa à excepcional. O grau de severidade das anomalias pareceu estar positivamente relacionado com o grau de impacto do ambiente. Neste estudo, os resultados obtidos pelo

teste do Qui-Quadrado para tabelas de contingência demonstraram que há associação entre as altas frequências de anomalias com o grau de impacto verificado pelo enquadramento pela resolução do CONAMA para os pontos Gasômetro, P. Alegria, Gravataí RS118 e Gravataí PC.

Os resultados obtidos no presente trabalho demonstraram que não houve casualidade na ocorrência de anomalias morfológicas observadas na bacia hidrográfica do lago Guaíba, demonstrando que a frequência de anomalias para o ambiente como um todo, assim como para algumas espécies, pode ser utilizada como instrumento de avaliação da qualidade ambiental, corroborando com os estudos citados acima. SANDERS *et al.* (1999) salientaram que a utilização de anomalias morfológicas para este fim deve ser realizada com cautela, uma vez que nem todas as espécies de peixes são igualmente suscetíveis, sendo tais resultados semelhantes aos observados por MALABARBA *et al.* (2004), que relataram que diferentes espécies apresentam desigual sensibilidade a diversos agentes estressores, já que diferentes tipos de anomalias foram observados em diversas espécies. SANDERS *et al.* (1999) também observaram resultados semelhantes ao verificarem que a espécie que apresentou a maior variedade de anomalias foi common carp, seguida por channel catfish. Eles verificaram que as anomalias mais observadas foram erosões, deformidades, lesões e tumores. Neste estudo, a anomalia **a1** foi observada principalmente na espécie *Astyanax fasciatus* e a anomalia **a4** foi observada principalmente na espécie *Corydoras paleatus*. Estas anomalias foram as mais observadas nesse estudo, sendo verificadas em todos os locais de amostragem.

O teste do Qui-Quadrado simples mostrou associação entre a anomalia **a1** nas espécies *Astyanax fasciatus* e *Cyanocharax alburnus*, **a4** em *Astyanax jacuhiensis*, *Cheirodon ibicuhienis* e *Corydoras paleatus*, **b1** em *Gymnogeophagus gymnogenys* e **b2** em *Cyanocharax alburnus* com o ponto Gasômetro. O teste do Qui-Quadrado simples realizado para cada espécie revelou que as espécies *Astyanax fasciatus* e *Corydoras paleatus*

apresentaram repetição de resultado nos dois períodos de amostragem, sendo que para *Astyanax fasciatus* o teste revelou resultado significativo em ambos períodos no ponto Gasômetro. Para *Corydoras paleatus*, o teste demonstrou resultado significativo no ponto Caí-Jacuí no primeiro ano e no ponto Gasômetro no segundo período de amostragem. A repetição dos resultados para as espécies *Astyanax fasciatus* e *Corydoras paleatus* faz com que estas espécies sejam consideradas como potenciais indicadores da qualidade do ambiente na bacia hidrográfica do lago Guaíba.

Autores como FLORES-LOPES *et al.* (2002) e MALABARBA *et al.* (2004) observaram uma elevada incidência da anomalia do tipo **c1** em *Cyanocharax alburnus*, sendo que FLORES-LOPES *et al.* (2002), ao realizarem uma análise histológica, associaram as elevadas freqüências desta anomalia a um fator biológico, a infecção por metacercárias de parasitos trematódeos digenéticos junto a coluna vertebral. Autores como DAOULAS *et al.* (1991), ao realizar estudos com *Dicentrarchus labrax* em laboratório, verificaram quinze tipos diferentes de anomalias osteológicas, sendo que as mais freqüentemente encontradas foram as que envolveram a coluna espinhal (curvatura da coluna) e alteração dos espinhos neurais. Estes autores utilizaram o teste do Qui-Quadrado para verificar se havia associação entre a presença de uma bexiga natatória funcional e a ocorrência ou não de anomalias morfológicas na coluna vertebral. A anomalia do tipo **c1** não apresentou resultado estatisticamente significativo para nenhuma das espécies capturadas durante o período de amostragem no monitoramento da bacia hidrográfica do lago Guaíba.

MALABARBA *et al.* (2004) verificaram uma elevada freqüência de anomalias do tipo **d** em *Astyanax fasciatus* e uma elevada freqüência de anomalias do tipo **a4** e **b1** em *Rineloricaria strigilata*. Estes autores verificaram que estas anomalias ocorreram em locais que são reconhecidos historicamente como de menor degradação ambiental. Os resultados mais significativos do presente trabalho observados para a anomalia **a4** ocorreram nos pontos

Gravataí RS118 e Gravataí PC, que apresentaram uma qualidade de água considerada razoável, em função de serem enquadrados como classe I para pH, temperatura, O₂ e DBO₅ e como classe II para coliformes fecais.

MALABARBA *et al.* (2004) também observaram a ocorrência de frequências acima do esperado da anomalia **a4** somente no primeiro período de amostragem na espécie *Corydoras paleatus*. Este resultado contrasta com os que foram obtidos neste estudo, onde houve uma repetição dos resultados nos dois períodos analisados, demonstrando não haver casualidade na ocorrência desta anomalia para esta espécie. Foram observadas ainda frequências acima do esperado da anomalia **a4** nas espécies *Cyphocharax voga* e *Gymnogeophagus gymnogenys* somente no segundo período de amostragem. Os resultados de ambos os estudos demonstram que, pelo fato da espécie *Corydoras paleatus* ser considerada constante e ter apresentado repetição da frequência desta anomalia nos dois períodos neste estudo (Tabela V), ela pode ser utilizada como indicador biológico da qualidade do ambiente.

Dentre todos os pontos de amostragem, o ponto Gasômetro pode ser considerado o de pior qualidade ambiental em função de apresentar todos os tipos de anomalia e ser enquadrado como classe IV para a presença de coliformes fecais e classe II para os demais parâmetros. O resultado da análise de componentes principais demonstrou que, neste local, os parâmetros que mais influenciaram na análise durante todo o período de amostragem foram coliformes fecais e DBO₅ e o que menos influenciou foi O₂. Foi verificada pouca variação de temperatura e uma maior variação no pH. Estes resultados são muito semelhantes aos observados por BENDATI *et al.* (2003), que analisando a qualidade da água determinaram a condição de classe IV ou acima desta classe para o lago Guaíba, sendo as águas do ponto Gasômetro classificadas como de qualidade variando de regular a ruim. Estes autores observaram que esta região recebe uma elevada carga proveniente dos esgotos dos bairros centrais de Porto Alegre, lançados no Guaíba através do emissário subfluvial da Ponta da

Cadeia (Gasômetro), dos arroios Dilúvio e Cavalhada. Para MARQUES & CORRÊA (2001), a poluição desta região tem origem predominantemente orgânica, por estar sob influência direta do rio Gravataí, que contribui com a maior carga de esgotos dentre os rios formadores.

BENDATI *et al.* (1998) e BENDATI *et al.* (2003) relataram que a foz deste rio é a região mais altamente contaminada, o que é indicado pela ausência de macroinvertebrados nas suas amostragens, água com restos de lixo e óleo, altos valores da demanda bioquímica de oxigênio, condutividade e reduzido oxigênio dissolvido. O fato do ponto Gasômetro apresentar um maior comprometimento da qualidade de suas águas, talvez explique o fato dele apresentar uma maior variedade de tipos de anomalias morfológicas. BENDATI *et al.* (2003), salientam ainda que o regime hidráulico observado na margem esquerda é muito influenciado pelas condições geográficas locais, as quais favorecem a formação de baias. Estas enseadas possuem um comportamento típico, onde as águas apresentam elevada estagnação e dificuldades de renovação, fazendo com que os poluentes que ali aportam persistam por maior tempo.

O ponto B. Ribeiro foi considerado como de boa qualidade pelo enquadramento do CONAMA, sendo classificado como classe I para todos os parâmetros. Os parâmetros que mais influenciaram neste ponto foram a temperatura e o O₂ dissolvido. Neste local, o teste do Qui-Quadrado para tabelas de contingência apresentou resultado significativo para a associação de anomalias morfológicas, demonstrando que a ocorrência das anomalias não foi casual. O resultado significativo do teste do Qui-Quadrado para este ponto se deu principalmente em função das espécies *Cyphocharax voga* e *Gymnogeophagus gymnogenys* apresentarem frequências acima do esperado da anomalia **a4** no segundo período de amostragem. Esta elevada frequência da anomalia **a4** não foi observada no primeiro período de amostragem, o que faz com que a não repetição dos resultados exclua estas espécies como potenciais indicadores de qualidade do ambiente. A ocorrência de elevadas frequências de

anomalia **a4** em contraste com a classificação como classe I para este ponto ressalta a importância da utilização de outras metodologias para avaliação da qualidade da água. Tais resultados indicam que outros agentes estressores ou substâncias potencialmente tóxicas que não são detectadas pelos métodos tradicionais de análise podem estar agindo nesta região.

Resultados semelhantes foram observados por FLORES-LOPES *et al.* (2006b, neste volume) ao analisar histologicamente as brânquias de *A. fasciatus*. Eles observaram somente anomalias de leve intensidade no ponto B. Ribeiro. Já FLORES-LOPES *et al.* (2006d, neste volume) observaram neste ponto uma elevada frequência de infecção da espécie *A. fasciatus* pelo parasito causador da doença dos pontos pretos. Tanto FLORES-LOPES *et al.* (2006b, neste volume) quanto FLORES-LOPES *et al.* (2006d, neste volume) verificaram que este ponto também mostrou a melhor qualidade da água em relação aos parâmetros físico-químicos, sendo enquadrado como classe I pela resolução do CONAMA. FLORES-LOPES & MALABARBA (2006e, neste volume) observaram que o ponto B. Ribeiro apresentou o índice de diversidade mais regular durante o período de amostragem e foi classificado como de média qualidade pelo índice de qualidade integrado.

MORANDI & BRINGHENTI (1997), BENDATI *et al.* (2003) e MALABARBA *et al.* (2004) discutiram o recebimento de uma elevada carga de poluentes que são lançadas nos rios formadores do lago Guaíba. Estes autores salientaram que, ao analisar a qualidade da água do Guaíba, historicamente os valores dos parâmetros físico-químicos analisados indicam uma pequena capacidade de degradação da matéria orgânica neste manancial, e que esta dificuldade de autodepuração se deve ao regime hidrológico deste rio, que não permite uma boa aeração de suas águas e também, devido a elevada carga de poluentes lançada neste curso d'água, que necessitam de grandes quantidades de oxigênio para sua oxidação.

De acordo com a condição estabelecida por BENDATI *et al.* (2003), as águas do lago Guaíba podem ser utilizadas somente para navegação, harmonia paisagística ou outros usos

menos exigentes. Entretanto, a grande diversidade de espécies observadas (MENEGAT *et al.*, 1998) comprova que locais menos contaminados deste lago ainda apresentam qualidade adequada à preservação dos organismos aquáticos, característica das classes I e II. Neste estudo pôde ser observado que a bacia hidrográfica do lago Guaíba pode ser enquadrada como classe I para os parâmetros O₂, pH, temperatura e DBO₅, em função de que vários pontos desta bacia estão enquadrados como classe I ou II. Com relação à presença de coliformes fecais, a bacia pode ser enquadrada como classe IV, sendo que apenas alguns pontos podem ser classificados como classe I ou II. No geral, estes enquadramentos demonstram que a qualidade da água também pode estar adequada para o desenvolvimento de espécies aquáticas.

Analisando as águas do Guaíba em relação à presença de nutrientes, BENDATI *et al.* (2003) verificaram que todos os pontos de amostragem de água estudados apresentaram concentração de fosfato total superior aos limites da classe III estabelecidos pela resolução do CONAMA (0,077 mg/L PO₄). Os resultados históricos indicam, segundo estes autores, que a presença mais elevada de fosfato pode ser atribuída basicamente a fontes naturais, embora possa haver incremento pelas atividades urbanas e agrícolas na bacia. O lago Guaíba também recebe os hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPAs) de baixo peso molecular que são escoados pelo arroio dilúvio (OLIVEIRA *et al.*, 2004). Estes autores também observaram que no lago Guaíba, os HPAs de alto peso molecular estavam presentes de uma forma mais significativa. O lago Guaíba recebe ainda altas cargas de despejos domésticos e industriais que são lançados nas partes mais baixas do rio dos Sinos (FEPAM, 1999). Para SCHULZ & MARTINS-JUNIOR (2001), os metais pesados são os principais responsáveis pelas alterações dos parâmetros reprodutivos da espécie *Astyanax fasciatus* do rio dos Sinos, que exibiram significativamente menores diâmetros de ovócitos, menor índice gonadal e relação gonado-somática.

Os resultados obtidos permitem concluir que as análises de anomalias para algumas espécies e a análise multivariada de componentes principais dos parâmetros físico-químicos podem ser utilizadas como ferramentas de avaliação da qualidade da água em programas de monitoramento ambiental, indicando quais os parâmetros que mais influenciam na qualidade da água, demonstrando quais os locais, períodos e espécies estão sendo mais criticamente afetados pela degradação do ambiente.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ADAMS, S. M. 1990. Status and Use of Biological Indicators for Evaluating the Effects of Stress on Fish. **American Fisheries Society Symposium. 8:** 1 – 8
- ARAÚJO, F.G. 1998. Uso da taxocenose de peixes como indicadora de degradação ambiental no rio Paraíba do Sul, Rio de Janeiro, Brasil. **Brazilian Archives of Biology and Technology. 41(3):** 370 – 378
- BENDATI, M.M.A.; MAIZONAVE, C.R.M.; OLABARRIAGA, E.D. & ROSADO, R.M. 1998. Use of the benthic macroinvertebrate community as a pollution indicator in the Gravataí River (RS, Brazil). **Verh. Internat. Verein. Limnol. 26:** 2019 – 2023
- BENDATI, M.M.; SCHWARZBACH, M.S.R.; MAIZONAVE, C.R.M.; ALMEIDA, L.B. & BRINGHENTI, M.L. 2003. **Avaliação da qualidade da água do lago Guaíba. Subsídios para a gestão da bacia hidrográfica.** DMAE, Ecos Pesquisa, ano 4, nº 7, 34 p.
- BENGTSSON, B. E.; BENGTSSON, A. & HIMBERG, M. 1985. Fish deformities and Pollution in some Swedish waters. **Ambio. 14:** 32 – 35
- CARIS, M.G. & RICE, S.D. 1990. Abnormal development and growth reductions of Pollock *Theragra chalcogramma* embryos exposed to water-soluble fractions of oil. **Fish. Bull. U.S. 88:** 29 – 37

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. Resolução nº 357, de 17 de março de 2005.

Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece condições e padrões de lançamento de efluentes. DOU, Brasília – DF, de 17 de março de 2005.

DAJOZ, R. 1983. **Ecologia Geral**. Petrópolis, Vozes, 472 p.

DALTO, R. & MENEGHETTI, S.B. 1998. Águas que se encontram. p. 8 – 29. In: NORONHA, L.C. (Org.) **Baía de todas as águas: preservação e gerenciamento ambiental na Bacia Hidrográfica do Guaíba**. Secretaria da Coordenação e Planejamento do Estado do Rio Grande do Sul, Secretaria Executiva do Pró-Guaíba, Porto Alegre, 112p.

DAOULAS, CH.; ECONOMOU, A.N. & BANTAVAS, I. 1991. Osteological abnormalities in laboratory reared sea-bass (*Dicentrarchus labrax*) fingerlings. **Aquaculture**, **97**: 169 – 180

FARIA, C. M. & LERSCH, E.C. 2001. **Monitoramento das águas do Delta e foz dos rios formadores do Guaíba**. DMAE, Ecos Pesquisa, ano 2, nº 5, 63 p.

FEPAM – FUNDAÇÃO ESTADUAL DE PROTEÇÃO AMBIENTAL. 1999. **Qualidade das águas do rio dos Sinos**. Departamento de Qualidade Ambiental. Divisão de planejamento e diagnóstico. Monitoramento da qualidade da água, 49 p.,

FLORES-LOPES, F.; MALABARBA, L.R.; PEREIRA, E.H.L. & SILVA, J.F.P. 2001. Alterações histopatológicas em placas ósseas do peixe cascudo *Rineloricaria strigilata* (Hensel) (Teleostei, Loricariidae) e sua frequência no lago Guaíba, Rio Grande do Sul, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**. **18(3)**: 699 – 709

FLORES-LOPES, F.; MALABARBA, L.R.; SILVA, J.F.P. & PEREIRA, E.H.L. 2002. Histologia de deformidades vertebrais em *Astyanax alburnus* (Hensel, 1870) (Ostariophysi: Characidae) do lago Guaíba, Rio Grande do Sul, Brasil. **Comunicações do Museu de Ciências e Tecnologia da PUCRS, Série Zoologia**. **15(1)**: 137 – 155

- FLORES-LOPES, F.; THOMAZ, A. T. & MALABARBA, L.R. 2006b. **Alterações Histopatológicas observadas nas brânquias de *Astyanax fasciatus* e *Cyanocharax alburnus* da bacia hidrográfica do Lago Guaíba, RS, Brasil.** Tese de Doutorado, Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal, UFRGS, Porto Alegre, 28 p. (neste volume).
- FLORES-LOPES, F.; THOMAZ, A.T. & MALABARBA, L.R. 2006d. **Avaliação ambiental através da análise da frequência da doença dos pontos pretos em comunidades de peixes.** Tese de Doutorado, Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal, UFRGS, Porto Alegre, 25 p. (neste volume).
- FLORES-LOPES, F. & MALABARBA, L.R. 2006e. **Uso de índices ecológicos em taxocenoses de peixes no monitoramento ambiental – estudo de caso da bacia hidrográfica do lago Guaíba, RS, Brasil.** Tese de Doutorado, Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal, UFRGS, Porto Alegre, 22 p. (neste volume).
- GOETTEMS, E.M.P.; TEIXEIRA, E.L. & MALABARBA, L.R. 1986. **Biological aspects in the evaluation of terciary lagoons and efficiency in the removal of organic pollutants.** Apresentado no: IAWPRC Bienal international Conference.
- HOUDE, E. 1973. Some recent advances and unsolved problems in the culture of marine fish larvae. **Proc. World Maricult. Soc. 3:** 83 – 112
- MALABARBA, L. R. & GOETTEMS, E. M. P. 1987. **Estudos sobre a Ictiofauna das Lagoas de Estabilização Terciárias do Sítel.** Anais do Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. São Paulo, 14: p. 74 – 120, 51 p.
- MALABARBA, L.R.; PEREIRA, E.H.L.; SILVA, J.F.P.; BRUSCHI JR., W. & FLORES-LOPES, F. 2004. Avaliação da qualidade da água através da frequência de anomalias morfológicas em peixes: estudo de caso do lago Guaíba, Rio Grande do Sul, Brasil.

Comunicações do Museu de Ciências e Tecnologia da PUCRS, Série Zoologia.

17(2): 97 – 128

MALABARBA, L.R. & REIS, R.E. 1987. **Manual de Técnicas para a preparação de Coleções Zoológicas. N° 36 – Peixes.** Campinas, Sociedade Brasileira de Zoologia, 14 p.

MENEGAT, R.; PORTO, M.L.; CARRARO, C. C. & FERNANDES, L.A.D. 1998. **Atlas Ambiental de Porto Alegre.** Porto Alegre, Editora da Universidade/UFRGS, 228 p.

MORANDI, I.C. & BRINGHENTI, M.L. 1997 **Qualidade das águas do rio Gravataí.** Prefeitura Municipal de Porto Alegre. DMAE. 57 p.

OLIVEIRA, J.F.; SOARES, M.F. & PIRES, M. **Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos (HPAs) em águas do lago Guaíba e arroio Dilúvio – RS.** In: IV Simpósio Internacional de Qualidade Ambiental, Porto Alegre, Anais, 2004

SANDERS, R.E.; MILTNER, R.J.; YODER, C.O. & RANKIN, E.T. 1999. The use of external deformities, erosion, lesions, and tumors (DELT anomalies) in fish assemblages for characterizing aquatic resources: a case study of seven Ohio streams. In: SIMON, T.P. (ed). **Assessing the sustainability and biological integrity of water resources using fish communities.** CRC Press, Boca Raton, FL, pp 225 – 248

SINDERMANN, C. J. 1990. **Principal Diseases of Marine Fish and Shellfish.** 2nd Ed., V. 1, London, Academic Press, 521 p.

SCHULZ, U.U. & MARTINS-JUNIOR, H. 2001. *Astyanax fasciatus* as bioindicators of water pollution of rio dos Sinos, RS, Brazil. **Brazilian Journal of Biology.** **61(4): 615 – 622**

SPRAGUE, J. B. 1985. Factors that modify toxicity. In: Rand, G. M. & S. R. Petrocelli. **Fundamentals of Aquatic Toxicology: methods and applications.** Hemisphere Publishing Corporation, Washington, 666 p.

- TEJERINA-GARRO, F.L.; MALDONADO, M.; IBÁÑEZ, C.; PONT, D.; ROSET, N. & OBERDORFF, T. 2005. Effects of natural and anthropogenic environmental changes on riverine fish assemblages: a framework for ecological assessment of rivers. **Brazilian Archives of Biology and Technology. 48(1):** 91 – 108
- VAN DER OOST, R.; GOKSOYR, A.; CELANDER, M.; HEIDA, H. & VERMEULEN, N.P.E. 1996. Biomonitoring of aquatic pollution with feral eel (*Anguilla anguilla*). II. Biomarkers: pollution-induced biochemical responses. **Aquatic Toxicology. 36:** 189 – 2

Tabela I – Lista de espécies de peixes capturadas nas amostragens realizadas na bacia hidrográfica do lago Guaíba durante o período de estudo. n.= número de indivíduos; IC= Índice de Constância.

Família	Espécies	n	IC
Anablepidae	<i>Jenynsia multidentata</i> (Jenyns, 1842)	105	18,18%
Anostomidae	<i>Leporinus obtusidens</i> (Valenciennes, 1836)	2	2,27%
	<i>Schizodon jacuiensis</i> Bergman, 1988	3	2,27%
Aspredinidae	<i>Ancistrus brevipinnis</i> (Regan, 1904)	3	1,13%
	<i>Bunocephalus doriae</i> Boulenger, 1902	13	1,13%
	<i>Bunocephalus iheringii</i> Boulenger, 1891	28	15,90%
Atherinopsidae	<i>Odontesthes aff. perugiae</i> Evermann & Kendall, 1906	35	18,18%
Callichthyidae	<i>Corydoras paleatus</i> (Jenyns, 1842)	5871	50,00%
	<i>Corydoras undulatus</i> Regan, 1912	1	1,13%
	<i>Hoplosternum littorale</i> (Hancock, 1828)	1	1,13%
Characidae	<i>Aphyocharax anisitsi</i> Eigenmann & Kennedy, 1903	54	18,18%
	<i>Astyanax eigenmanniorum</i> (Cope, 1894)	37	4,54%
	<i>Astyanax fasciatus</i> (Cuvier, 1819)	10955	90,90%
	<i>Astyanax jacuhiensis</i> Cope, 1894	3226	85,22%
	<i>Astyanax sp. 1</i>	25	2,27%
	<i>Astyanax sp. 2</i>	4	1,13%
	<i>Bryconamericus iheringii</i> (Boulenger, 1887)	185	23,86%
	<i>Characidium rachovii</i> Regan, 1913	1	1,13%
	<i>Characidium tenue</i> (Cope, 1894)	346	30,68%
	<i>Characidium zebra</i> Eigenmann, 1909	40	6,81%
	<i>Charax stenopterus</i> (Cope, 1894)	6	2,27%
	<i>Cheirodon ibicuihensis</i> Eigenmann, 1915	11601	39,77%
	<i>Cheirodon interruptus</i> (Jenyns, 1842)	25	4,54%
	<i>Cyanocharax albunus</i> (Hensel, 1870)	3257	95,45%
	<i>Diapoma specularum</i> Cope, 1894	1	1,13%
	<i>Hyphessobrycon bifasciatus</i> Ellis, 1911	11	5,68%
	<i>Hyphessobrycon luetkenii</i> (Boulenger, 1887)	8297	59,09%
	<i>Hyphessobrycon meridionalis</i> Ringuelet, Miquelarena & Menni, 1978	1	1,13%
	<i>Hyphessobrycon sp.</i>	1	1,13%
	<i>Oligosarcus jenynsii</i> (Günther, 1864)	41	12,50%
	<i>Oligosarcus robustus</i> Menezes, 1969	157	40,90%
	<i>Pseudocorynopoma doriae</i> Perugia, 1891	654	35,22%
	<i>Serrapinnus calliurus</i> (Boulenger, 1900)	926	40,90%
Cichlidae	<i>Cichlasoma portalegrense</i> (Hensel, 1870)	4	4,54%
	<i>Crenicichla lepidota</i> Heckel, 1840	21	13,63%
	<i>Crenicichla punctata</i> Hensel, 1870	53	22,72%
	<i>Geophagus brasiliensis</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	430	36,36%
	<i>Gymnogeophagus gymnogenys</i> (Hensel, 1870)	911	60,22%
	<i>Gymnogeophagus labiatus</i> (Hensel, 1870)	124	25,00%
	<i>Gymnogeophagus rhabdotus</i> (Hensel, 1870)	115	11,36%
	<i>Tilapia rendalli</i> (Boulenger, 1897)	1	1,13%
Clupeidae	<i>Platanichthys platana</i> (Regan, 1917)	57	17,04%
Curimatidae	<i>Cyphocharax spilotus</i> (Vari, 1987)	487	27,27%
	<i>Cyphocharax voga</i> (Hensel, 1870)	950	59,09%
Engraulidae	<i>Lycengraulis grossidens</i> (Spix & Agassiz, 1829)	384	24,80%

Erythrinidae	<i>Hoplias malabaricus</i> (Bloch, 1794)	43	20,45%
Gymnotidae	<i>Gymnotus carapo</i> (Linnaeus, 1758)	1	1,13%
Heptapteridae	<i>Pimelodella australis</i> Eigenmann, 1917	527	37,50%
	<i>Rhamdia aff. quelen</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	7	3,40%
Loricariidae	<i>Hisonotus sp.</i>	88	19,31%
	<i>Hypostomus aspilogaster</i> (Cope, 1894)	92	10,22%
	<i>Hypostomus commersoni</i> Valenciennes, 1836	7	3,40%
	<i>Loricariichthys anus</i> (Valenciennes, 1836)	35	17,04%
	<i>Otocinclus flexilis</i> Cope, 1894	848	22,72%
	<i>Rineloricaria cadeae</i> (Hensel, 1868)	1239	62,50%
	<i>Rineloricaria sp. n</i>	1	1,13%
	<i>Rineloricaria strigilata</i> (Hensel, 1868)	230	40,90%
Pimelodidae	<i>Parapimelodus nigribarbis</i> (Boulenger, 1889)	624	10,22%
	<i>Pimelodus maculatus</i> La Cèpède, 1803	15	11,36%
Poeciliidae	<i>Phalloceros caudimaculatus</i> (Hensel, 1868)	6	4,54%
Prochilodontidae	<i>Prochilodus lineatus</i> (Valenciennes, 1836)	1	1,13%
Pseudopimelodidae	<i>Microglanis cottoides</i> (Boulenger, 1891)	2	2,27%
Rivulidae	<i>Cynopoecilus nigrovittatus</i> Costa, 2002	1	1,13%
	<i>Cynopoecilus melanotaenia</i> (Regan, 1912)	1	1,13%
Sciaenidae	<i>Pachyurus bonariensis</i> Steindachner, 1879	162	27,27%
Trichomycteridae	<i>Homodiaetus anisitisi</i> Eigenmann & Ward, 1907	28	10,22%
Total		53408	

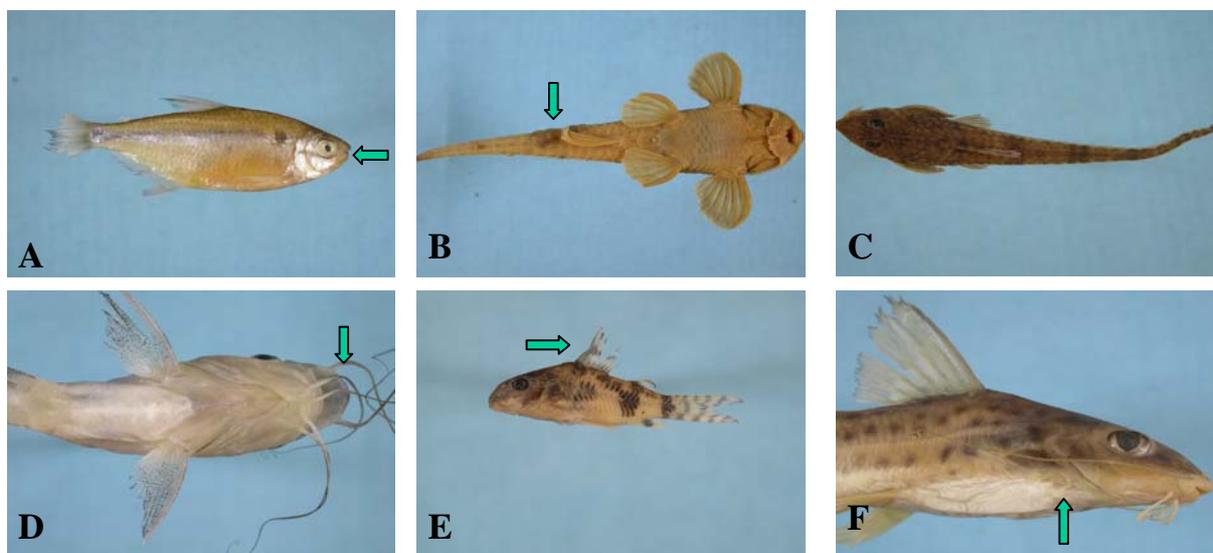


Figura 2 – Exemplos de peixes com anomalias morfológicas. A – *Astyanax fasciatus* com atrofia do olho e da mandíbula; B – *Rineloricaria strigilata* com neoplasia; C – *Rineloricaria cadeae* com torção do pedúnculo caudal; D – *Parapimelodus nigribarbis* com alteração dos ossos maxilo-mandibulares; E – *Corydoras paleatus* com torção do espinho da nadadeira dorsal e F – *Pimelodus maculatus* com atrofia da nadadeira peitoral.

Tabela II – Total de anomalias morfológicas observadas na bacia hidrográfica do lago Guaíba por ponto de amostragem e tipo de anomalia. T. ex. – Total de exemplares; T. ano. – Total de anomalias, Fr(%) – Frequência relativa.

Lago Guaíba	Tipos de Anomalias									T Ex.	T Ano.	Fr(%)
	a1	a2	a3	A4	a5	b1	b2	c1	d			
Gasômetro	149	10	1	27	2	1	6	1	9	12068	206	1,7
S. Alemoa	30	2	0	8	0	0	1	0	3	5369	44	0,81
F. Celupa	3	0	0	2	0	1	0	0	1	960	7	0,72
P. Alegria	2	6	0	4	0	0	0	1	0	1291	13	1
B. Ribeiro	32	1	1	11	0	0	0	0	0	2453	45	1,83
P. Ipanema	2	6	0	6	0	0	0	1	2	1879	17	0,9
Caí	1	1	0	2	0	0	0	1	1	992	6	0,6
Caí-Jacuí	16	10	0	9	0	0	1	3	2	3998	41	1,02
Sinos	2	1	0	1	0	0	0	0	1	1430	5	0,34
Gravataí118	11	5	0	53	0	2	1	4	11	6069	87	1,43
GravataíPC	16	12	2	67	0	0	3	6	18	16899	124	0,73
Total	264	54	4	190	2	4	12	17	48	53408	595	1,11

Tabela III – Teste do Qui-Quadrado para tabelas de contingência de anomalias morfológicas observadas na bacia hidrográfica do lago Guaíba no período amostrado (GL= 80, $\chi^2_{\text{tab.}}= 101,87$, $\alpha= 0,05$) (Para χ^2 simples dos locais de coleta, GL= 10, $\chi^2_{\text{tab.}}= 18,30$, $\alpha= 0,05$ e para χ^2 simples dos tipos de anomalia, GL= 8, $\chi^2_{\text{tab.}}= 15,50$, $\alpha= 0,05$), **negrito= significativo estatisticamente.**

Locais de coleta	Tipos de Anomalia									
	a1	a2	a3	a4	a5	b1	b2	c1	d	X2
Gasômetro	133,8	0,397	0,01	5,912	5,303	0,01	3,988	2,10	0,314	151,859
S. Alemoa	0,451	2,165	0,40	6,451	0,201	0,40	0,035	1,71	0,69	12,5077
F. Celupa	0,642	0,971	0,07	0,586	0,036	0	0,216	0,31	0,022	2,849974
P. Alegria	3,008	16,88	0,10	0,077	0,048	0,10	0,29	0,84	1,16	22,50629
B. Ribeiro	32,58	0,883	3,63	0,592	0,092	0,18	0,551	0,78	2,205	41,49101
P. Ipanema	5,719	8,849	0,14	0,07	0,07	0,14	0,422	0,27	0,057	15,73918
Caí	3,107	9E-06	0,07	0,663	0,037	0,07	0,223	1,48	0,013	5,674545
Caí-Jacuí	0,716	8,781	0,30	1,918	0,15	0,30	0,012	2,34	0,706	15,2262
Sinos	3,634	0,137	0,11	3,284	0,054	0,11	0,321	0,46	0,063	8,163309
Gravataí118	12,03	0,21	0,45	45,69	0,227	5,25	0,097	2,21	5,638	71,82277
GravataíPC	54,6	1,514	0,43	0,788	0,633	1,27	0,167	0,07	0,521	59,98378
Total	250,3	40,79	5,71	66,03	6,851	7,835	6,323	12,58	11,39	407,8237

Tabela IV – Espécies potencialmente indicadoras. N= Total de exemplares analisados em cada período amostrado. χ^2 = Valores de Qui-Quadrado obtidos para cada espécie no período em relação a frequência de anomalias observadas entre os diferentes locais (valores em negrito representam a não existência de casualidade para 95% de probabilidade), negrito= significativo estatisticamente.

Espécie	Ano 1			Ano 2		
	n	χ^2	GL	n	χ^2	GL
<i>Astyanax fasciatus</i>	5526	75,88	10	5429	72,6	10
<i>Astyanax jacuhiensis</i>	1623	26,76	10	1765	4,92	10
<i>Cheirodon ibicuihensis</i>	9804	7,84	10	9713	6,21	10
<i>Corydoras paleatus</i>	3270	56,68	10	2601	61,25	10
<i>Cyanocharax alburnus</i>	2892	39,93	10	1315	16,66	10
<i>Cyphocharax voga</i>	482	8,56	10	468	20,56	10
<i>Gymnogeophagus gymnogenys</i>	432	9,73	10	533	26,22	10
<i>Hypheosobrycon luetkenii</i>	6782	69,38	10	1473	0	10
<i>Pimelodella australis</i>	153	7,36	10	375	14,35	10
<i>Serrapinus calliurus</i>	517	22,37	10	409	5,1	10
Total	31481			24081		

Tabela V – Teste do Qui-Quadrado simples para anomalia **a4** na espécie *Corydoras paleatus* (GL = 10, $\chi^2_{\text{tab.}}$ = 18,307 para $\alpha = 0,05$; n = número de indivíduos; f = frequência observada; Fi = frequência esperada na amostra), **negrito**= significativo estatisticamente.

Locais Coleta	n	Ano 1			N	Ano 2		
		f	Fi	χ^2		F	Fi	χ^2
Gasômetro	1553	6	20,422	10,185	15	5	0,4671	43,986
S. Alemoa	15	0	0,1972	0,1972	0	0	0	0
F. Celupa	12	0	0,1578	0,1578	4	0	0,1246	0,1246
P. Alegria	0	0	0	0	0	0	0	0
B. Ribeiro	0	0	0	0	0	0	0	0
P. Ipanema	4	0	0,0526	0,0526	0	0	0	0
Caí	64	1	0,8416	0,0298	4	1	0,1246	6,1523
Caí-Jacuí	413	21	5,4309	44,633	1	0	0,0311	0,0311
Sinos	58	0	0,7627	0,7627	11	0	0,3426	0,3426
Gravataí118	1030	14	13,544	0,0153	1051	28	32,73	0,6836
GravataíPC	121	1	1,5911	0,2196	1515	47	47,18	0,0007
Total	3270	43		56,253	2601	81		51,321

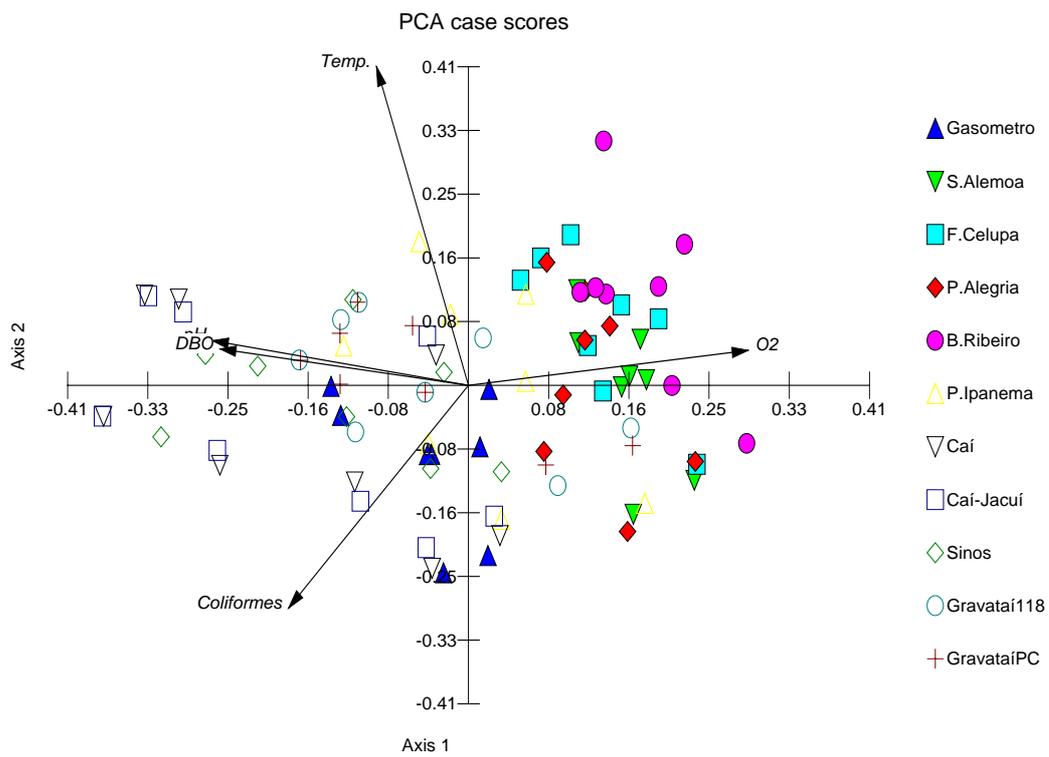


Figura 3 – Análise de componentes principais dos parâmetros físico-químicos observados nos locais de amostragem.

AVALIAÇÃO DA QUALIDADE AMBIENTAL ATRAVÉS DA ANÁLISE DA FREQUÊNCIA DA DOENÇA DOS PONTOS PRETOS EM COMUNIDADES DE PEIXES.

FÁBIO FLORES-LOPES¹, ANDRÉA T. THOMAZ² & LUIZ R. MALABARBA^{2,3}

1 Bolsista CNPq, Laboratório de Ictiologia, Departamento de Zoologia, Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal, IB, UFRGS, Av Bento Gonçalves 9500, bloco IV, prédio 43.435, CEP: 90540-000, email: fabiologo5@hotmail.com;

2. Bolsista PROPESQ, Laboratório de Ictiologia, Departamento de Zoologia, IB, UFRGS;

3. Museu de Ciências e Tecnologia, Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul, PUC-RS, Av. Ipiranga 6681, Cx. P. 1429, CEP 90619-900.

ABSTRACT

The frequency of black-spots diseases, caused by Digenetic Trematodes in fishes is tested as an indicate of water quality in the lago Guaíba drainage. Standard and seasonal samples were made with seine net on eleven localities. A total of 53408 specimens were collected and the largest frequency of black-spots disease observed in *Astyanax fasciatus*. The simple Qui-square test, applied to this species, showed a statistically significant frequency of this disease on three of the visited places. Two of these localities presented the largest frequencies of the black spots diseases during two subsequent periods of one year of samples and the best water quality among studed localities. The results suggest that higher frequencies of the black-spots disease indicate lower environmental degradation and may be used as environmental quality indicator.

Key-words: black-spots disease, environmental quality, *Astyanax fasciatus*.

RESUMO

A frequência da doença dos pontos pretos, provocada por trematódeos digenéticos em peixes, é testada como indicador da qualidade da água na bacia hidrográfica do lago Guaíba. As amostragens foram padronizadas e realizadas sazonalmente com redes do tipo picaré, em

onze pontos desta bacia. Foram coletados 53408 exemplares, sendo que a maior frequência de ocorrência da doença foi verificada na espécie *Astyanax fasciatus*. O teste do Qui-Quadrado simples, aplicado para essa espécie, demonstrou frequência estatisticamente significativa de ocorrência da doença para três locais amostrados. Dois destes locais apresentaram as maiores frequências durante dois períodos consecutivos de um ano de amostragem e os melhores níveis de qualidade das águas. Os resultados deste trabalho sugerem que a elevada frequência da doença dos pontos pretos indica ambientes com menor degradação, podendo ser utilizada como indicador de melhor qualidade ambiental.

Palavras-chave: pontos pretos, qualidade ambiental, *Astyanax fasciatus*.

INTRODUÇÃO

A deterioração do ambiente em função das atividades antrópicas tem gerado necessidades de desenvolvimento e adequação de métodos de avaliação da qualidade ambiental (BRUSCHI JR. *et al.*, 2000). Em função disto, LOBO *et al.* (2002) salientaram que cada vez mais métodos biológicos tem sido utilizados em estudos ambientais, em parte, pela resposta que os organismos dão a sutis modificações que ocorrem no ambiente em que vivem em um determinado intervalo de tempo. Para estes autores, os métodos biológicos utilizados para o monitoramento da qualidade da água apresentam a vantagem de oferecer informações de efeitos ambientais prolongados, isto é, são capazes de refletir estados não mais existentes no momento da verificação, porém, originados a partir do processo de maturação da comunidade.

Estressores químicos, físicos e biológicos afetam as características biológicas de um ambiente aquático (GIBSON *et al.*, 1996). Por exemplo, estressores químicos podem resultar na perda de uma espécie sensível e numa mudança na estrutura da comunidade. A quantidade e intensidade de estressores dentro de um ecossistema serão evidenciadas por uma mudança

nas condições e funções da comunidade biótica. As interações entre estressores químicos, físicos e biológicos e seus impactos cumulativos enfatizam a necessidade de diretamente detectar e avaliar a biota como indicadores das atuais fontes de degradação do ambiente aquático (BARBOUR *et al.*, 1999).

Neste sentido, os efeitos de mudanças nas condições ambientais na comunidade de parasitos pode ser uma importante fonte de informações sobre os efeitos da poluição no ecossistema. Em função disto, os fatores ambientais que agem nos parasitos de peixes tem recebido uma atenção especial nos últimos anos (KOSKIVAARA, 1992). Para ESCH (1974), o impacto de um fator estressante é variável na dinâmica das populações de hospedeiros e parasitos, podendo ser expressado de maneira fisiológica e/ou comportamental em ambos os organismos. Este mesmo autor afirma que a resposta a um agente estressor é variável a nível de indivíduo, população e ecossistema e, esta resposta, é ditada pela capacidade de adaptação de cada nível no momento do impacto. Por isso, um estresse pode agir de maneira positiva ou negativa, dependendo das espécies envolvidas e das condições existentes naquele momento.

Poluentes podem afetar o sistema imunológico dos peixes diretamente ou através de mudanças provocadas no ambiente aquático, podendo reduzir sua capacidade imunológica aos parasitos (POULIN, 1992). Cada contaminante age de uma maneira distinta em cada hospedeiro e parasito, podendo ainda ser modificado pelo ambiente onde se encontra e apresentar uma resposta imunológica diferente para cada condição (OVERSTREET, 1997). Por isso, parasitos são indicadores de muitos aspectos biológicos da condição dos seus hospedeiros (WILLIAMS *et al.*, 1992), podendo ser importantes na verificação da qualidade do ambiente (MARCOGLIESE & CONE, 1997). Deste modo, eles podem complementar as análises químicas ou estudos biológicos tradicionais como indicadores de disfunções no ecossistema (GALLI *et al.*, 2001). OVERSTREET (1997) salientou que a informação sobre parasitos, quando corroborada por indicadores histopatológicos, provém uma boa indicação da saúde do peixe e

do ambiente. Parasitos podem ser ainda utilizados como bioindicadores, pois podem acumular grandes quantidades de metais pesados (KENNEDY, 1997).

Entretanto, OVERSTREET (1997) demonstrou que a análise de parasitos não é necessariamente simples, pois depende da intensidade da infestação, sua localização nos hospedeiros, histórico de vida das espécies envolvidas e a identificação da resposta do hospedeiro aquele tipo específico de parasito. Além disso, muitos parasitos possuem ciclos de vida complexos e dependem, para sua transmissão, de um número variado de hospedeiros intermediários, invertebrados e vertebrados, ocorrendo sua transmissão através das interações predador-presa. Então, parasitos necessitam da estrutura da teia alimentar e, conseqüentemente, são indicativos dessas interações tróficas. Geralmente, estágios de vida livre dos parasitos são pequenos e delicados, sendo sensíveis às condições ambientais (MARCOGLIESE & CONE, 1997).

Este trabalho objetivou testar a eficiência da utilização da frequência da doença dos pontos pretos, provocada por parasitos Trematódeos Digenéticos em comunidades de peixes, como uma nova metodologia de avaliação da qualidade das águas em programas de monitoramento ambiental.

MATERIAL E MÉTODOS

As amostragens de peixes foram realizadas sazonalmente por um período de dois anos, de dezembro de 2002 a outubro de 2004. O primeiro ano corresponde ao período de dezembro de 2002 a outubro de 2003 no lago Guaíba e março de 2003 a dezembro de 2003 nos rios tributários e o segundo ano de amostragem corresponde de janeiro de 2004 a outubro de 2004 no lago Guaíba e de março de 2004 a dezembro de 2004 nos rios tributários.

As amostragens foram realizadas com redes do tipo picaré (15 m x 1,5 m x 0,5 cm) (MALABARBA & REIS, 1987), em onze pontos da bacia hidrográfica do lago Guaíba, sendo

seis pontos no lago Guaíba (1 – Gasômetro, município de Porto Alegre; 2 – Saco da Alemoa, município de Eldorado do Sul; 3 – Foz do Arroio Celupa, município de Guaíba; 4 – Praia da Alegria, município de Guaíba; 5 – Barra do Ribeiro, município de Barra do Ribeiro; 6 – Praia de Ipanema, município de Porto Alegre) e cinco pontos em três rios tributários (7 – rio Caí, junto à ponte da rodovia BR 386; 8 – rio Caí próximo a foz com o rio Jacuí; 9 – rio dos Sinos, junto à ponte da rodovia BR 386; 10 – rio Gravataí, próximo a rodovia RS118; 11 – rio Gravataí, na localidade de Passo das Canoas).

Foram realizadas amostragens padronizadas com 4 arrastos de margem. Os exemplares foram fixados no campo em formol 10%. No laboratório, o material foi triado, identificado até o nível de espécie e preservado em álcool 70%. Através da análise do material, foram obtidos os dados de composição da comunidade.

De cada ponto de amostragem foram selecionados, aleatoriamente, dez exemplares da espécie *Astyanax fasciatus* (Cuvier, 1819) para a tomada das medidas de comprimento padrão (CP) e identificação do sexo. A fim de verificar a composição da população em relação ao tamanho dos indivíduos, foi estabelecida a amplitude das classes de comprimento padrão (CP) através da Regra de Sturges (VIEIRA, 1991). Para a proporção sexual, foi utilizado o teste do Qui-Quadrado simples (ZAR, 1999).

Com o objetivo de verificar prováveis lesões histopatológicas provocadas pelas metacercárias de Trematódeos Digenéticos, foram realizadas análises histológicas com amostras de espécimes inteiros infestados ou apenas da epiderme de *A. fasciatus*. O material foi preparado para inclusão e impregnação em parafina. Os cortes foram realizados com espessura de cinco micrômetros em um micrótomo. Para visualização geral dos tecidos e órgãos foi adotada a técnica de Hematoxilina e Eosina (HE). A técnica do PAS (Ácido Periódico de Schiff) foi utilizada para verificação da presença de glicogênio, lâminas basais,

mucoproteínas ou glicoproteínas e a técnica de Tricômico de Gomori foi usada para observação de colágeno e fibras elásticas (MICHALANY, 1980).

O teste do Qui-Quadrado simples (ZAR, 1999) foi aplicado a fim de verificar a associação entre a frequência de ocorrência da doença dos pontos pretos e os locais de amostragem, averiguando se houve casualidade ou não na ocorrência dessa associação. O teste foi aplicado para todo o período de estudo (dois anos), assim como para cada período de um ano de amostragem, a fim de verificar se houve ou não repetição dos resultados. Uma análise de componentes principais foi realizada com os parâmetros temperatura, pH, DBO₅, O₂ dissolvido e coliformes fecais para identificar quais desses parâmetros estavam influenciando na qualidade do corpo hídrico. A classificação físico-química da qualidade da água foi estabelecida pela resolução número 357 do CONAMA de 2005. Os dados físico-químicos do lago Guaíba foram fornecidos pelo DMAE (Departamento Municipal de Água e Esgoto), os do rio dos Sinos pela FEPAM (Fundação Estadual de Proteção Ambiental) e os dados pertencentes aos demais rios tributários foram cedidos pela CORSAN (Companhia Riograndense de Saneamento).

Para verificar possíveis correlações entre temperatura (sazonalidade) e frequência de ocorrência da doença dos pontos pretos foi aplicado o teste estatístico não paramétrico de Spearman (ZAR, 1999).

RESULTADOS

Foram capturados e analisados 53408 exemplares de 66 espécies, pertencentes a 22 famílias e 8 ordens. As famílias mais abundantes foram Characidae (29%), Loricariidae e Cichlidae (12%) e as espécies mais abundantes foram *Cheirodon ibicuiensis* Eigenmann, 1915 (21,7%), *Astyanax fasciatus* (20,5%), *Hyphessobrycon luetkenii* (Boulenger, 1887) (15,5%) e *Corydoras paleatus* (Jenyns, 1842) (11%). Do total de indivíduos analisados, 1108

apresentaram infestação pela doença dos pontos pretos (2,07%). Foi observada infestação em exemplares de 13 espécies diferentes, sendo que 4 apresentaram resultado estatisticamente significativo para o teste do Qui-quadrado, são elas: *Astyanax fasciatus*, *A. jacuhiensis* Cope, 1894, *Cyphocharax voga* (Hensel, 1870) e *Hyphessobrycon luetkenii*. Dentre estas, a maior frequência de ocorrência da doença foi verificada em *A. fasciatus* (Figura 2). Baseado nas medidas de comprimento padrão, foi observado que os exemplares que compõem a amostragem são predominantemente adultos e variam de 36,64 a 68,64 mm (Figura 3). Já a proporção sexual demonstrou que 60,63% dos indivíduos são machos, 31,62% são fêmeas e 7,75% são espécimes jovens, não permitindo sua identificação.

A presença de pequenas manchas negras no formato semelhante a uma fibra muscular, que circulam um orifício formado na epiderme dos peixes, são sinais indicativos da infestação do mesmo pela doença dos pontos pretos (Figura 4A e B). A análise histológica demonstrou que o agente causador da doença são parasitos Trematódeos Digenéticos, provavelmente da família Diplostomatidae, na fase de metacercárias, que se alojam abaixo do tecido epitelial estratificado ou abaixo do tecido conjuntivo denso situado logo abaixo do epitélio e acima da musculatura (Figura 4C). Junto ao encistamento foi possível observar a presença de células do sistema imunológico (eosinófilos, macrófagos e azurófilos) (Figura 4D). Nesta região, junto a estas células foram verificadas células pigmentadas (melanócitos), que são os responsáveis pela formação das manchas escuras na epiderme do peixe (Figura 4D e 5A).

Logo abaixo, aparecem várias camadas de fibras de tecido conjuntivo envolvendo o parasito. Estas células foram produzidas pelo hospedeiro e caracterizam o fibroma que forma o encistamento. De acordo com o tempo de infestação, a quantidade de fibras de conjuntivo vai variar de poucas camadas (encistamentos recentes) até fibromas mais espessos (encistamentos mais antigos) (Figura 5B). As fibras, quando coradas com Tricômico de Gomori (Figura 5C), demonstraram reação positiva, indicando a presença de colágeno. Logo

abaixo, observa-se uma fina parede de células que apresentou reação fracamente positiva ao PAS (Figura 5D), demonstrando ocorrer a presença de glicogênio, mucoproteínas e glicoproteínas. Esta camada é formada por células macrofágicas, eosinófilos e células endoteliais. Em seguida, verificou-se a presença de duas paredes formadas por produtos secretados pelas glândulas cistogênicas do próprio parasito, sendo que a mais externa é a mais espessa e a mais interna é pouco visível no microscópio óptico, sendo formada por elastina e colágeno.

O teste do Qui-Quadrado simples aplicado para todas espécies revelou resultado significativo na frequência de indivíduos parasitados nos locais F. Celupa, P. Alegria, B. Ribeiro e P. Ipanema, demonstrando não haver casualidade de infecção nestes locais (Tabela I). Quando realizado especificamente para a espécie *A. fasciatus*, o teste mostrou resultado significativo para os pontos F. Celupa, B. Ribeiro e Caí, também demonstrando não haver casualidade de infecção nestes ambientes (Tabela II). Ao ser aplicado o teste do Qui-Quadrado simples para cada período de um ano de amostragem, pôde ser verificado uma repetição de resultados estatisticamente significativos para os pontos F. Celulpa e B. Ribeiro e para a bacia hidrográfica como um todo, demonstrando não haver casualidade de infecção nestes ambientes (Tabela III).

A análise de componentes principais para os parâmetros físico-químicos produziu dois eixos significativos que apresentaram percentual cumulativo de 67,21% das variações nos parâmetros ambientais analisados entre os pontos de amostragem. A análise demonstrou ainda que o eixo I explica todas as variações observadas. No eixo II são explicadas somente as variações de pH, coliformes fecais e temperatura. Foi verificado que os parâmetros físico-químicos que mais influenciaram na qualidade da água nos locais com a maior frequência de ocorrência da doença em *A. fasciatus* foram as médias mais elevadas de O₂ dissolvido e mais baixas de coliformes fecais (Figura 6 e Tabela III do capítulo 2).

Nos pontos F. Celupa e B. Ribeiro foram verificadas as maiores variações de temperatura e maiores concentrações de O₂ dissolvido e menores concentrações de coliformes fecais (Figura 6). Ao classificar a qualidade da água, B. Ribeiro apresentou a menor degradação, sendo enquadrado como classe I em todos os parâmetros analisados. F. Celupa foi enquadrado como classe I para todos os parâmetros, com exceção de coliformes fecais, que foi enquadrado como classe II. Já o rio Caí, foi classificado como classe IV para coliformes fecais e O₂ dissolvido. Este mesmo ponto foi enquadrado como classe I para os demais parâmetros. O Gasômetro foi considerado como o de pior qualidade, pois apresentou a média mais elevada de coliformes fecais e a mais baixa de O₂ dissolvido, sendo enquadrado como classe II para O₂ e IV para coliformes. Os demais locais apresentaram uma qualidade de água variando de boa a razoável, sendo classificados como classe III ou IV para coliformes fecais e para os demais parâmetros como classe I ou II (Tabela IV, capítulo 2). Com relação a sazonalidade, a análise dos dados não demonstrou resultado estatisticamente significativo pelo teste de Spearman ($p= 0,4275$, $\alpha= 0,05$) (Figura 7).

DISCUSSÃO

A presença de poluentes e outras alterações feitas pelo homem nos ambientes aquáticos pode afetar a comunidade de parasitos diretamente, agindo nas formas de vida livre ou nos ectoparasitos ou, indiretamente, agindo nos hospedeiros intermediários e definitivos (MÖLLER, 1987). Segundo este autor, algumas condições de poluição favorecem a propagação dos parasitos, pois excluem seus predadores naturais, reduzem a resistência dos hospedeiros ou promovem condições desfavoráveis de vida para os hospedeiros intermediários. Este pesquisador salienta ainda que diversos estudos com parasitos vêm mostrando que eles podem sofrer grandes taxas de mortalidade quando expostos a altas temperaturas, baixo nível de oxigênio ou altos níveis de metais pesados dissolvidos, em comparação com animais

controles não-parasitos. KENNEDY (1997) salientou que parasitos podem ser afetados por mudanças no padrão de presença e abundância de distribuição de seus hospedeiros definitivos ou intermediários. Além disso, a falta de parasitos pode indicar a presença de toxinas durante semanas ou anos nesse habitat (OVERSTREET, 1997).

A infestação por metacercárias é extremamente comum em peixes, resultando na maioria das vezes em severos efeitos nos hospedeiros (ROHDE, 1984). Neste trabalho, foi observado que os peixes responderam à presença de parasitos com um encapsulamento, formado por um envoltório celular ao redor do parasito, que pode ser delicado ou espesso, algumas vezes consistindo de muitas camadas concêntricas de células derivadas principalmente do tecido conjuntivo, assim como descrito em FLORES-LOPES *et al.* (2002). Para ROHDE (1984), uma distinta cápsula originária do hospedeiro é formada.

Neste estudo, em função do fato do resultado do teste do Qui-Quadrado demonstrar não haver casualidade na ocorrência da doença dos pontos pretos nos pontos F. Celupa e B. Ribeiro para a espécie *A. fasciatus* (Tabela II) e dos resultados obtidos pela análise de componentes principais para os parâmetros físico-químicos demonstrarem nestes ecossistemas as menores médias de coliformes fecais, as médias mais elevadas de O₂ dissolvido e as maiores variações de temperatura, fazendo com que estes pontos sejam enquadrados como classe I pela resolução do CONAMA, pode-se dizer que a associação entre a elevada freqüência de infecção da amostragem destes locais pelos parasitos causadores da doença dos pontos pretos e a melhor qualidade dos parâmetros físico-químicos da água podem ser considerados como um indicador da qualidade da água nestes ambientes.

Resultados semelhantes foram observados por FLORES-LOPES *et al.* (2006b, neste volume) ao analisar histologicamente as brânquias de *A. fasciatus*. Eles observaram uma maior freqüência de anomalias de moderada intensidade na F. Celupa e somente anomalias de leve intensidade em B. Ribeiro. Já FLORES-LOPES & MALABARBA (2006c, neste volume)

observaram que, para a ocorrência de anomalias morfológicas, a *F. Celupa* não apresentou resultado estatisticamente significativo pelo teste do Qui-Quadrado e *B. Ribeiro* apresentou resultado significativo. FLORES-LOPES & MALABARBA (2006e, neste volume) observaram que *B. Ribeiro* apresentou o índice de diversidade mais regular durante o período de amostragem e foi classificado como de média qualidade pelo índice de qualidade integrado.

GALLI *et al.* (2001), realizando estudos sobre a qualidade da água como um fator determinante da composição da comunidade de parasitos de peixes, utilizaram um sistema de classificação por classes, onde a classe I corresponde a de melhor qualidade de água e a classe IV como a mais deteriorada, sendo semelhante ao sistema utilizado por este trabalho. Estes autores observaram dados semelhantes para os parâmetros coliformes totais, fecais e O₂ dissolvido e verificaram que a ocorrência do número mais baixo de espécies de parasitos foi vista nos locais pesadamente poluídos. Estas informações, quando associados as elevadas freqüências de infecção pelas metacercárias dos parasitos, podem ser consideradas como um indicador de menor degradação ambiental.

Para OVERSTREET (1997), parasitos que incluem mais de um hospedeiro em seu ciclo de vida, geralmente ocorrem em baixo número em locais contaminados. Isto pode ocorrer em função do contaminante reduzir ou eliminar seus hospedeiros, intermediários ou definitivos, ou porque os contaminantes exercem um efeito tóxico direto no parasito. GALLI *et al.* (2001) constataram que a quantidade de digenéticos *D. spathaceum* e *A. tincae* diminuíram em locais seriamente poluídos e mostraram os maiores índices de infestação em locais moderadamente poluídos. A poluição, neste caso, influenciou na prevalência e abundância desses parasitos, assim como na abundância de seus hospedeiros intermediários. Já JANOVY *et al.* (1997) relataram que a prevalência e abundância de várias metacercárias de Digenéticos, como, por exemplo, as que causam a doença dos pontos pretos ou cataratas, aumentam em águas de baixa qualidade e em águas mais lentas. Os resultados do presente trabalho concordam com os

obtidos por GALLI *et al.* (2001) para a prevalência e abundância dos parasitos. Pequenas diferenças na prevalência e abundância de parasitos de peixes são de grande importância ecológica, pois são mais fáceis de perceber do que pequenas mudanças químicas no sangue e na natação dos peixes (POULIN, 1992).

MARCOGLIESE (2001) salientou que parasitos de animais aquáticos são sensíveis a mudanças na temperatura, não somente em termos de efeitos diretos em seu ciclo de vida e transmissão, mas também na biologia do hospedeiro. ESCH *et al.* (1974), salientaram que mudanças normais na temperatura das estações podem estar correlacionados com mudanças nas densidades das infrapopulações de muitos organismos parasitos, além disso, ele salienta que altas temperaturas da água podem reduzir a resistência natural dos hospedeiros e assim, aumentar a predisposição dos peixes ao parasitismo. De acordo com KOSKIVAARA (1992), a temperatura é o maior fator de regulação da sazonalidade de parasitos, mas diferentes espécies parecem reagir de maneiras diferentes. Embora outros fatores ambientais possam afetar a incidência da doença dos pontos pretos, a elevada temperatura da água está claramente associada com elevadas taxas de infestação de Coho Salmon por metacercárias de indivíduos das espécies que compõem o grupo Neascus (CAIRNS *et al.*, 2005). Neste trabalho, embora os resultados não tenham sido considerados estatisticamente significativos, pode-se observar um aumento na frequência de infestação conforme o aumento da temperatura (Figura 7). BLOUIN *et al.* (1984) observaram que outros fatores, além da temperatura, são importantes em função de poderem afetar os hospedeiros dos parasitos do grupo Neascus. Eles verificaram que gradientes de nutrientes, oxigênio dissolvido, pH, descargas de resíduos ou todos estes fatores poderiam influenciar na distribuição dos moluscos que servem de primeiro hospedeiro intermediário.

Parasitos de peixes são de especial interesse, pois eles estão em contato direto tanto com o hospedeiro, quanto com o ambiente que os cercam, fornecendo informações sobre os efeitos

das condições do ambiente no organismo do hospedeiro (KOSKIVAARA, 1992). SLOBODKIN (1967) sugeriu que a resposta de um organismo a uma perturbação não-catastrófica vai geralmente culminar numa queda ou num aumento da capacidade de sobrevivência. Estes dados corroboram com os resultados obtidos por este estudo, onde foi observado que a frequência relativa do trematódeo causador da doença dos pontos pretos diminuiu significativamente em locais com maior degradação da água. Adicionando-se os resultados deste trabalho aos obtidos em demais estudos, pode-se verificar que parasitos podem ser utilizados como uma ferramenta complementar às análises físico-químicas ou aos testes biológicos tradicionais de sobrevivência, sendo eles utilizados como indicadores de disfunções a nível de ecossistema.

Este trabalho sugere que a ocorrência de acentuada frequência do parasito causador da doença dos pontos pretos pode indicar ambientes com menor degradação, podendo ser utilizado como indicador de melhor qualidade ambiental. Entretanto, a complexa relação no sistema poluição-parasito-hospedeiro complica o uso dos parasitos como indicadores dos efeitos da poluição, pois diferentes toxinas em diferentes concentrações podem afetar de maneira particular cada tipo de parasito (OVERSTREET, 1997). Porém, experiências tem mostrado que um número grande de parasitos são mais suscetíveis a certos agentes físico-químicos do ambiente. Os estudos realizados neste sentido são ainda recentes, sendo necessário a realização de novas pesquisas a fim de se compreender os complexos mecanismos da relação parasita-hospedeiro com a poluição ambiental.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

BARBOUR, M.T.; GERRITSEN, J.; SNYDER, B.D. & STRIBLING, J.B. 1999. Rapid Bioassessment Protocols for use in streams and Wadeable Rivers: Peryphyton, Benthic

- Macroinvertebrates and Fish, Second Edition. **EPA 841 – B – 99 – 002. U.S. Environmental Protection Agency**; Office of Water; Washington, D.C. 339 p.
- BLOUIN, E.F.; JOHNSON, A.D.; DUNLAP, D.G. & SPIEGEL, D.K. 1984. Prevalence of black spot (*Neascus pyriiformis*: Trematoda: Diplostomatidae) of fishes in Brule Creek, South Dakota. **Proceedings of the Helminthological Society of Washington. 51**: 357 – 359
- BRUSCHI JR., W.; MALABARBA, L.R. & SILVA, J.F.P. 2000. Avaliação da Qualidade Ambiental dos riachos através das Taxocenoses de peixes. In: CENTRO DE ECOLOGIA/UFRGS. **Carvão e Meio Ambiente**; Porto Alegre: Ed. da Universidade/UFRGS, p. 803 – 809.
- CAIRNS, M.A.; EBERSOLE, J.L.; BAKER, J.P.; WINGTON JR.; P.J.; LAVIGNE, H.R. & DAVIS, S.M. 2005. Influence of Summer stream temperature on Black spot infestation of juvenile Coho Salmon in the Oregon Coast Range. **Transactions of the American Fisheries Society. 134**: 1471 – 1479
- CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. 2005. Resolução nº 357 de 17 de março de 2005. **Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece condições e padrões de lançamento de efluentes.** DOU. Brasília – DF, 17 de março de 2005.
- ESCH, G.W.; GIBBONS, J.W. & BOURQUE, J.E. 1974. An Analysis of the Relationship Between Stress and Parasitism. **The American Midland Naturalist. 93(2)**: 339 – 353.
- FLORES-LOPES, F.; MALABARBA, L.R.; DA SILVA, J.F.P. & PEREIRA, E.H.L. 2002. Histologia de deformidades vertebrais em *Astyanax alburnus* (Hensel, 1870) (Ostariophysi: Characidae) do lago Guaíba, Rio Grande do Sul, Brasil. **Comunicações do Museu de Ciências e Tecnologia da PUCRS, Série Zoologia. 15(1)**: 137 – 155.

- FLORES-LOPES, F.; THOMAZ, A. T. & MALABARBA, L.R. 2006b. **Alterações Histopatológicas observadas nas brânquias de *Astyanax fasciatus* e *Cyanocharax alburnus* da bacia hidrográfica do Lago Guaíba, RS, Brasil.** Tese de Doutorado, Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal, UFRGS, Porto Alegre, 28 p. (neste volume).
- FLORES-LOPES, F. & MALABARBA, L.R. 2006c. **Utilização da frequência de anomalias morfológicas em peixes e análise multivariada de parâmetros físico-químicos no monitoramento ambiental.** Tese de Doutorado, Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal, UFRGS, Porto Alegre, 38 p. (neste volume).
- FLORES-LOPES, F. & MALABARBA, L.R. 2006e. **Uso de índices ecológicos em taxocenoses de peixes no monitoramento ambiental – estudo de caso da bacia hidrográfica do lago Guaíba, RS, Brasil.** Tese de Doutorado, Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal, UFRGS, Porto Alegre, 22 p. (neste volume).
- GALLI, P.; CROSA, G.; MARINIELLO, L.; ORTIS, M. & D'AMELIO, S. 2001. Water quality as a determinant of the composition of fish parasite communities. **Hydrobiologia. 452:** 173-179.
- GIBSON, G.R.; BARBOUR, M.T.; STIBLING, J.B.; GERRITSEN, J. & KARR, J.R. 1996. **Biological criteria: Technical guidance for streams and small rivers (revised edition).** U.S. Environmental Protection Agency, Office of Water, Washington, D.C. EPA 822 – B – 96 001, 339 p.
- JAVANOVY, J.; Jr., SNYDER, S.D. & CLOPTON, R.E. 1997. Evolutionary constraints on population structure: the parasites of *Fundulus zebrinus* (Pisces: Cyprinodontidae) in the South Platte River of Nebraska. **Journal of Parasitology. 83:** 584 – 592
- KENNEDY, C.R. 1997. Fresh water fish parasites and environmental quality: an overview and caution. **Parassitologia. 39:** 249-254.

- KOSKIVAARA, M. 1992. Environmental Factors Affecting Monogeneans Parasitic on Freshwater Fishes. **Parasitology Today**. **8(10)**: 339-342.
- MALABARBA, L.R. & REIS, R.E. 1987. **Manual de Técnicas para a preparação de Coleções Zoológicas. Nº 36 – Peixes**. Campinas: Sociedade Brasileira de Zoologia. 14 p.
- MARCOGLIESE, D. J. & CONE, D. K. 1997. Parasite communities as indicators of ecosystem stress. **Parassitologia**. **39**: 227-232.
- MARCOGLIESE, D.J. 2005. Implications of climate change for parasitism of animals in the aquatic environment. **Canadian Journal of Zoology**. **79**: 1331 – 1352
- MICHALANY, J. 1980. **Técnica histológica em Anatomia Patológica, com instruções para o cirurgião, enfermeira e citotécnico**. São Paulo: EPU, p. 277.
- MÖLLER, H. 1987. Pollution and parasitism in the aquatic environment. **Int. J. Parasitology**. **17**: 353 – 361.
- OVERSTREET, R.M. 1997. Parasitological data as monitors of environmental health. **Parassitologia**. **39**: 169-175.
- POULIN, R. 1992. Toxic Pollution and Parasitism in Freshwater Fish. **Parasitology Today**. **8(2)**: 58 – 61
- ROHDE, K. 1984. Diseases caused by metazoans: Helminths. In: KINNE, O. **Diseases of Marine Animals**, Hamburg, Biologische Anstalt Helgoland, v. 4, n. 1 – Pisces, p. 193-320.
- SLOBODKIN, L.B. 1967. Toward a predictive theory of evolution. In: LEWONTIN, R.C. (Ed.). **Population biology and evolution**. Syracuse: Univ. Press, NY., p. 187-205,
- WILLIAMS, H. H.; MACKENZIE, K.; MACCARTHY, A. M. 1992. Parasites as biological indicators of the population biology, migration, diet and phylogenetics of fish. **Rev. Fish Biol.** **2**: 144-176.

ZAR, J.H. 1999. **Biostatistical Analysis**. 4 th ed. Northern Illinois University. New Jersey:
Prentice-Hall. 663p.

VIEIRA, S. 1991. **Introdução à Bioestatística**. Rio de Janeiro, ed. Campus, 2ª ed., 294 p.

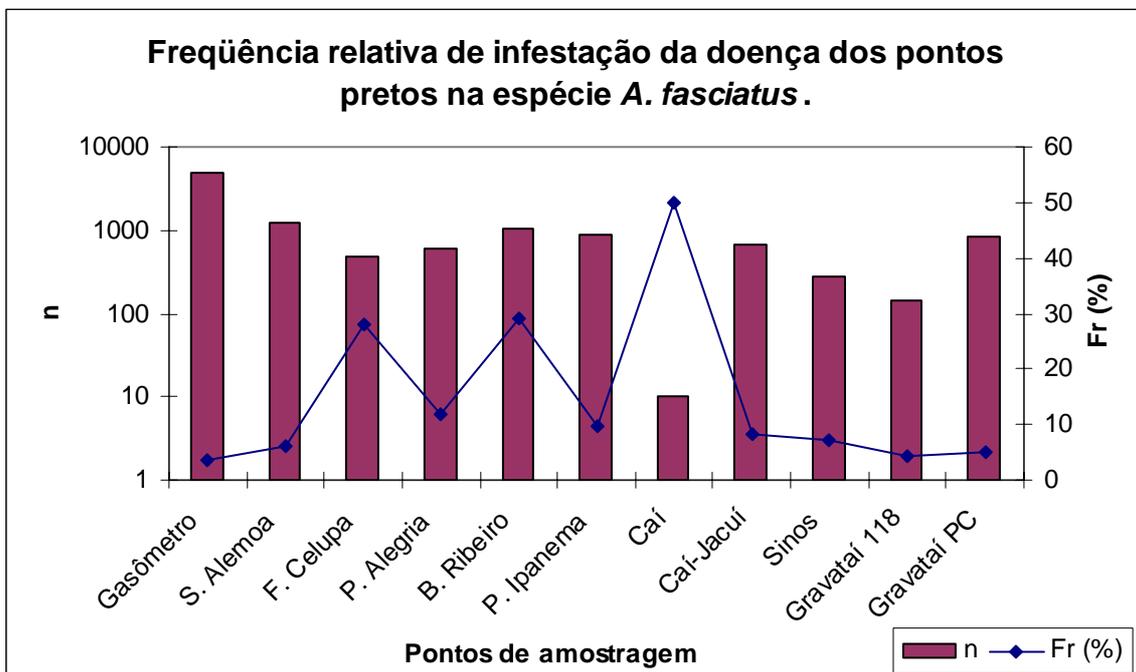


Figura 2 – Frequência relativa de infestação da doença dos pontos pretos em *A. Fasciatus* entre os locais amostrados.

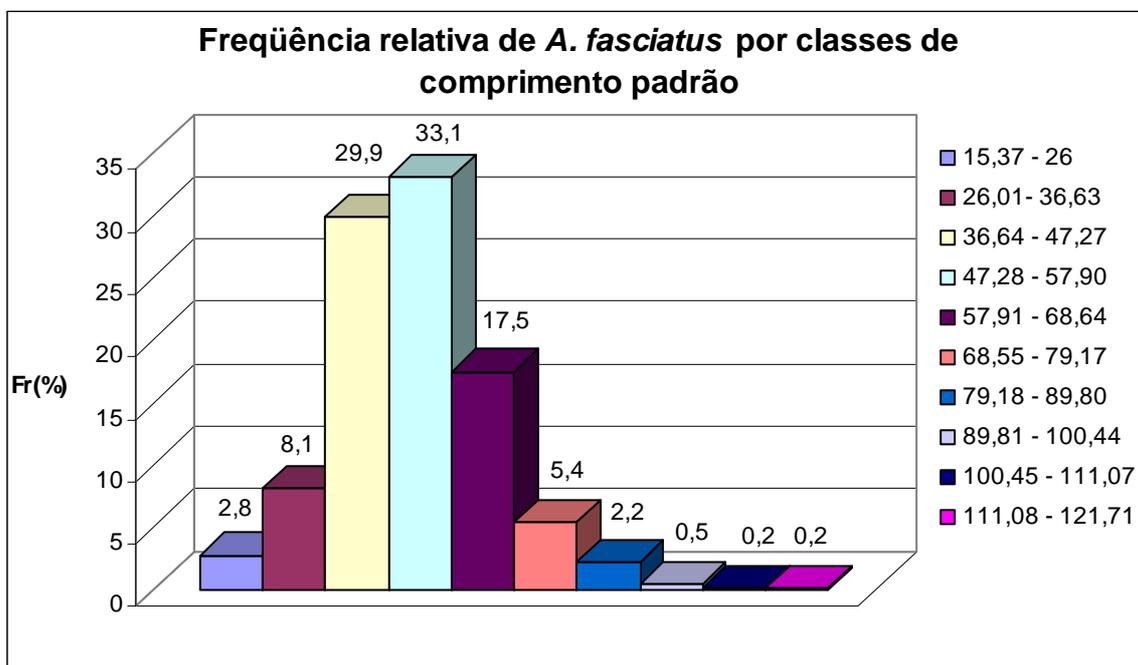


Figura 3 – Freqüência relativa de *A. fasciatus* por classes de comprimento padrão (mm).

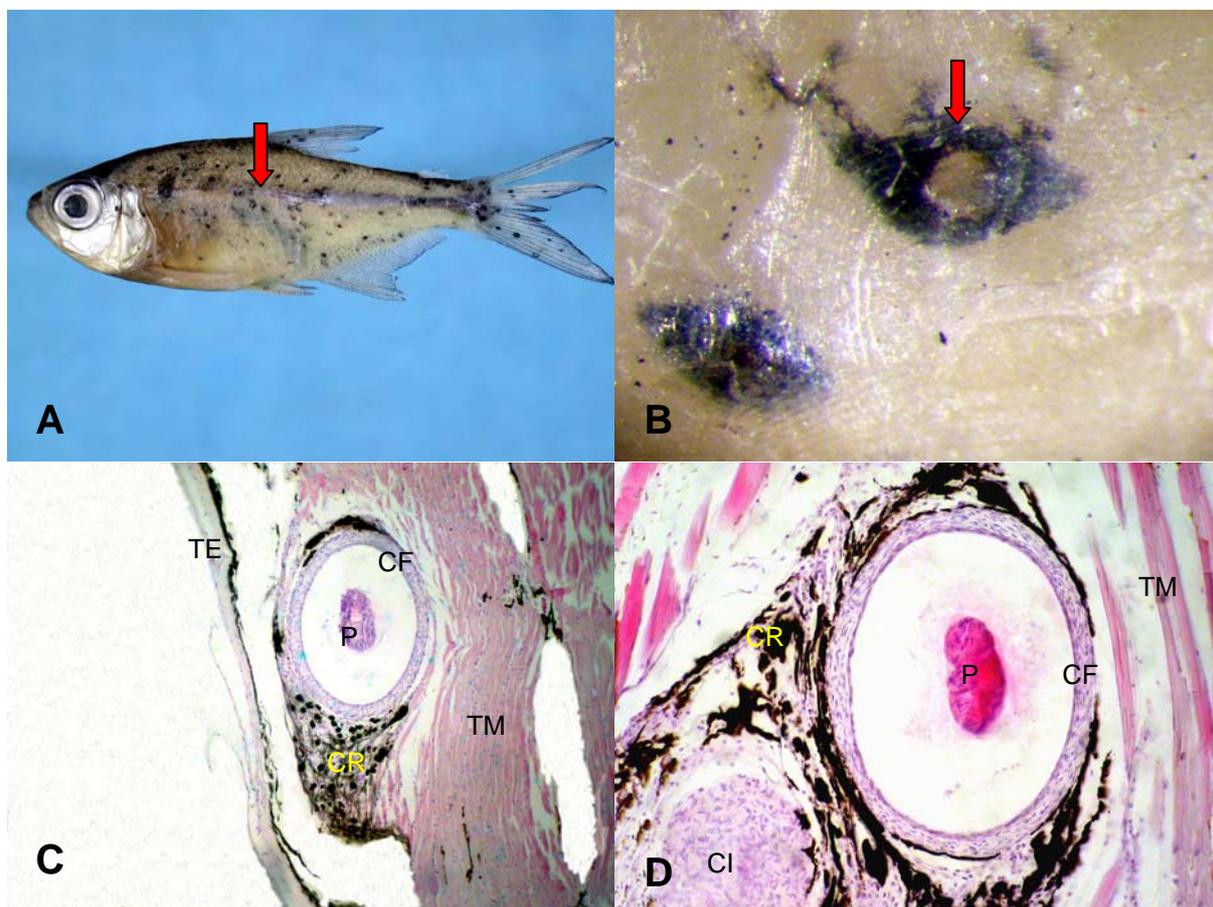


Figura 4 – Doença dos pontos pretos. A – exemplar de *Astyanax fasciatus* parasitado; B – detalhe da mancha preta; C e D – fotomicrografias dos parasitos Trematódeos Digenéticos; C – 10X e D – 40X; TE – Tecido epitelial; CF – Camada fibrosa; CR – Cromatóforos; TM – Tecido muscular; P – Parasito; CI – Células imunológicas.

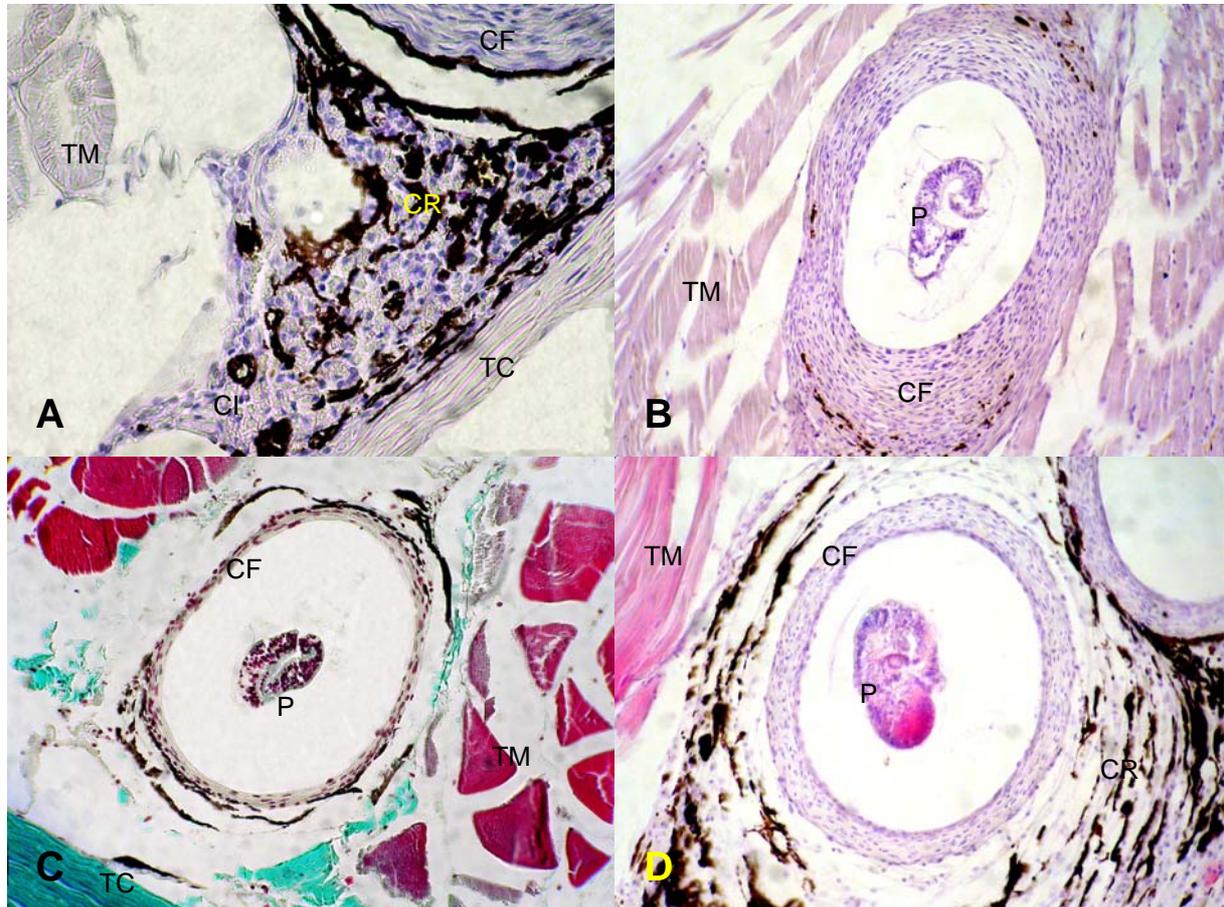


Figura 5 – Fotomicrografias dos parasitos causadores das manchas pretas. A – Detalhe mostrando as células imunológicas e cromatóforos. 40X; B – Espessa camada fibrosa envolvendo o parasito. 40X; C – Corte corado com Gomori. 40X; D – Corte corado com PAS.

EP – Epitélio; CI – Células imunológicas; CR – Cromatóforos; CF – Camada fibrosa; TM – Tecido muscular; P – Parasito; TC – Tecido Conjuntivo.

Tabela I - Teste do Qui-Quadrado simples para a doença dos pontos pretos em todas as espécies capturadas (GL = 10, $\chi^2_{tab.} = 18.307$ para $\alpha = 0.05$; n = número de indivíduos; f = Frequência observada; Fi = Frequência esperada na amostra), negrito: significativo estatisticamente.

Geral	n°	f	Fi	χ^2	Fr(%)
Gasômetro	12068	190	250,36	14,55	1,57
S. Alemoa	5369	97	111,39	1,86	1,81
F. Celupa	960	135	19,92	665,00	14,06
P. Alegria	1291	73	26,78	79,75	5,65
B. Ribeiro	2453	313	50,89	1350,01	12,76
P. Ipanema	1879	90	38,98	66,77	4,79
Caí	992	6	20,58	10,33	0,60
Caí-Jacuí	3998	58	82,94	7,50	1,45
Sinos	1430	26	29,67	0,45	1,82
Gravataí118	6069	28	125,91	76,13	0,46
GravataíPC	16899	92	350,59	190,73	0,54
	53408	1108		2463,09	2,07

Tabela II – Teste do Qui-Quadrado simples para a doença dos pontos pretos na espécie *A. fasciatus* (GL = 10, $\chi^2_{\text{tab.}}$ = 18.307 para $\alpha = 0.05$; n = número de indivíduos; f = Frequência observada; Fi = Frequência esperada na amostra), **negrito**= significativo estatisticamente.

<i>A. fasciatus</i>	nº	f	Fi	χ^2	Fr(%)
Gasômetro	4834	168	424,05	154,61	3,48
S. Alemoa	1208	74	105,97	9,64	6,13
F. Celupa	477	134	41,84	202,97	28,09
P. Alegria	590	70	51,76	6,43	11,86
B. Ribeiro	1029	301	90,27	491,97	29,25
P. Ipanema	884	87	77,55	1,15	9,84
Caí	10	5	0,88	19,38	50
Caí-Jacuí	677	55	59,39	0,32	8,12
Sinos	283	20	24,83	0,94	7,07
Gravataí118	141	6	12,37	3,28	4,26
GravataíPC	822	41	72,11	13,42	4,99
	10955	961		904,11	8,77

Tabela III – Teste do Qui-Quadrado simples para a espécie *A. fasciatus* nos dois períodos de amostragem. n= número de indivíduos; f= frequência observada; Fi= frequência esperada, negrito= significativo estatisticamente.

Ano 1	n	f	Fi	χ^2	Ano 2	n	f	Fi	χ^2
Gasômetro	2433	10	226,31	206,75	Gasômetro	2401	158	197,69	7,97
S. Alemoa	645	10	59,99	41,66	S. Alemoa	563	64	46,35	6,72
F. Celupa	335	107	31,16	184,59*	F. Celupa	142	27	11,69	20,04
P. Alegria	356	41	33,11	1,88	P. Alegria	234	29	19,27	4,92
B. Ribeiro	752	249	69,95	458,34	B. Ribeiro	277	52	22,81	37,37
P. Ipanema	313	10	29,11	12,55	P. Ipanema	571	77	47,01	19,13
Caí	8	5	0,74	24,34	Caí	2	0	0,16	0,16
Caí-Jacuí	295	45	27,44	11,24	Caí-Jacuí	382	10	31,45	14,63
Sinos	162	19	15,07	1,03	Sinos	121	1	9,96	8,06
Gravataí118	73	3	6,79	2,12	Gravataí118	68	3	5,60	1,21
GravataíPC	154	15	14,32	0,03	GravataíPC	668	26	55,00	15,29
	5526	514		944,52		5429	447		135,50

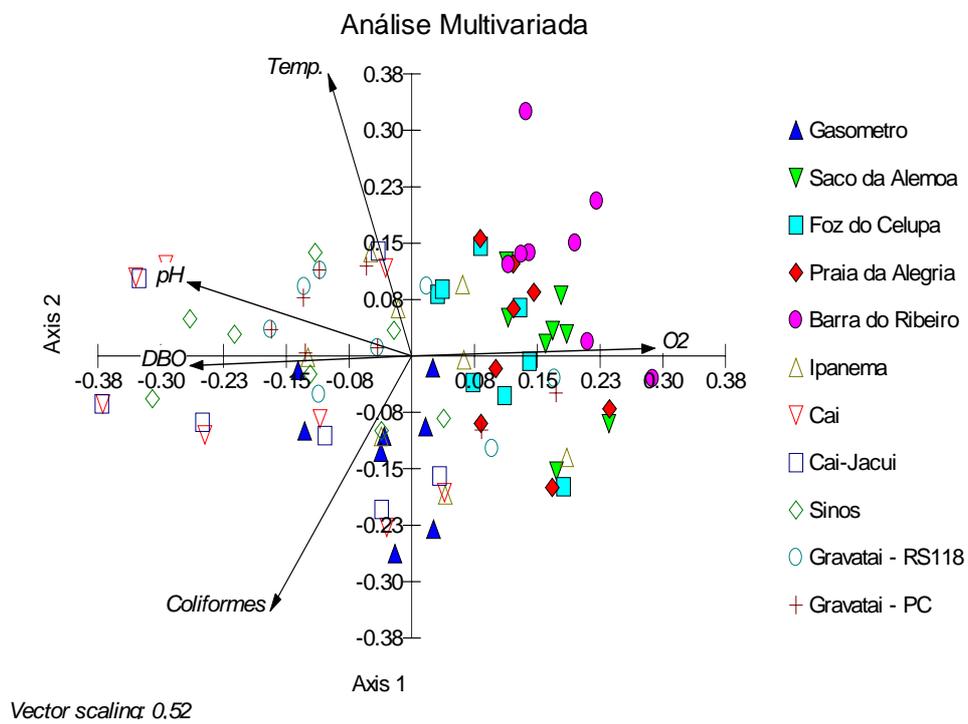


Figura 6 – Análise multivariada de componentes principais dos parâmetros físico-químicos observados nos locais de amostragem.

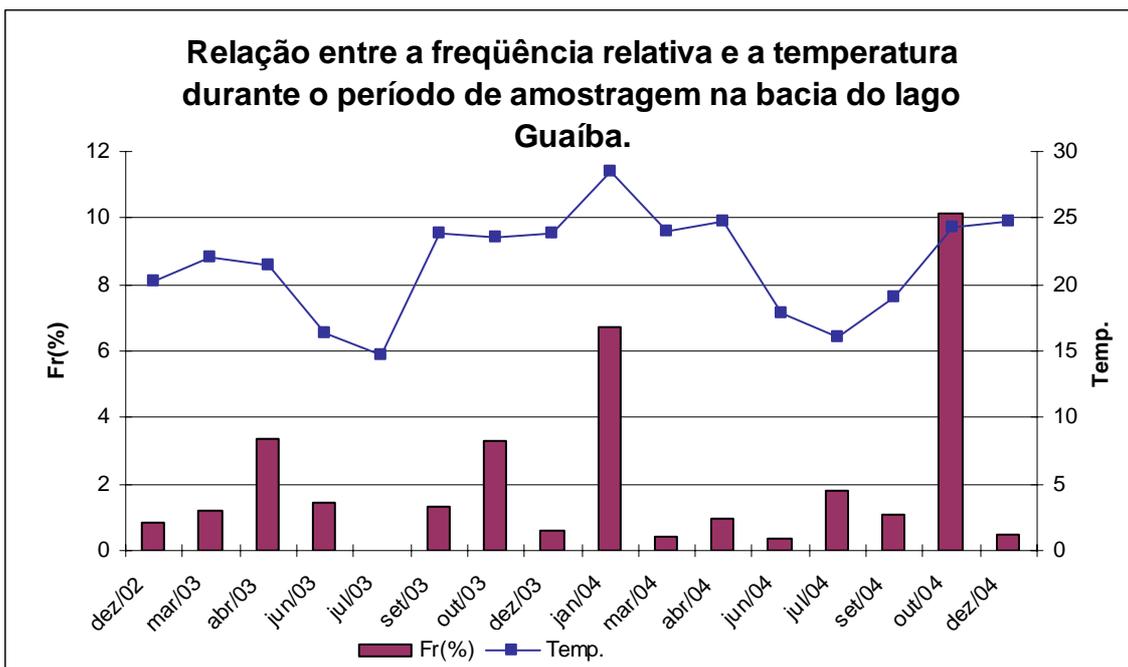


Figura 7 – Relação entre a frequência relativa e a temperatura durante o período de amostragem na bacia hidrográfica do lago Guaíba. Temp.= Temperatura; Fr(%)= Frequência relativa.

USO DE ÍNDICES ECOLÓGICOS EM TAXOCENOSSES DE PEIXES NO MONITORAMENTO AMBIENTAL - ESTUDO DE CASO DA BACIA HIDROGRÁFICA DO LAGO GUAÍBA, RS, BRASIL.

FÁBIO FLORES-LOPES¹ & LUIZ R. MALABARBA²

1 Bolsista CNPq, Laboratório de Ictiologia, Departamento de Zoologia, Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal, IB, UFRGS, Av Bento Gonçalves 9500, bloco IV, prédio 43.435, CEP: 90540-000, email: fabriologo5@hotmail.com

2 Museu de Ciências e Tecnologia, Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul, PUC-RS, Av. Ipiranga 6681, Cx. P. 1429, CEP 90619-900.

ABSTRACT

This paper tests the application of ecological indexes in taxocenoses of fish (constancy, diversity, richness, evenness, and quality integrated index (IQ)) to analyse environmental degradation. Localities that showed regular diversity indexes along the year are coincident with those with better environmental quality indicated by other factors (abnormalities frequency, DBO₅, temperature, total coliforms, dissolved oxygen). The quality integrated index (IQ), however, was influenced by abundance and richness, being the localities indicated as the best quality coincident with those of bad quality indicated by other factors. The samplings were standardized and seasonal along two years with seine net in eleven localities of the lake Guaíba drainage.

keywords: biotic indexes, diversity, monitoring

RESUMO

Este trabalho testa o uso de índices ecológicos em taxocenoses de peixes (constância de ocorrência, diversidade de espécies, riqueza, equitabilidade, índice de qualidade integrado (IQ)) como instrumentos de avaliação da degradação ambiental. Os pontos que apresentaram maior regularidade sazonal nos índices de diversidade coincidem com locais de melhor

qualidade ambiental indicados por outros fatores (frequência de anomalias, DBO₅, temperatura, coliformes totais, oxigênio dissolvido). O cálculo do índice de qualidade integrado (IQ), entretanto, foi extremamente influenciado pela abundância e riqueza de espécies, sendo que os locais considerados de melhor qualidade por este índice correspondem aos de pior qualidade ambiental indicados por outros fatores. As amostragens foram padronizadas e realizadas sazonalmente durante dois anos, com rede de arrasto do tipo picaré, em onze pontos da bacia hidrográfica do lago Guaíba.

Palavras-chave: índices bióticos, diversidade, monitoramento.

INTRODUÇÃO

Os ecossistemas naturais são sistemas complexos que estão sendo simultaneamente expostos a uma variedade de estressores (principalmente nos ambientes aquáticos), cujos mecanismos e efeitos cumulativos são pobremente entendidos (CAIRNS *et al.*, 1993). Os recursos hídricos são utilizados em todo mundo com diferentes objetivos que vão desde abastecimento doméstico, irrigação, geração de energia, navegação, aquicultura, harmonia paisagística, entre outros. Estão sujeitos a alterações na qualidade de suas águas na proporção em que há incremento populacional e industrial sem medidas de planejamento e controle de sua utilização (BRUSCHI JR. *et al.*, 1998). Desta forma, atividades antrópicas têm exercido uma profunda influência sobre os ecossistemas aquáticos, afetando de forma significativa as populações de peixes de água doce (CAIRNS *et al.*, 1993).

A deterioração do ambiente, em função das atividades antrópicas, tem gerado necessidades de desenvolvimento e adequação de métodos de avaliação da qualidade ambiental. O diagnóstico da integridade dos ecossistemas e a quantificação do grau de deterioração, juntamente com suas conseqüências sobre o ecossistema, tem sido um desafio permanente para os estudiosos da área ambiental (BRUSCHI JR. *et al.* 2000). Numa época onde

as atividades antrópicas são as forças dominantes que influenciam as comunidades biológicas, um manejo apropriado requer o entendimento de processos e padrões no sistema biológico e o desenvolvimento de processos de taxaço e avaliaço que assegurem a proteço dos recursos biológicos (KARR, 1987). Esta avaliaço deve incluir o monitoramento biológico.

Os métodos biológicos que usam índices bióticos para expressar de forma numérica um conjunto de dados sobre a composiço da fauna, visando avaliar os efeitos da poluiço nas comunidades aquáticas, tem chamado a atença dos cientistas e quando utilizados para o monitoramento da qualidade da água apresentam a vantagem de oferecer informaço de efeitos ambientais prolongados (LOBO *et al.*, 2002), isto é, são capazes de refletir estados não mais existentes no momento da verificaço, porém, originados a partir do processo de maturação da comunidade. Os Índices multimétricos bióticos estão sendo usados para complementar dados físico-químicos em avaliaço da qualidade de rios, sendo que os indicadores biológicos complementam os tradicionais indicadores físico-químicos, desta forma facilitando uma avaliaço mais compreensiva e acurada do ambiente (ANGERMEIER & DAVIDEANU, 2004). Estes índices integram informaço sobre vários atributos de uma comunidade biótica (um atributo por medida) em um número que é utilizado para refletir a saúde ecológica.

Um índice biótico leva em consideraço a sensibilidade ou tolerância de uma espécie ou grupos de espécies à poluiço e designa um valor, sendo que a soma destes valores resulta num índice de poluiço para um determinado local. Os dados podem ser qualitativos (presença ou ausência) ou quantitativos (relativa abundância ou densidade absoluta) (MASON, 1991). WASHINGTON (1984) salientou que quando estes índices são aplicados nos ambientes aquáticos, espécies ou grupos de espécies de macroinvertebrados, peixes e diatomáceas podem ser utilizados como organismos indicadores.

O objetivo deste trabalho foi realizar um monitoramento da bacia hidrográfica do lago Guaíba através da aplicação de índices ecológicos em taxocenoses de peixes, a fim de testar a eficiência destas ferramentas como instrumento de avaliação da degradação ambiental.

MATERIAL E MÉTODOS

As amostragens de peixes foram realizadas sazonalmente por um período de dois anos, de dezembro de 2002 a outubro de 2004. O primeiro ano corresponde ao período de dezembro de 2002 a outubro de 2003 no lago Guaíba e março de 2003 a dezembro de 2003 nos rios tributários e o segundo ano de amostragem corresponde de janeiro de 2004 a outubro de 2004 no lago Guaíba e de março de 2004 a dezembro de 2004 nos rios tributários.

As amostragens foram realizadas com redes de arrasto do tipo picaré (15 m x 1,5 m x 0,5 cm) (MALABARBA & REIS, 1987), em onze pontos da bacia hidrográfica do lago Guaíba, sendo seis pontos no lago Guaíba (1 - Gasômetro, município de Porto Alegre; 2 - Saco da Alemoa, município de Eldorado do Sul; 3 - Foz do arroio Celupa, município de Guaíba; 4 - Praia da Alegria, município de Guaíba; 5 - Barra do Ribeiro, município de Barra do Ribeiro e 6 - Praia de Ipanema, município de Porto Alegre) e cinco pontos em três rios tributários. Destes cinco pontos, dois são no rio Caí (7 - junto à ponte com a rodovia BR 386 e 8 - localidade de Morretes, próximo à foz com o rio Jacuí), um no rio dos Sinos (9 - junto à ponte com a rodovia BR 386, no município de Nova Santa Rita) e dois no Gravataí (10 - junto à ponte com a rodovia RS 118 e 11 - localidade de Passo das Canoas, ambos no município de Gravataí).

Em cada ponto de coleta foram realizadas amostragens padronizadas com 4 arrastos de margem. Os exemplares foram fixados, ainda em campo, em formol 10%. No laboratório, o material coletado foi triado, identificado até o nível de espécie e preservado em álcool 70%.

Para análise dos dados, foram calculados os seguintes índices ecológicos: Constância de ocorrência (DAJOZ, 1983), sendo as espécies agrupadas nas seguintes categorias: espécies constantes – presentes em mais de 50% das amostras; espécies acessórias – presentes em 25 a 50% das amostras e espécies acidentais – presentes em menos de 25% das amostras. Também foram calculados o Índice de Diversidade de Shannon & Wiener (PIELOU, 1975), Riqueza de espécies (MARGALEF, 1969) e o índice de Equitabilidade de PIELOU (1975) (ZAR, 1999). Todos estes índices foram calculados pelo programa Divers e efetuados sobre logaritmo natural. O teste t para verificar o nível de significância dos índices de diversidade entre os pontos estudados e com a sazonalidade foi calculado pelo programa Divert.

O Índice de Qualidade Integrado (IQ) foi calculado como descrito em BRUSCHI JR. *et al.* (2000). Para cálculo deste índice, foi utilizado o número total de indivíduos por local de amostragem, o número de espécies e o índice de diversidade. Estas três medidas foram transformadas em proporções de zero a um através da divisão de seus valores pelo maior valor obtido entre as amostras. Os resultados foram agrupados em intervalos de classe, para estabelecimento das categorias (Alta, Média e Baixa qualidade), que foram estabelecidas realizando-se uma diminuição entre o valor máximo do valor mínimo, sendo o resultado dividido por três.

Uma análise de cluster foi realizada, com base na composição de espécies, a fim de verificar o grau de similaridade entre os pontos de amostragem. Esta análise foi efetuada através do software Past, versão 1.11.

RESULTADOS

Composição da Ictiofauna

Foram capturados 53408 exemplares de peixes, sendo 24020 no lago Guaíba e 29388 exemplares nos três afluentes (rios Caí, Sinos e Gravataí), de um total de 66 espécies

pertencentes a 22 famílias e 8 ordens (Tabela I; idem à do capítulo 3). Do total de espécies identificadas, 52 delas foram observadas no lago Guaíba e 58 foram observadas nos rios tributários. A análise da composição da ictiofauna mostrou que as ordens mais abundantes foram Characiformes (43%), Siluriformes (30%) e Perciformes (14%). As famílias mais abundantes foram Characidae (29%), Loricariidae e Cichlidae (12%) e as espécies mais abundantes foram *Cheirodon ibicuiensis* Eigenmann, 1915 (21,7%), *Astyanax fasciatus* (Cuvier, 1819) (20,5%), *Hyphessobrycon luetkenii* (Boulenger, 1887) (15,5%) e *Corydoras paleatus* (Jenyns, 1842) (11%).

As espécies consideradas constantes foram *Cyanocharax alburnus* (Hensel, 1870) (95,45%), *Astyanax fasciatus* (90,90%), *Astyanax jacuhiensis* Cope, 1894 (85,22%), *Rineloricaria cadeae* (Hensel, 1868) (62,50%), *Gymnogeophagus gymnogenys* (Hensel, 1870) (60,22%), *Cyphocharax voga* (Hensel, 1870) e *Hyphessobrycon luetkenii* (59,09%) e *Corydoras paleatus* (50%). As espécies *Characidium ténue* (Cope, 1894), *Diapoma speculariferum* Cope, 1894, *Gymnotus carapo* Linnaeus, 1758, *Hoplosternum littorale* (Hancock, 1828), *Hyphessobrycon* sp., *Hypostomus commersonii* Valenciennes, 1836, *Parapimelodus nigribarbis* (Boulenger, 1889) e *Tilapia rendalli* (Boulenger, 1897) foram observadas somente no lago Guaíba e as espécies *Ancistrus brevipinnis* (Regan, 1904), *Astyanax* sp. 2, *Bunocephalus doriae* Boulenger, 1902, *Charax stenopterus* (Cope, 1894), *Corydoras undulatus* Regan, 1912, *Cynopoecilus nigrovittatus* Costa, 2002, *Cynopoecilus melanotaenia* Regan, (1912), *Hyphessobrycon meridionalis* Ringuelet, Miquelarena & Menni, 1978, *Prochilodus lineatus* (Valenciennes, 1836), *Rhamdia aff. Quelen* (Quoy & Gaimard, 1824), *Rineloricaria* sp. n e *Schizodon jacuiensis* Bergman, 1988 foram observadas somente nos rios tributários. Os pontos que apresentaram o maior percentual de indivíduos coletados foram o ponto Gravataí PC (31%), o ponto Gasômetro (23%), o ponto Gravataí RS118 (11%) e o ponto S. Alemoa (10%).

Índices de Diversidade

As maiores diversidades no lago Guaíba foram observadas no ponto F. Celupa (2,16) em outubro de 2004 e no ponto S. Alemoa (1,92) em abril de 2004. Neste ambiente, o ponto B. Ribeiro foi o que apresentou valores de diversidade mais regulares (Figura 2A). O maior índice de riqueza foi observado no ponto B. Ribeiro (3,02) em julho de 2003 (Figura 3A), e o maior índice de equitabilidade foi observado no ponto F. Celupa (0,84) em abril de 2004. Nos rios, as maiores diversidades foram observadas no ponto Sinos (2,28) em setembro de 2004 e no Ponto Gravataí PC (2,24) em setembro de 2003 (Figura 2B). Nestes ambientes, o ponto Gravataí PC foi o que apresentou valores de diversidade mais regulares (Figura 2B). O maior índice de riqueza nos rios foi observado no ponto Sinos (4,20) em setembro de 2004 (Figura 3B) e o mais elevado índice de equitabilidade foi observado no ponto Caí (0,83) em dezembro de 2004.

O teste t aplicado para comparar os valores dos índices de diversidade em relação à sazonalidade, mostrou que 68,18% das combinações foram estatisticamente significativas. O mesmo tipo de comparação foi realizado isoladamente dentro de cada ponto de amostragem, mostrando os seguintes resultados: ponto Gasômetro - 78,57%; ponto S. Alemoa - 75%; ponto F. Celupa - 64,28%; ponto P. Alegria - 78,57%; ponto B. Ribeiro - 46,42%; ponto P. Alegria - 71,42%; ponto Caí - 21,42%; ponto Caí-Jacuí - 78,57%; ponto Sinos - 60,71%; ponto Gravataí RS118 - 85,71% e ponto Gravataí PC - 89,28%. A comparação entre os índices de diversidade totais mostrou que 94,54% das combinações eram estatisticamente significativas.

Índice de qualidade integrado

Os maiores valores do índice de qualidade integrado (IQ) calculado para o lago Guaíba foram observados no ponto Gasômetro, em dezembro de 2002 (3) e no ponto S.

Alemoa, em julho de 2004 (2,80) (Figura 4A). Os resultados para todo o período de dois anos de amostragem mostraram que os pontos Gasômetro e S. Alemoa foram classificados como de alta qualidade ambiental, os pontos F. Celupa e B. Ribeiro como de média qualidade e os pontos P. Alegria e P. Ipanema foram classificados como de baixa qualidade (Tabelas II e III).

Os maiores valores do IQ calculado para os rios Caí, Sinos e Gravataí foram observados no ponto Gravataí PC, em junho de 2003 (3) e no ponto Caí-Jacuí, em março de 2003 (2,86) (Figura 4B). Os resultados mostraram que o ponto Gravataí PC foi classificado como de alta qualidade ambiental, os pontos Caí-Jacuí e Gravataí RS118 de média qualidade e os pontos Caí e Sinos foram classificados como de baixa qualidade (Tabelas IV e V).

Análise de Cluster

Através da análise de agrupamento, dois grupos de pontos de amostragem correlacionados acima de 0,5 foram obtidos baseados na composição das espécies de peixes capturados na bacia hidrográfica do lago Guaíba. Um agrupamento é formado pelos pontos Gravataí RS118, Gravataí PC, S. Alemoa e Gasômetro e o outro agrupamento é formado pelos pontos F. Celupa, P. Alegria, B. Ribeiro, P. Ipanema, Caí-Jacuí, Caí e Sinos. O primeiro grupo apresentou 2 subdivisões, sendo agrupados na primeira subdivisão os pontos Gravataí RS118 e Gravataí PC e na segunda os pontos S. Alemoa e Gasômetro (Figura 5). No segundo grupo foram observados quatro subdivisões, sendo a primeira formada pelos pontos F. Celupa e P. Alegria, a segunda formada pelos pontos B. Ribeiro e P. Ipanema, a terceira formada pelo ponto Caí-Jacuí e a quarta pelos pontos Caí e Sinos (Figura 5). A análise demonstra que, baseado na composição das espécies, os pontos B. Ribeiro e P. Ipanema são os mais similares.

DISCUSSÃO

Autores como KARR (1981), FAUSCH *et al.* (1990) e BRUSCHI JR. *et al.* (2000) utilizaram a comunidade de peixes como indicadores da qualidade da água em programas de monitoramento ambiental. A taxocenose de peixes foi utilizada por estes autores para verificar a integridade biótica, que é definida por KARR (1981) e KARR & DUDLEY (1981) como a capacidade do ambiente de suportar e manter uma comunidade de organismos balanceada, integrada e adaptada, tendo uma composição de espécies, diversidade e organização funcional comparável aquela do habitat natural da região.

Na bacia hidrográfica do lago Guaíba, poucos são os estudos de monitoramento biológico realizados com peixes para verificar a integridade biótica do ambiente, principalmente com a utilização de espécies nativas. Dentre os estudos já desenvolvidos, podem ser citados os realizados por FLORES-LOPES *et al.* (2001), FLORES-LOPES *et al.* (2002), SCHULZ & MARTINS-JUNIOR (2001), MOLLERKE *et al.* (2002) e MALABARBA *et al.* (2004), sendo que destes autores, apenas MALABARBA *et al.* (2004) utilizaram o índice de constância como uma ferramenta para a seleção de espécies indicadoras.

Neste estudo, pôde ser observado que os pontos B. Ribeiro e Gravataí PC foram os que apresentaram maior regularidade nos índices de diversidade. Os pontos F. Celupa e Sinos foram os que apresentaram os maiores valores do índice de diversidade. Os pontos B. Ribeiro e Sinos foram os que demonstraram os maiores valores de riqueza de espécies. Estes resultados apontam que os pontos B. Ribeiro e Gravataí PC são os que apresentam uma melhor qualidade ambiental de acordo com os índices de diversidade. FLORES-LOPES *et al.* (2006d, neste volume) observaram resultado semelhante para o ponto B. Ribeiro em função de neste ponto ser detectada uma elevada infecção por parasitos causadores da doença dos pontos pretos e serem verificadas as médias mais elevadas de oxigênio dissolvido e as médias menos elevadas de coliformes fecais.

Os pontos Gasômetro e S. Alemoa não mostraram regularidade do índice de diversidade durante todo período de estudo, mas foram os pontos que apresentaram o maior número de indivíduos amostrados. Os pontos Gasômetro, S. Alemoa e Gravataí PC foram considerados pelo IQ como de alta qualidade, sendo os resultados obtidos por este teste nestes pontos fortemente influenciados pelas maiores abundâncias e riquezas de espécies observadas (Tabela II e IV). O ponto Gasômetro entretanto, foi considerado como de baixa qualidade ambiental por MALABARBA *et al.* (2004), FLORES-LOPES & MALABARBA (2006c, neste volume), FLORES-LOPES *et al.* (2006b, neste volume) e FLORES-LOPES *et al.* (2006d, neste volume), por apresentarem uma elevada frequência de anomalias morfológica, maior frequência de anomalias moderadas e severas nas brânquias de *Astyanax fasciatus* e *Cyanocharax alburnus* e as médias mais baixas de oxigênio dissolvido e mais elevadas de coliformes fecais, sendo enquadrado como classe II para oxigênio dissolvido e classe IV para coliformes fecais.

O fato do ponto Gasômetro ter sido classificado como de alta qualidade pelo índice de qualidade integrado neste estudo, em oposição aos vários fatores indicativos de baixa qualidade ambiental, nos permite questionar o uso do IQ no monitoramento ambiental. Como relatado por LA POINT & FAIRCHILD (1992), em função de alguns indivíduos encontrarem-se uniformemente distribuídos entre várias espécies poderia dar um índice relativamente alto de diversidade, embora um habitat seja pesadamente poluído. Já BENDATI *et al.* (1998), salientaram que índices de diversidade podem mostrar altas diversidades onde a qualidade do ambiente é pobre. Estas observações salientam que os índices não são as melhores ferramentas a serem utilizadas em programas de monitoramento ambiental e reforçam a necessidade da utilização de várias metodologias diferentes a fim de se obter uma avaliação mais acurada sobre os efeitos antropogênicos que estão atuando em um determinado local.

Segundo autores como BRUSCHI JR. *et al.* (2000), LOBO *et al.* (2002) e ANGERMEIER & DAVIDEANU (2004), os índices multimétricos detectam uma ampla variedade de impactos humanos, incluindo impactos no regime hidrológico, configuração do habitat e interações bióticas que podem medir as qualidades físico-químicas da água. Para a bacia hidrográfica do lago Guaíba, os índices utilizados não se mostraram muito eficientes, pois demonstraram que o ponto Gravataí RS118 foi classificado como de média qualidade e os pontos Gasômetro e Gravataí PC foram classificados como de alta qualidade, em contraposição ao verificado por FLORES-LOPES *et al.* (2006b, neste volume), FLORES-LOPES & MALABARBA (2006c, neste volume) e FLORES-LOPES *et al.* (2006d, neste volume) e FLORES-LOPES & MALABARBA (2006f, neste volume).

Também contradizendo os resultados deste estudo, BENDATI *et al.* (1998) e BENDATI *et al.*, (2003) demonstraram que a margem onde está situado o ponto Gasômetro recebe as cargas de um grande aporte de nutrientes que são lançados diretamente nesta região, principalmente, do rio Gravataí e dos arroios que drenam as regiões centrais de Porto Alegre. Eles relataram ainda que a foz deste rio é a região mais altamente contaminada, o que é indicado pela ausência de macroinvertebrados nas suas amostragens, água com restos de lixo e óleo, altos valores da demanda bioquímica de oxigênio, condutividade e reduzido oxigênio dissolvido.

De acordo com a análise de cluster, os pontos B. Ribeiro e P. Ipanema foram considerados como os que apresentaram a maior similaridade na composição de espécies. Nos demais pontos há o predomínio de algumas espécies em relação às demais, como *Astyanax fasciatus*, *Astyanax jacuhiensis*, *Cyanocharax alburnus* e *Hyphessobrycon luetkenii*, sendo estas espécies consideradas como generalistas por BRUSCHI JR. *et al.* (2000). Estes mesmos autores evidenciaram que a ocorrência de espécies sabidamente generalistas vêm corroborar com a classificação de locais de baixa ou média qualidade. MASON (1991) salientou que os

índices consideram que os ambientes não poluídos apresentam um grande número de espécies, sem que nenhuma delas componha a maioria da comunidade, ao contrário dos ambientes poluídos, que se caracterizam por apresentarem poucas espécies, mas onde algumas das espécies compõem a maioria da comunidade.

Neste estudo fica evidente que somente a utilização de índices ecológicos no monitoramento ambiental pode acarretar em avaliações errôneas a cerca da qualidade do ecossistema. Em face disto, é imprescindível a necessidade do uso de várias metodologias diferentes a fim de se realizar uma análise mais acurada sobre os efeitos antropogênicos que estão atuando em um determinado ambiente.

AGRADECIMENTOS

Os autores gostariam de agradecer aos bolsistas de iniciação científica Carlos Eduardo Machado, Giovanni Neves da Silva, Juliano Ferrer dos Santos, Tatiana S. Dias e aos biólogos Ana Paula S. Dufech, Diego Cognato, José F. P. Silva, Juan Andrez Anza, Julia Giora, Marco Aurélio Azevedo e Vinícius R. Lampert pelo auxílio nas coletas e triagem do material. Ao biólogo Juan Andrez Anza pelo auxílio na identificação das espécies. À Prof. Dra. Clarice B. Fialho por seu inestimável auxílio na análise estatística. Ao CNPq pela bolsa concedida.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ANGERMEIER, P.L. & DAVIDEANU, G. 2004. Using fish communities to assess streams in Romania: initial development of an index of biotic integrity. **Hydrobiologia**. **511**: 65 – 78
- BENDATI, M.M.A.; MAIZONAVE, C.R.M.; OLABARRIAGA, E.D. & ROSADO, R.M. 1998. Use of the benthic macroinvertebrate community as a pollution indicator in the Gravataí River (RS, Brazil). **Verh. Internat. Verein. Limnol.** **26**: 2019 – 2023

- BENDATI, M.M.; SCHWARZBACH, M.S.R.; MAIZONAVE, C.R.M.; ALMEIDA, L.B. & BRINGHENTI, M.L. 2003. **Avaliação da qualidade da água do lago Guaíba. Subsídios para a gestão da bacia hidrográfica.** DMAE, Ecos Pesquisa, ano 4, nº 7, 34 p.
- BRUSCHI JR., W.; SALOMONI, S.E.; FERMINO, F.S.; PEDROZO, C.S.; SCHWARZBOLD, A. & PERET, A. C. 1998. Aplicação de um índice de qualidade de águas para lagoas costeiras, RS, afetadas por despejos urbanos. **Biociências. 6(1): 55 – 66**
- BRUSCHI JR., W.; MALABARBA, L.R. & SILVA, J.F.P. da Avaliação da Qualidade Ambiental dos riachos através das Taxocenoses de peixes. In: CENTRO DE ECOLOGIA/UFRGS. 2000 **Carvão e Meio Ambiente.** Porto Alegre, Ed. da Universidade/UFRGS, p. 803 – 809
- CAIRNS, JR. J.; MCCORMICK, P.V. & NIEDERLEHNER, B.R. 1993. A proposed framework for developing indicators of ecosystem health. **Hydrobiologia. 263:1 – 144**
- CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. Resolução nº 357, de 17 de março de 2005. **Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece condições e padrões de lançamento de efluentes.** DOU, Brasília – DF, de 17 de março de 2005.
- DAJOZ, R. 1983. **Ecologia Geral.** Petrópolis, Vozes, 472
- FAUSCH, K.D.; LYONS, J.; KARR, J.R. & ANGERMEIER, P.L. 1990. Fish communities as indicators of environmental degradation. **Amer. Fish. Soc. Symp. 8: 123 – 144**
- FLORES-LOPES, F.; MALABARBA, L.R.; PEREIRA, E.H.L. & DA SILVA, J.F.P. 2001. Alterações histopatológicas em placas ósseas do peixe cascudo *Rineloricaria strigilata* (Hensel) (Teleostei, Loricariidae) e sua frequência no lago Guaíba, Rio Grande do Sul, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia. 18(3): 699 – 709**

- FLORES-LOPES, F.; MALABARBA, L.R.; DA SILVA, J.F.P. & PEREIRA, E.H.L. 2002. Histologia de deformidades vertebrais em *Astyanax alburnus* (Hensel, 1870) (Ostariophysi: Characidae) do lago Guaíba, Rio Grande do Sul, Brasil. **Comunicações do Museu de Ciências e Tecnologia da PUCRS, Série Zoologia**, **15(1)**: 137 – 155
- FLORES-LOPES, F.; THOMAZ, A. T. & MALABARBA, L.R. 2006b. **Alterações histopatológicas observadas nas brânquias de *Astyanax fasciatus* e *Cyanocharax alburnus* da bacia hidrográfica do lago Guaíba, RS, BRASIL**. Tese de Doutorado, Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal, UFRGS, Porto Alegre, 28 p. (neste volume).
- FLORES-LOPES, F. & MALABARBA, L.R. 2006c. **Utilização da frequência de anomalias morfológicas em peixes e análise multivariada de parâmetros físico-químicos no monitoramento ambiental**. Tese de Doutorado, Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal, UFRGS, Porto Alegre, 38 p. (neste volume).
- FLORES-LOPES, F.; THOMAZ, A.T.& MALABARBA, L.R. 2006d. **Avaliação ambiental através da análise da frequência da doença dos pontos pretos em comunidades de peixes**. Tese de Doutorado, Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal, UFRGS, Porto Alegre, 25 p. (neste volume).
- FLORES-LOPES, F. & MALABARBA, L.R. 2006f. **Aplicação do índice de integridade biótica (IBI) em taxocenoses de peixes no monitoramento ambiental**. Tese de Doutorado, Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal, UFRGS, Porto Alegre, 28 p. (neste volume).
- KARR, J.R. 1981. Assessment of biotic integrity using fish communities. **Fisheries.**, **6(6)**: 21 – 27
- KARR, J.R. & DUDLEY, D.R. 1981. Ecological perspective on water quality goals. **Environmental Management**. **5**: 55 – 68

- KARR, J.R.; FAUSCH, K.D.; ANGERMIER, P.L.; YANT, P.R. & SCHLOSSER, I.J. 1986. **Assessing biological integrity in running waters, a method and its rationale. III.** Nat. Hist. Surv. Spec. Public. 5., Urbana, IL., USA, 28 p.
- KARR, J.R. 1987. Biological monitoring and environmental assessment: a conceptual framework. **Environmental Management.11:** 249 – 256
- KARR, J.R. 1991. Biological integrity: A long-neglected aspect of water resource management. **Ecological Application. 1:** 436 – 442
- LA POINT, T. W. & FAIRCHILD, J.F. **Evaluation of sediment contaminant toxicity: the use of freshwater community structure.** In: BURTON, G.A. (Ed.). 1992 Sediment Toxicity Assessment. p. 219 – 235. Lewis Publishers, Boca Raton.
- LOBO, E. A.; CALLEGARO, V.L.M. & BENDER, E.P. 2002. **Utilização de algas diatomáceas epilíticas como indicadores da qualidade da água em rios e arroios da região hidrográfica do Guaíba, RS, Brasil.** EDUNISC, Santa Cruz do Sul, 127 p.
- MALABARBA, L.R. & REIS, R.E. 1987. **Manual de Técnicas para a preparação de Coleções Zoológicas. Nº 36 – Peixes.** Sociedade Brasileira de Zoologia, Campinas, 14 p.
- MALABARBA, L.R.; PEREIRA, E.H.L.; SILVA, J.F.P.; BRUSCHI JR., W. & FLORES-LOPES, F. 2004. Avaliação da qualidade da água através da frequência de anomalias morfológicas em peixes: estudo de caso do lago Guaíba, Rio Grande do Sul, Brasil. **Comunicações do Museu de Ciências e Tecnologia da PUCRS, Série Zoologia. 17(2):** 97 – 128
- MASON, C.F. 1991. **Biology of Freshwater Pollution.** 2nd Ed., Longman Scientific & Technical., London, 351 p.
- MOLLERKE, R.O.; NOLL, I.B. & SANTO, M.A.B.E. 2002. Níveis de mercúrio em piavas (*Leporinus obtusidens*) e em pintados (*Pimelodus maculatus*) do lago Guaíba, Porto

- Alegre, Estado do Rio Grande do Sul, Brasil. **Revista Brasileira de Toxicologia**. **15(2)**: 93 – 97
- SCHULZ, U.H. & MARTINS-JUNIOR, H. 2001. *Astyanax fasciatus* as bioindicators of water pollution of rio dos Sinos, RS, Brazil. **Brazilian Journal of Biology**. **61(4)**: 615 – 622
- WASHINGTON, H.G. 1984. Diversity, Biotic and Similarity indices. A review with special relevance to aquatic ecosystems. **Water Research**. **18(6)**: 653 – 694
- ZAR, J.H. 1999. **Bioestatistical Analysis**. 4^a Ed., Prentice-Hall Editora, New Jersey. 663 p.,

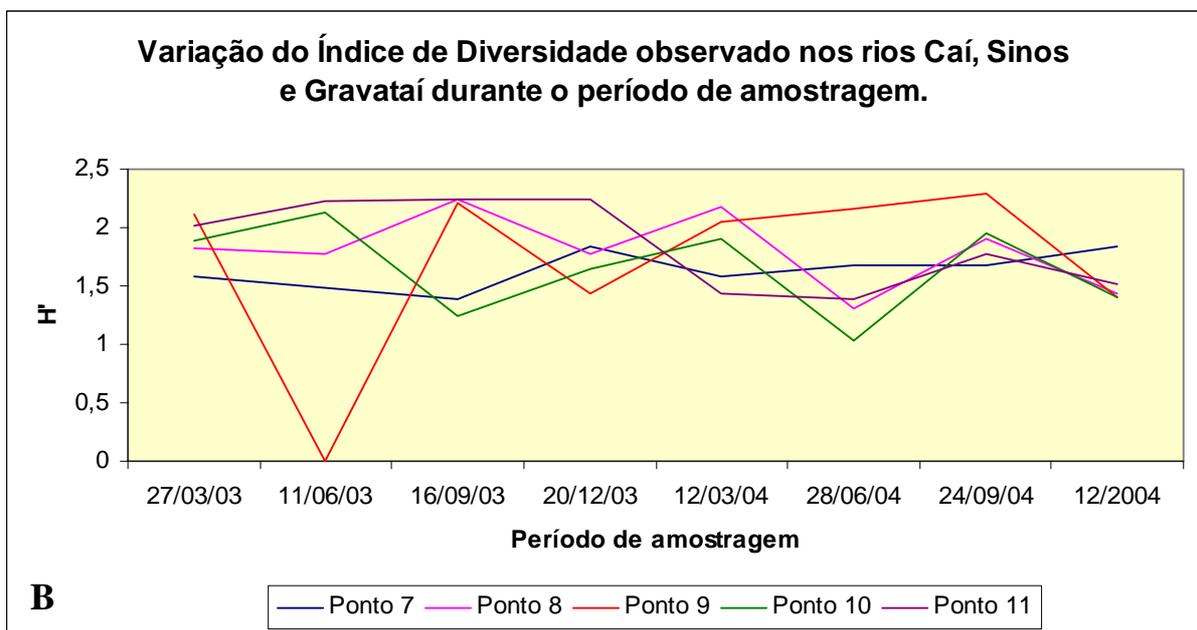
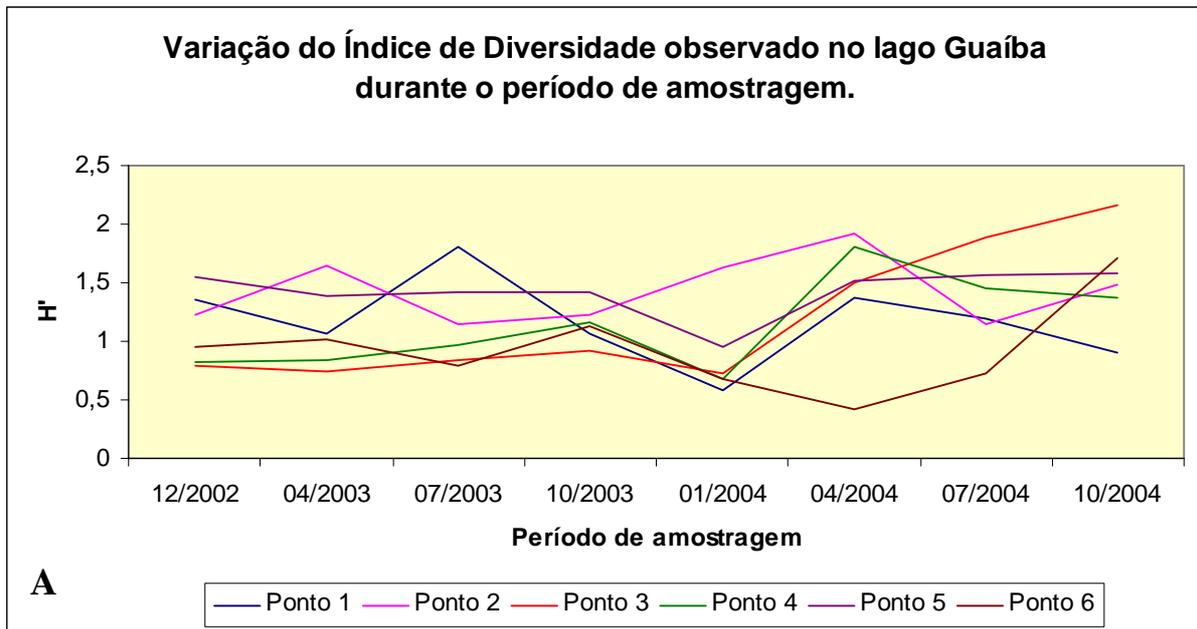


Figura 2 – Variação nos índices de diversidade. A – lago Guaíba e B – rios Caí, Sinos e Gravataí.

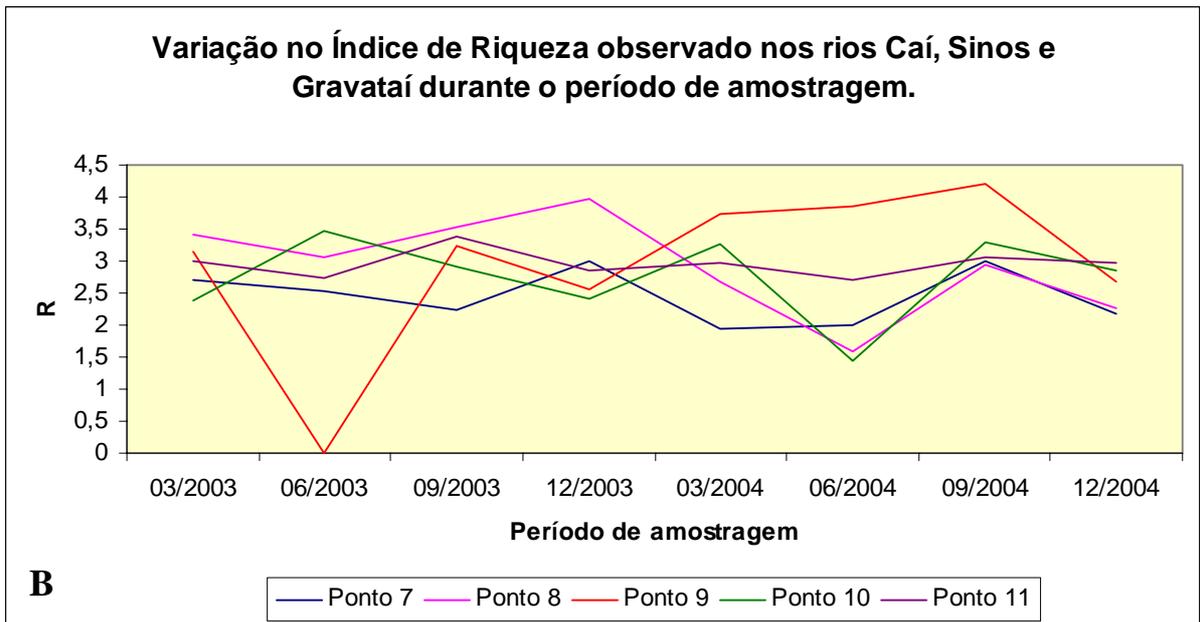
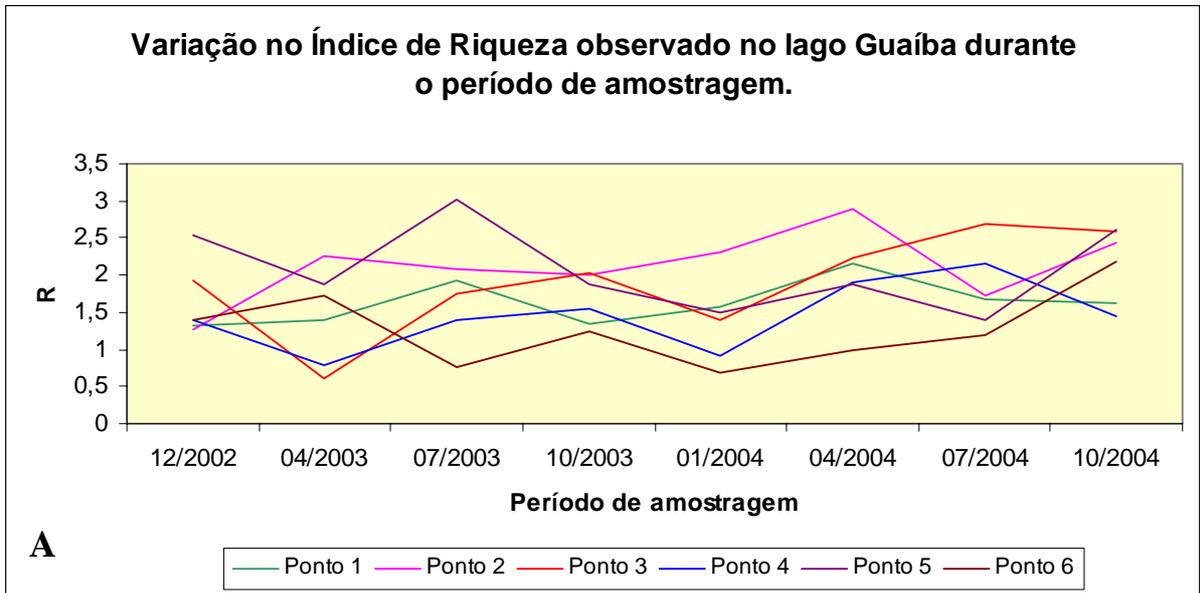


Figura 3 – Variação nos índices de riqueza. A – lago Guaíba e B – rios Caí, Sinos e Gravataí.

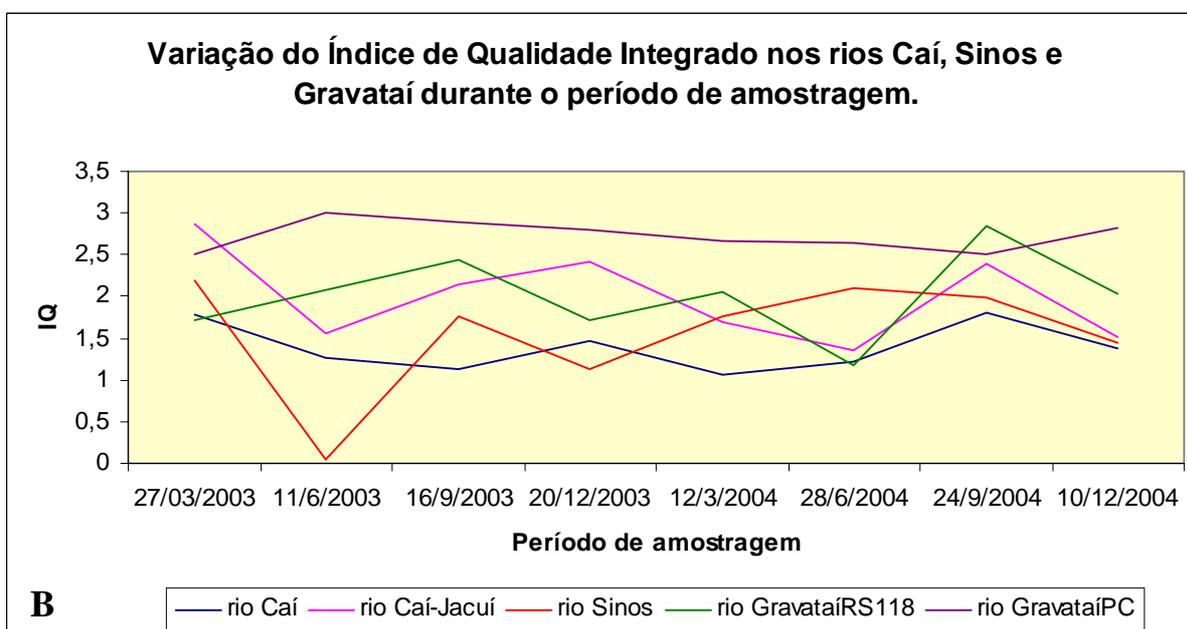
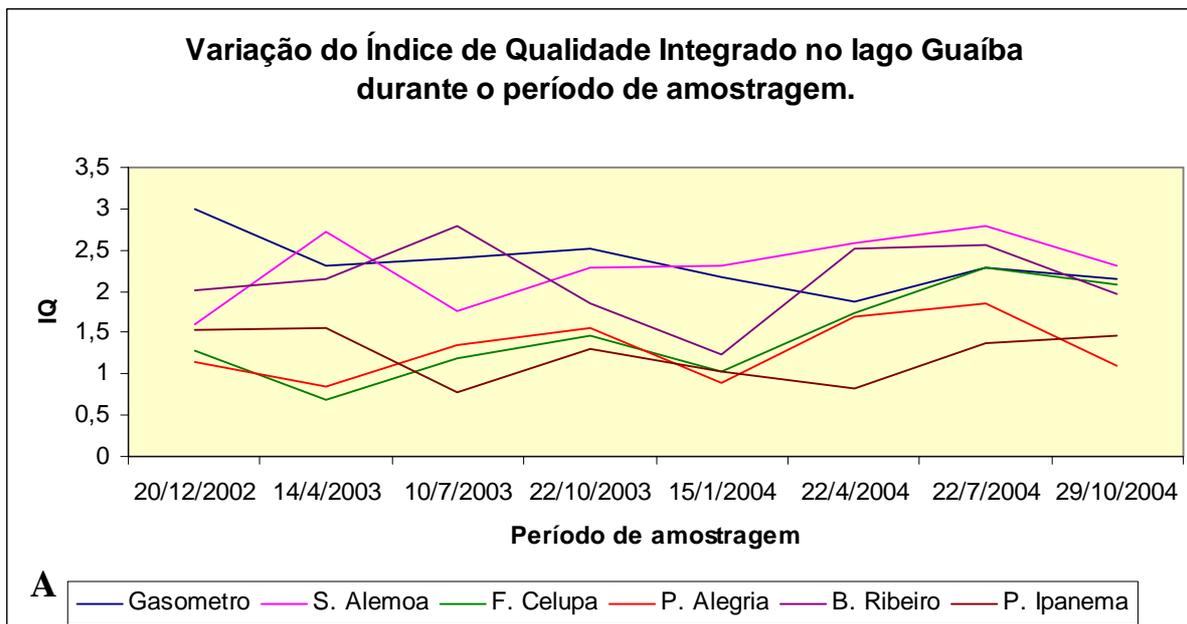


Figura 4 – Varição no índice de Qualidade Integrado. A – lago Guaíba e B – rios Caí, Sinos e Gravataí.

Tabela II – Valores obtidos do Índice de Qualidade Integrado calculado no lago Guaíba. n – nº de indivíduos; s – número de espécies; H' – Índice de Diversidade de Shannon-Wiener; H – Índice de qualidade e IQ – Índice de qualidade integrado.

Total	Ponto 1	Ponto 2	Ponto 3	Ponto 4	Ponto 5	Ponto 6
n	12068	5369	960	1291	2453	1879
s	30	34	29	22	38	18
H'	1,43595	1,7795	1,84144	1,52672	1,80529	1,43012
n/12068	1	0,444896	0,079549	0,106977	0,203265	0,155701
s/38	0,789474	0,894737	0,763158	0,578947	1	0,473684
H/1,84144	0,779797	0,966363	1	0,82909	0,980369	0,776631
IQ	2,569271	2,305996	1,842707	1,515015	2,183633	1,406017

Tabela III – Classificação das estações de amostragem do lago Guaíba através dos valores do índice de Qualidade (IQ).

Qualidade	Int. Classe (IQ)	Pontos
Baixa	1,406017 - 1,7937683	4 e 6
Média	1,7937684 - 2,1815197	3 e 5
Alta	2,1815198 - 2,5692711	1 e 2

Tabela IV – Valores obtidos do Índice de Qualidade Integrado calculado nos rios Caí, Sinos e Gravataí. n – nº de indivíduos; s – número de espécies; H' – Índice de Diversidade de Shannon-Wiener; H – Índice de qualidade e IQ – Índice de qualidade integrado.

Total	Ponto 7	Ponto 8	Ponto 9	Ponto 10	Ponto 11
n	992	3998	1430	6069	16899
s	30	43	37	44	41
H	2,22032	2,53891	2,66454	2,09127	1,96063
n/16899	0,058702	0,236582	0,08462	0,359134	1
s/43	0,697674	1	0,860465	1,023256	0,953488
H/2,66454	0,833285	0,952851	1	0,784852	0,735823
IQ	1,589661	2,189433	1,945086	2,167242	2,689311

Tabela V – Classificação das estações de amostragem dos rios Caí, Sinos e Gravataí através dos valores do índice de Qualidade (IQ).

Qualidade	Int. Classe (IQ)	Pontos
Baixa	1,589661 - 1,956211	7 e 9
Média	1,956212 - 2,322762	8 e 10
Alta	2,322763 - 2,689313	11

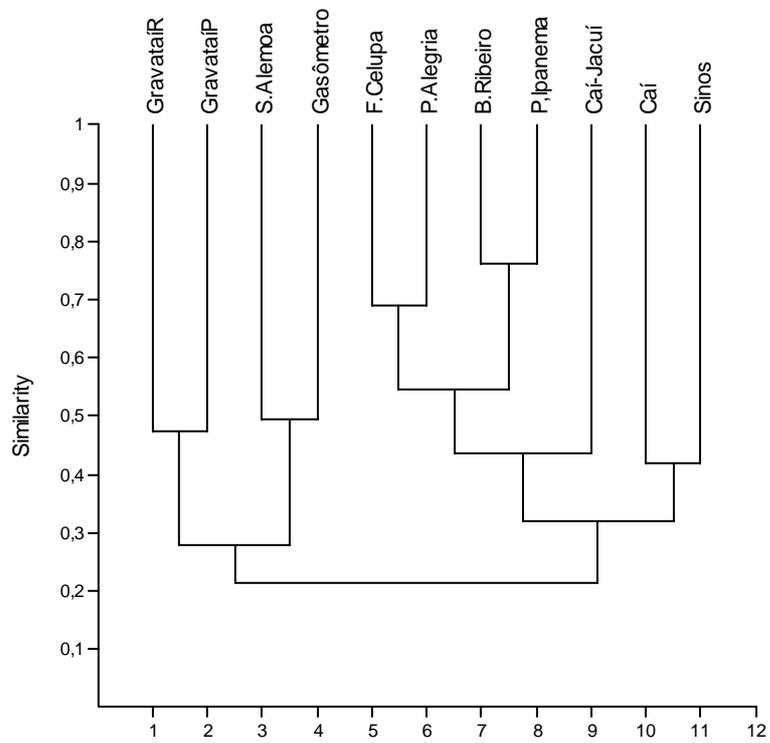


Figura 5 – Dendrograma da análise de Cluster baseada na composição de espécies de peixes capturados na bacia hidrográfica do lago Guaíba (Análise de Bray-Curtis).

APLICAÇÃO DO ÍNDICE DE INTEGRIDADE BIÓTICA (IBI) EM TAXOCENOSES DE PEIXES NO MONITORAMENTO AMBIENTAL

FÁBIO FLORES-LOPES¹ & LUIZ R. MALABARBA²

1 Bolsista CNPq, Laboratório de Ictiologia, Departamento de Zoologia, Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal, IB, UFRGS, Av Bento Gonçalves 9500, bloco IV, prédio 43.435, CEP: 90540-000, email: fabiologo5@hotmail.com

2 Museu de Ciências e Tecnologia, Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul, PUC-RS, Av. Ipiranga 6681, Cx. P. 1429, CEP 90619-900.

ABSTRACT

This work aimed to test an adaptation of the index of biotic integrity in assemblages of fish in the environmental monitoring. The samplings of fish were standardized and seasonal for two years, with seine net in eleven points of the hidrografic basin of the lake Guaíba. The results demonstrated that the analyzed points were classified as of quality regular or poor. It was verified although the scores obtained by IBI for the points Gasômetro and B. Ribeiro contradict the results obtained by the analysis of main components with physiochemical parameters of the water. These data demonstrate that other factors should be contributing to the decrease of the quality of the water. In this study, it is evident the need to use more than a methodology as instrument of evaluation of the environmental quality.

Key-words: Biotic integrity, monitoring, water quality, fish

RESUMO

Este trabalho objetivou testar uma adaptação do índice de integridade biótica em taxocenoses de peixes no monitoramento ambiental. As amostragens de peixes foram padronizadas e realizadas sazonalmente durante dois anos, com redes de arrasto do tipo picaré, em onze pontos da bacia hidrográfica do lago Guaíba. Os resultados demonstraram que os pontos analisados foram classificados como de qualidade regular ou pobre. Foi

verificado ainda que os escores obtidos pelo IBI para os pontos Gasômetro e B. Ribeiro contradizem os resultados obtidos pela análise de componentes principais realizada com parâmetros físico-químicos da água. Estes dados demonstram que outros fatores devem estar contribuindo para a diminuição da qualidade da água. Neste estudo, fica evidente a necessidade de se utilizar mais de uma metodologia como instrumento de avaliação da qualidade ambiental.

Palavras chave: Integridade biótica, monitoramento, qualidade água.

INTRODUÇÃO

Rios estão entre os ecossistemas mais intensivamente influenciados pelo homem na terra. Eles servem para transporte, suprimento de água, geração de energia, como fonte de alimento e escoadouro de resíduos. Como resultado, em países altamente industrializados e em alguns países em desenvolvimento, muitos rios estão pesadamente poluídos (TEJERINA-GARRO *et al.*, 2005). Os programas de monitoramento ambiental são vistos como uma maneira de compreender as causas da poluição, bem como quantificar tendências no nível de contaminantes e de que forma eles entram nos habitats atmosférico, aquático e terrestre (PEARCE & DESPRES-PATANJO, 1988). O instrumento de monitoramento ambiental consiste, essencialmente, em realizar medições e observações específicas, em geral, dirigidas a alguns poucos indicadores e parâmetros, com objetivo de verificar se determinados impactos ambientais estão ocorrendo, dimensionar a sua magnitude e, ainda, avaliar se as correspondentes medidas preventivas adotadas estão sendo ou não eficazes (BITAR & ORTEGA, 1998).

Raras têm sido as iniciativas visando avaliar os efeitos das atividades humanas sobre os peixes, bem como as tentativas de usar a comunidade de peixes como um meio mais compreensível para a determinação biótica da qualidade da água (ARAÚJO, 1998b). Autores

como ANGERMEIER & DAVIDEANU (2004) salientaram que indicadores biológicos complementam os indicadores físico-químicos tradicionais, facilitando uma avaliação mais compreensiva e acurada do ambiente. Eles salientaram ainda que a comunidade de peixes é um excelente indicador da saúde do ecossistema aquático e comumente é utilizada para avaliar a qualidade de rios.

KARR (1981) propôs o Índice de Integridade Biótica (IBI), que utiliza vários parâmetros relacionados a assembléias de peixes para averiguar a integridade biótica de rios. Este autor recomenda a utilização de assembléias de peixes em programas de avaliação da qualidade da água pelas seguintes razões: 1 – a biologia e a ecologia das espécies de peixes é bem conhecida; 2 – assembléias de peixes incluem grupos de diferentes níveis tróficos, sendo assim potenciais bons indicadores das condições do ambiente; 3 – espécies de peixes são relativamente fáceis de identificar; 4 – peixes estão presentes em todos os ambientes, incluindo os mais poluídos e 5 – eles são populares e, com isso, uma maneira de alertar a população para os distúrbios nos ecossistemas aquáticos.

O IBI usa atributos da comunidade de peixes para avaliar a condição de um rio relativo aos seus padrões regionais e históricos. Ele reflete as ligações terra-água, qualidade física do habitat, regime hidrológico, entrada de energia, interações biológicas e qualidade da água (KARR *et al.*, 1986). Para estes autores, o índice foi concebido para integrar informações ao nível do indivíduo, da população, comunidade e ecossistema em um único indicador numérico e avaliar a qualidade dos corpos d'água e a integridade biótica destes ambientes. Para YODER & RANKIN (1995), o IBI surgiu da necessidade do desenvolvimento de um protocolo confiável para medir a integridade biótica e facilitar o monitoramento ecológico e biológico a custos mais baixos do que o monitoramento químico. KARR (1981) e KARR & DUDLEY (1981) definiram integridade biótica como à capacidade do ambiente de suportar e manter uma comunidade de organismos balanceada, integrada e adaptada, tendo uma

composição de espécies, diversidade e organização funcional comparável aquela do habitat natural da região.

O índice de integridade biótica foi aplicado com adaptações em várias regiões dos Estados Unidos e em vários outros países, podendo ser citados os trabalhos de SHIELDS *et al.* (1995); PALLER *et al.* (1996); HUGUENY *et al.* (1996); GANASAN & HUGHES (1998); HARRIS & SILVEIRA (1999); EATON & LYDY (2000); LYDY *et al.* (2000) e ANGERMEIER & DAVIDEANU (2004). No Brasil, podem ser citados os trabalhos de ARAÚJO (1998a e b), ARAÚJO (2003) e BOZZETTI & SCHULZ (2004). BRUSCHI JR. (1998) realizou uma adaptação do índice para as lagoas costeiras Marcelino e Peixoto, no município de Osório – RS.

O objetivo deste trabalho foi realizar uma adaptação do índice de integridade biótica para a bacia hidrográfica do lago Guaíba, a fim de avaliar a qualidade ambiental dos diferentes pontos de amostragem e, com isto, realizar um mapeamento da degradação ocorrida nesta região.

MATERIAL E MÉTODOS

As amostragens de peixes foram realizadas sazonalmente por um período de dois anos, de dezembro de 2002 a outubro de 2004. O primeiro ano corresponde ao período de dezembro de 2002 a outubro de 2003 no lago Guaíba e março de 2003 a dezembro de 2003 nos rios tributários e o segundo ano de amostragem corresponde de janeiro de 2004 a outubro de 2004 no lago Guaíba e de março de 2004 a dezembro de 2004 nos rios tributários.

As amostragens foram realizadas com redes de arrasto do tipo picaré (15 m x 1,5 m x 0,5 cm) (MALABARBA & REIS, 1987), em onze pontos da bacia hidrográfica do lago Guaíba, sendo seis pontos no lago Guaíba (1 - Gasômetro, município de Porto Alegre; 2 - Saco da Alemoa, município de Eldorado do Sul; 3 - Foz do arroio Celupa, município de Guaíba; 4 - Praia da Alegria, município de Guaíba; 5 - Barra do Ribeiro, município de Barra do Ribeiro e

6 - Praia de Ipanema, município de Porto Alegre) e cinco pontos em três rios tributários. Destes cinco pontos, dois são no rio Caí (7 - junto à ponte com a rodovia BR 386 e 8 - localidade de Morretes, próximo à foz com o rio Jacuí), um no rio dos Sinos (9 - junto à ponte com a rodovia BR 386, no município de Nova Santa Rita) e dois no Gravataí (10 - junto à ponte com a rodovia RS 118 e 11 - localidade de Passo das Canoas, ambos no município de Gravataí).

Em cada ponto de coleta foram realizadas amostragens padronizadas com 4 arrastos de margem. Os exemplares foram fixados ainda em campo em formol 10%. No laboratório, o material coletado foi triado, identificado até o nível de espécie e preservado em álcool 70%.

Para o cálculo do Índice de Integridade Biótica, a comunidade de peixes foi agrupada em doze parâmetros, em cinco categorias, que são: composição e riqueza de espécies, abundância, guildas tróficas, posição na coluna d'água e condição de saúde (Tabela I).

Em função de não serem verificados ambientes sem que ocorra algum tipo de impacto antropogênico, neste trabalho não foi estabelecido um ponto como referência de qualidade ambiental, sendo os escores de 5 (melhor qualidade), 3 (média qualidade) e 1 (baixa qualidade) obtidos da seguinte forma: foi realizada uma diminuição entre o valor máximo e o valor mínimo obtido para cada parâmetro. O resultado foi então dividido em três para estabelecimento das categorias (KARR *et al.*, 1986 e ARAÚJO, 1998a e b). Para os atributos que indicam melhor qualidade ambiental, os valores mais baixos correspondem a 1, os intermediários a 3 e os mais altos a 5. Para os atributos que indicam pior qualidade ambiental, os valores mais baixos correspondem a 5, os intermediários a 3 e os mais altos a 1. O valor do índice de integridade biótica para cada ponto é dado pelo somatório dos escores obtidos para cada atributo em cada ponto de amostragem. A interpretação dos valores de IBI é feita através do enquadramento da soma dos escores obtidos numa escala de intervalos que remete a graus de integridade biótica com características relativas a ictiofauna. O resultado obtido para cada

ponto foi enquadrado em seis classes de qualidade de água (Tabela II), onde a escala original proposta por KARR (1981) foi adaptada para este trabalho.

O atributo *número de espécies nativas*, proposto originalmente por KARR (1981) foi adaptado para este trabalho *como número de espécies*. O cálculo dos escores foi baseado no número de espécies amostrado durante o período de estudo. O segundo atributo, número de espécies “sucker”, foi substituído pelo percentual de espécies de raspadores de fundo de acordo com HARRIS & SILVEIRA (1999), em função do fato destas espécies tornarem o índice mais sensível a mudanças na geomorfologia do rio através de especializações destes peixes ao habitat. O atributo 3, proporção de espécies “green-sunfish”, que não são observadas na bacia hidrográfica do lago Guaíba foi substituído pelo percentual de espécies territorialistas. Neste estudo é assumido como pressuposto que num ambiente mais equilibrado ocorra um percentual maior de indivíduos territorialistas, indicando um ambiente com melhor qualidade ambiental.

Os atributos 5 (número de indivíduos), 6 (percentual de carnívoros), 7 (percentual de omnívoros), 9 (nectônicos), 10 (bentônicos) e 12 (percentual de indivíduos com doença e anomalias) foram utilizados sem modificação. O atributo 8, proporção de Cyprinideos insetívoros foi substituído pelo percentual de invertívoros. O atributo 11, proporção de híbridos, foi substituído por percentual de indivíduos com doença dos pontos pretos, baseado no estudo de FLORES-LOPES *et al.* (2006d, neste volume) (Tabela I).

Com relação ao quarto atributo, número de espécies intolerantes, como existe uma grande falta de conhecimento sobre a tolerância das espécies neotropicais aos diferentes fatores que podem influenciar a condição do ambiente, este atributo foi substituído pelo percentual de espécies com cuidado parental.

O índice de integridade biótica foi calculado para todo o período de estudo (dois anos) e para cada período de um ano de amostragem. Para validar o IBI, os resultados obtidos foram

correlacionados com os resultados obtidos pela análise de componentes principais de parâmetros físico-químicos, com os resultados obtidos pela análise histológica das brânquias das espécies *A. fasciatus* e *C. alburnus* (FLORES-LOPES *et al.*, 2006b, neste volume), com a frequência de anomalias morfológicas observadas nos pontos estudados (FLORES-LOPES & MALABARBA, 2006c, neste volume), com a análise da frequência de ocorrência da doença dos pontos pretos na espécie *A. fasciatus* (FLORES-LOPES *et al.*, 2006d, neste volume) e os resultados obtidos pelos índices ecológicos (índice de diversidade, riqueza e índice de qualidade integrado) (FLORES-LOPES & MALABARBA, 2006e, neste volume).

Para análise físico-química da água foram utilizados os parâmetros temperatura, pH, DBO₅, O₂ e os valores de coliformes fecais. A qualidade físico-química da água foi verificada através do enquadramento da média dos valores obtidos para cada parâmetro dentro das classes estabelecidas pela resolução número 357 do CONAMA. Uma análise de componentes principais com os parâmetros físico-químicos foi realizada a fim de tentar identificar quais parâmetros físico-químicos estariam influenciando na qualidade do corpo hídrico. Esta análise foi realizada através do software Multivariate Statistical Package v. 3.1. Os dados físico-químicos dos pontos do lago Guaíba foram fornecidos pelo DMAE – Departamento Municipal de Água e Esgoto. Os dados do rio dos Sinos foram fornecidos pela FEPAM – Fundação Estadual de Proteção Ambiental. Os dados dos rios Caí e Gravataí foram fornecidos pela CORSAN – Companhia Riograndense de Saneamento.

RESULTADOS

Foram capturados 53408 exemplares de peixes, sendo 24020 no lago Guaíba e 29388 exemplares nos três afluentes (rios Caí, Sinos e Gravataí), de um total de 66 espécies pertencentes a 22 famílias e 8 ordens (Tabela III). Do total de espécies identificadas, 52 delas foram observadas no lago Guaíba e 58 foram observadas nos rios tributários. A análise da

composição da ictiofauna mostrou que as ordens mais abundantes foram Characiformes (43%), Siluriformes (30%) e Perciformes (14%). As famílias mais abundantes foram Characidae (29%), Loricariidae e Cichlidae (12%) e as espécies mais abundantes foram *Cheirodon ibicuihensis* Eigenmann, 1915 (21,7%), *Astyanax fasciatus* (Cuvier, 1819) (20,5%), *Hyphessobrycon luetkenii* (Boulenger, 1887) (15,5%) e *Corydoras paleatus* (Jenyns, 1842) (11%). Os pontos que apresentaram o maior percentual de indivíduos coletados foram o ponto Gravataí PC (31%), o ponto Gasômetro (23%), o ponto Gravataí RS118 (11%) e o ponto S. Alemoa (10%).

A composição ictiofaunística refletiu as características geomorfológicas de cada ponto de amostragem, sendo observado nos pontos Gravataí RS118 e Gravataí PC um grande percentual de espécies bênticas, principalmente raspadores de fundo como *Rineloricaria cadeae*, *Otocinclus flexilis*, *Hisonotus sp.* e etc. Os demais pontos apresentaram um percentual bem menor dessas espécies, apresentando um grande percentual de espécies nectônicas.

A análise de componentes principais para os parâmetros físico-químicos produziu dois eixos significativos que apresentaram um percentual cumulativo de 67,21% das variações nos parâmetros ambientais analisados entre os pontos de amostragem. A análise demonstrou ainda que o eixo um explica todas as variações observadas. No eixo dois são explicadas somente as variações de pH, coliformes fecais e temperatura. O estudo revelou que o ponto B. Ribeiro foi o que apresentou a melhor qualidade de água em toda a bacia hidrográfica, em função do fato de neste ponto ter sido observado as médias mais elevadas de O₂ e as médias mais baixas de Coliformes fecais e DBO₅ (Tabela III, capítulo 2). Este ponto foi enquadrado como classe I pela resolução do CONAMA para todos os parâmetros analisados. Os pontos S. Alemoa, F. Celupa, P. Alegria e P. Ipanema demonstraram uma qualidade de águas inferior a do ponto B. Ribeiro, variando de boa a razoável durante o período de amostragem. Ambos pontos são enquadrados como classe I para pH, O₂ e DBO₅. Com relação a presença de coliformes fecais,

o ponto S. Alemoa é enquadrado como classe IV, o F. Celupa como classe II e o P. Alegria como classe III (Tabela IV, capítulo 2).

Nos pontos F. Celupa e B. Ribeiro foram verificadas as maiores variações de temperatura. O ponto P. Ipanema demonstrou apresentar uma razoável qualidade de suas águas, que variaram de boas a razoáveis durante o período de amostragem. Os pontos Gasômetro, Caí, Caí-Jacuí e Sinos foram os que apresentaram as águas com pior qualidade. Isto se deu ao fato de apresentarem médias mais baixas de O₂ e médias mais elevadas de coliformes fecais e DBO₅, sendo enquadrado como classe IV para coliformes fecais e como classe I para os demais parâmetros. Nestes pontos também foi verificada pouca variação de temperatura e uma maior variação no pH. O ponto Gasômetro pode ser considerado como o de pior qualidade em função de apresentar as médias mais elevadas de coliformes fecais e as médias mais baixas de O₂ e DBO₅ em todo o período de amostragem. Os pontos Gravataí RS118 e Gravataí PC demonstraram apresentar uma qualidade razoável, sendo considerados de Classe I para O₂, pH e DBO₅ e classe II para coliformes fecais (Tabela IV, capítulo 2). Nestes pontos foi verificada pouca variação de temperatura.

Os resultados do IBI no primeiro ano de amostragem demonstraram que os pontos Gasômetro, S. Alemoa, P. Alegria, Gravataí RS118 e GravataíPC foram classificados como de qualidade regular. Esse resultado discorda do resultado obtido pela análise multivariada de componentes principais de parâmetros físico-químicos para o ponto Gasômetro, pois este demonstrou as médias mais baixas de O₂ dissolvido e as médias mais elevadas de coliformes fecais, sendo enquadrado como classe IV para coliformes fecais e como classe II para O₂ dissolvido pela resolução número 357 do CONAMA. Nos pontos S. Alemoa e P. Alegria, a análise de componentes principais demonstrou que os mesmos apresentaram boa qualidade de suas águas, em função de serem observadas as maiores médias de O₂ dissolvido e as menores médias de coliformes fecais, sendo enquadrados como classe I. A análise de componentes

principais demonstrou que os pontos Gravataí RS118 e GravataíPC podem ser classificados como de qualidade regular.

Os pontos F. Celupa, B. Ribeiro, P. Ipanema, Caí, Caí-Jacuí e Sinos foram classificados como pobres de acordo com a pontuação estabelecida nas classes do IBI (Tabela IV). Este resultado concorda com os resultados obtidos pela análise de componentes principais para os pontos Caí e Caí-Jacuí. Os pontos F. Celupa e B. Ribeiro foram classificados como de boa qualidade pela análise de componentes principais, sendo enquadrados como classe I pela resolução do CONAMA. Os pontos P. Ipanema e Sinos foram classificados como de qualidade regular, onde o ponto P. Ipanema foi enquadrado como classe IV para coliformes fecais e o ponto Sinos como classe IV para O₂ dissolvido.

No segundo ano de amostragem, os resultados verificados mostraram que os pontos Gasômetro, F. Celupa e Sinos foram classificados como de qualidade regular, sendo os demais pontos classificados como pobres em relação a qualidade da água (Tabela V). Estes resultados são coincidentes com os obtidos pela análise de componentes principais de parâmetros físico-químicos para os pontos Gasômetro e Sinos, que foram classificados como de qualidade de água variando de regular a ruim, sendo o ponto Gasômetro enquadrado como classe IV para coliformes fecais e o ponto Sinos para O₂ dissolvido. Ao contrário do IBI, os pontos S. Alemoa, P. Alegria e B. Ribeiro foram classificados como de boa qualidade de suas águas, sendo enquadrados como de classe I para todos os parâmetros analisados. Já os resultados obtidos pelo IBI para os pontos P. Ipanema, Caí, Caí-Jacuí, Gravataí RS118 e GravataíPC são semelhantes aos obtidos pela análise de componentes principais.

Para todo o período de amostragem, os dados demonstraram que os pontos F. Celupa, P. Alegria, B. Ribeiro e Sinos foram classificados como de qualidade regular e os demais classificados como pobres (Tabela VI). Os dados obtidos para os pontos F. Celupa, P. Alegria e B. Ribeiro discordam dos verificados pela análise de componentes principais, que

classificaram a água desses pontos como de boa qualidade, fazendo com que sejam enquadrados como classe I. O ponto Sinos foi classificado como regular pela análise dos componentes físico-químicos. O ponto S. Alemoa, ao contrário do que foi verificado pelo resultado do IBI, suas águas foram classificadas como de boa qualidade e foram classificadas como classe I.

O teste t aplicado para comparar os valores dos índices de diversidade em relação à sazonalidade, mostrou que 68,18% das combinações foram estatisticamente significativas. O mesmo tipo de comparação foi realizado isoladamente dentro de cada ponto de amostragem, mostrando os seguintes resultados: ponto Gasômetro - 78,57%; ponto S. Alemoa - 75%; ponto F. Celupa - 64,28%; ponto P. Alegria - 78,57%; ponto B. Ribeiro - 46,42%; ponto P. Ipanema - 71,42%; ponto Caí - 21,42%; ponto Caí-Jacuí - 78,57%; ponto Sinos - 60,71%; ponto Gravataí RS118 - 85,71% e ponto GravataíPC - 89,28%. A comparação entre os índices de diversidade totais mostrou que 94,54% das combinações eram estatisticamente significativas.

DISCUSSÃO

Ecossistemas aquáticos, especialmente suas comunidades biológicas, continuam sendo degradados em todo mundo (HUGHES & NOSS, 1992). Atividades antrópicas têm exercido uma profunda e, normalmente, negativa influência nos peixes de água doce dos menores córregos aos maiores rios (ARAÚJO, 1998). Em países em desenvolvimento como o Brasil, a avaliação de impacto ambiental se restringe apenas na qualidade da água e os critérios para classificação dos cursos d'água são exclusivamente baseados em fatores físicos e químicos (CONAMA, 1993).

Os resultados do índice de integridade biótica (IBI) calculado neste estudo demonstraram que os pontos analisados foram classificados como de qualidade regular ou pobre (Tabelas IV a VI). No primeiro e no segundo anos de amostragem, o ponto Gasômetro

foi classificado como regular. Para FLORES-LOPES *et al.* (2006b, neste volume), FLORES-LOPES & MALABARBA (2006c, neste volume) e FLORES-LOPES *et al.* (2006d, neste volume), o ponto Gasômetro foi classificado como de baixa qualidade em função de demonstrar principalmente anomalias moderadas e severas nas brânquias de *Astyanax fasciatus* (Cuvier, 1819) e *Cyanocharax alburnus* (Hensel, 1870), apresentar todos os tipos de anomalias morfológicas e serem verificadas as menores concentrações de O₂ dissolvido e as maiores concentrações de coliformes fecais, sendo enquadrado como classe II para o primeiro parâmetro e como classes IV para o segundo. Para todo o período de amostragem, ele foi classificado como de qualidade “pobre”, concordando com os resultados obtidos pelos estudos citados acima, ou seja, aparecem um grande número de espécies omnívoras e generalistas e uma elevada frequência de indivíduos doentes.

O ponto B. Ribeiro, foi classificado como pobre em cada período de um ano de amostragem e como regular para todo o período de estudo. Este resultado contradiz os resultados obtidos pela análise multivariada de componentes principais para parâmetros físico-químicos, onde foi verificado que este ponto demonstrou as maiores concentrações de O₂ dissolvido e as menores concentrações de coliformes fecais, sendo enquadrado como classe I para ambos os parâmetros. Os resultados obtidos pelo IBI também diferem dos resultados obtidos por FLORES-LOPES *et al.* (2006b, neste volume), que praticamente só observaram leves anomalias nas brânquias de *A. fasciatus* e *C. alburnus*, e por FLORES-LOPES *et al.* (2006d, neste volume), que observaram uma elevada frequência de exemplares de *A. fasciatus* parasitados pelo parasito causador da doença dos pontos pretos neste ambiente. Para estes autores, essa elevada frequência de infestação associada a melhor qualidade da água neste local faz com que ele possa ser considerado como um dos de melhor qualidade dentro da bacia hidrográfica do lago Guaíba.

Os resultados obtidos pelo IBI demonstram que, além dos parâmetros estudados, outros fatores ambientais que normalmente não são percebidos pelos testes físico-químicos e biológicos convencionais devem estar contribuindo para a diminuição da qualidade da água na bacia hidrográfica do lago Guaíba. Estes resultados são semelhantes aos observados por FLORES-LOPES *et al.* (2006b, neste volume), FLORES-LOPES & MALABARBA (2006c, neste volume), FLORES-LOPES *et al.* (2006d, neste volume) e FLORES-LOPES & MALABARBA (2006e, neste volume), que demonstraram através da utilização de parâmetros físico-químicos e de aspectos da biologia das espécies de peixes que a qualidade da água da maioria dos pontos estudados variou de regular a ruim. Estes autores salientaram a necessidade da utilização de outras metodologias a fim de se verificar mais consistentemente todos os parâmetros que possam estar influenciando na qualidade da água.

É esperado que diferentes metodologias de avaliação demonstrem respostas específicas a certos fatores ambientais, o que pôde ser observado nestes estudos, uma vez que cada metodologia apresentou um tipo de resposta específica às alterações do meio. A utilização dessas metodologias na avaliação da qualidade ambiental faz com que diversos tipos de respostas obtidas sejam uma importante fonte de informações da condição dos organismos no meio em que eles vivem, permitindo ao pesquisador inferir com mais certeza sobre a natureza e o tempo de exposição dos indivíduos ao agente estressor. Os resultados deste estudo deixam evidente que as respostas obtidas por apenas uma metodologia de avaliação não são suficientes para se fazer um diagnóstico mais acurado da real situação de um ecossistema.

Na América do Norte e Europa, o índice de integridade biótica é considerado como uma poderosa ferramenta para monitorar os ambientes aquáticos (SIMON & LYONS, 1994 e ANGERMEIER *et al.*, 2000). Segundo KARR *et al.* (1986), a grande vantagem do uso do IBI é sua capacidade de integrar diversos atributos ecológicos, evitando a seleção de determinado

critério isolado que possa resultar em diagnósticos menos confiáveis do que o conjunto de medidas. Segundo HUGUENY *et al.* (1996), uma das vantagens do IBI é que ele é potencialmente sensível para uma variedade de tipos de distúrbios: poluição orgânica ou físico-química, declínio na estrutura do habitat, etc. A sensibilidade relativa dos doze atributos varia com a escala geográfica considerada, tipo de degradação e de região para região. Isoladamente, cada atributo não é um indicador confiável de degradação, mas junto com os demais parâmetros, é fortemente relacionado com degradação (ANGERMEIER & KARR, 1986). Individualmente, cada parâmetro provém informação sobre uma característica específica do local de amostragem, mas juntas, estas informações caracterizam a integridade biológica do local (KARR *et al.*, 1986). O somatório de todos os parâmetros provém o escore final do IBI que permite a colocação do local de amostragem em uma classe de integridade, que varia de “sem peixe” a “excelente”.

Um dos problemas verificado neste estudo é o estabelecimento dos limites dos intervalos que correspondem aos escores que variam de 1 a 5 quando da elaboração do índice de integridade biótica, ou seja, a dificuldade em estabelecer quais os critérios para determinar se o percentual de um determinado atributo corresponde a baixa, média ou alta qualidade. Na literatura científica sobre o assunto, a maioria dos autores, com algumas exceções, normalmente não mencionam como são estabelecidos estes intervalos. Neste estudo foi utilizado o critério utilizado por ARAÚJO (1998a e b) e KARR *et al.*, (1986). Estes autores estabeleceram três categorias através da divisão do resultado obtido da diminuição do maior valor pelo menor valor. Para os atributos que indicam melhor qualidade ambiental, os valores mais baixos correspondem a 1, os intermediários a 3 e os mais altos a 5. Para os atributos que indicam pior qualidade ambiental, os valores mais baixos correspondem a 5, os intermediários a 3 e os mais elevados a 1.

Para MASON (1991), os índices de diversidade consideram que os ambientes não poluídos apresentam um grande número de espécies, sem que nenhuma delas componha a maioria da comunidade, ao contrário dos ambientes poluídos, que se caracterizam por apresentarem poucas espécies, mas onde algumas das espécies compõem a maioria da comunidade. FLORES-LOPES & MALABARBA (2006e, neste volume) observaram que, com exceção dos pontos B. Ribeiro e P. Ipanema, há o predomínio de algumas espécies em relação as demais, como *Astyanax fasciatus*, *Astyanax jacuhiensis*, *Cyanocharax alburnus* e *Hyphessobrycon luetkenii*, sendo estas espécies citadas como generalistas por BRUSCHI JR. *et al.* (2000). Estes mesmos autores evidenciaram que a ocorrência de espécies sabidamente generalistas vêm corroborar com a classificação de locais de baixa ou média qualidade.

ARAÚJO (1998a) salientou que um local declina em qualidade à medida que aumenta a proporção de indivíduos omnívoros. Essa afirmação corrobora os resultados obtidos por este estudo, onde foi verificado um predomínio de espécies invertívoras seguida pelas espécies omnívoras (Tabela III). Para os parâmetros relacionados aos guildas tróficos, se faz necessário um maior aprofundamento do conhecimento a cerca da dieta das espécies neotropicais. KARR (1981) estabeleceram que amostras com menos de 20% de indivíduos omnívoros são boas, enquanto aquelas com mais de 45% de omnívoros são gravemente degradadas. Este fator é outro questionamento importante à cerca do IBI, ou seja, podem ser utilizados os mesmos percentuais para diferentes tipos de habitat? Numa mesma bacia hidrográfica existem pontos de amostragem de características diversas e a dificuldade está em estabelecer como amostras menores que 20% são taxadas como de boa qualidade e amostras acima de 45% são consideradas degradadas.

ARAÚJO (1998a e b) e salientaram que um critério que parece ser útil na classificação de um ambiente é a frequência de peixes com tumores, lesões nas nadadeiras ou deformidades, parasitos e outros indicadores de doenças ou anomalias. Autores como KARR *et*

al. (1986) e HUGHES & GAMMON (1987), relataram que este parâmetro tem sido um importante indicador de áreas degradadas. BOZZETTI & SCHULZ (2004), ao adaptarem o IBI para rios do sul do Brasil, não utilizaram este atributo em função de verificarem um número muito baixo de exemplares anômalos em todas as amostragens, talvez em função da seletividade do método de amostragem, o que não diminui a importância deste atributo. De acordo com este parâmetro, os ambientes foram classificados como de média ou boa qualidade. Apenas o ponto B. Ribeiro no primeiro ano de amostragem apresentou resultado como de baixa qualidade. De acordo com FLORES-LOPES & MALABARBA (2006c, neste volume), este resultado se deu em função de ter sido analisado um baixo número de exemplares e sendo verificada uma elevada frequência de anomalias em uma espécie neste ponto. Como os valores percentuais dos intervalos foram os propostos inicialmente por KARR (1981), os resultados observados foram considerados como de qualidade média ou boa, mas FLORES-LOPES & MALABARBA (2006c, neste volume) verificaram que muitas das frequências de anomalias observadas se mostraram significativas para a bacia hidrográfica, demonstrando não haver casualidade na sua ocorrência.

EATON & LYDY (2000) demonstraram a importância de se usar múltiplas tentativas para avaliação da qualidade da água. Para eles, o uso de somente uma metodologia é uma simplificação das relações físicas, químicas e biológicas da água. Os resultados obtidos neste estudo e nos estudos realizados por FLORES-LOPES *et al.* (2006b, neste volume), FLORES-LOPES & MALABARBA (2006c, neste volume), FLORES-LOPES *et al.* (2006d, neste volume) e FLORES-LOPES & MALABARBA (2006e, neste volume) deixaram evidente a necessidade de se utilizar mais de uma ferramenta como instrumento de avaliação da qualidade ambiental. Em função da grande complexidade de relações entre os fatores físicos, químicos e biológicos que compõem o ambiente aquático, uma gama mais variada de metodologias se faz imprescindível

a fim de que se possa realizar um diagnóstico mais consistente sobre as reais condições da bacia hidrográfica que está sendo estudada.

O índice de integridade biótica, como uma destas metodologias, demonstrou uma certa eficiência neste estudo, mas como qualquer índice, deve ser analisado com cautela. Testes estatísticos serão realizados a fim de verificar o grau de significância dos dados e identificar quais os parâmetros foram mais eficientes em refletir as ações provocadas por agentes estressores ambientais e em demonstrar as variações na degradação dos ambientes. Alguns itens como o percentual de territorialistas, percentual de espécies com cuidado parental, percentual de nectônicos e bentônicos, assim como os relacionados aos guildas tróficos devem ser avaliados novamente em outros estudos a fim de que se possa ter uma confirmação de sua eficiência ou não em indicar melhor ou pior degradação ambiental a fim de realizar uma avaliação mais precisa do ambiente.

AGRADECIMENTOS

Os autores gostariam de agradecer ao Dr. Fernando G. Becker e ao MSc. Fábio Vilella pelas sugestões e discussões sobre o índice de integridade biótica.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ANGERMEIER, P.L.; SMOGOR, R.A. & STAUFFER, J.R. 2000. Regional frameworks and candidate metrics for assessing biotic integrity in Mid-Atlantic Highland streams. **Transactions of the American Fisheries Society**. **129**: 962 – 981
- ANGERMEIER, P.L. & DAVIDEANU, G. 2004. Using fish communities to assess streams in România: initial development of an index of biotic integrity. **Hydrobiologia**. **511**: 65

- ANGERMEIER, P.L. & KARR, J.R. 1986. Applying an index of biotic integrity based on stream-fish communities: considerations in sampling and interpretation. **North American Journal of Fisheries Management**. **6**: 418 – 429
- ARAÚJO, F.G. 1998a. Uso da Taxocenose de peixes como indicadora de degradação ambiental no rio Paraíba do Sul, Rio de Janeiro, Brasil. **Brazilian Archives of Biology and Technology**. **41(3)**: 370 – 378
- ARAÚJO, F.G. 1998b. Adaptação do Índice de Integridade Biótica usando a comunidade de peixes para o rio Paraíba do Sul. **Revista Brasileira de Biologia**. **58(4)**: 547 – 558
- ARAÚJO, F.G.; FICHBERG, I.; PINTO, B.C.T. & PEIXOTO, M.G. 2003. A preliminary index of biotic integrity for monitoring the condition of the Rio Paraíba do Sul, Southeast Brazil. **Environmental Management**. **32(4)**: 516 – 526
- BITAR, O.Y. & ORTEGA, R.D. 1998. Gestão Ambiental. pp: 499 – 508 In: OLIVEIRA, A.M.S. & BRITO, S.N.A. (Ed.) **Geologia de Engenharia**. São Paulo, Associação Brasileira de Geologia de Engenharia, 850p.
- BOZZETTI, M. & SCHULZ, U.H. 2004. An index of biotic integrity based on fish assemblages for subtropical streams in southern Brazil. **Hydrobiologia**. **529**: 133 – 144
- BRUSCHI JR., W. 1998. **Influência de despejos urbanos sobre a ictiofauna das lagoas costeiras Marcelino e Peixoto, Osório, RS, Brasil**. Tese de Doutorado, Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais, UFSCAR, São Carlos, 111 p.
- BRUSCHI JR., W.; MALABARBA, L.R. & SILVA, J.F.P. da Avaliação da Qualidade Ambiental dos riachos através das Taxocenoses de peixes. In: CENTRO DE ECOLOGIA/UFRGS. 2000 **Carvão e Meio Ambiente**. Porto Alegre, Ed. da Universidade/UFRGS, p. 803 – 809
- CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. Resolução nº 357, de 17 de março de 2005. **Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu**

enquadramento, bem como estabelece condições e padrões de lançamento de efluentes.DOU, Brasília – DF, de 17 de março de 2005.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. Resolução nº 1, de fevereiro de 1993 Estabelece, para veículos automotores nacionais e importados, exceto motocicletas, motonetas, triciclos, ciclomotores, bicicletas com motor auxiliar e veículos assemelhados, nacionais e importados, limites máximos de ruído com o veículo em aceleração e na condição parado. DOU, Brasília – DF, de 15 de fevereiro de 1993

EATON, H.J. & LYDY, M.J. 2000. Assessment of water quality in Wichita, Kansas, using an index of biotic integrity and analysis of bed sediment and fish tissue for organochlorine insecticides. **Archives of Environmental Contamination and Toxicology. 39:** 531 – 540

FLORES-LOPES, F.; THOMAZ, A. T. & MALABARBA, L.R. 2006b. **Alterações Histopatológicas observadas nas brânquias de *Astyanax fasciatus* e *Cyanocharax alburnus* da bacia hidrográfica do Lago Guaíba, RS, Brasil.** Tese de Doutorado, Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal, UFRGS, Porto Alegre, 28 p. (neste volume).

FLORES-LOPES, F. & MALABARBA, L.R. 2006c. **Utilização da frequência de anomalias morfológicas em peixes e análise multivariada de parâmetros físico-químicos no monitoramento ambiental.** Tese de Doutorado, Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal, UFRGS, Porto Alegre, 38 p. (neste volume).

FLORES-LOPES, F.; THOMAZ, A.T. & MALABARBA, L.R. 2006d. **Avaliação ambiental através da análise da frequência da doença dos pontos pretos em comunidades de peixes.** Tese de Doutorado, Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal, UFRGS, Porto Alegre, 25 p. (neste volume).

- FLORES-LOPES, F. & MALABARBA, L.R. 2006e. **Uso de índices ecológicos em taxocenoses de peixes no monitoramento ambiental – estudo de caso da bacia hidrográfica do lago Guaíba, RS, Brasil.** Tese de Doutorado, Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal, UFRGS, Porto Alegre, 22 p. (neste volume).
- GANASAN, V. & HUGHES, R.M. 1998. Application of an index of biological integrity (IBI) to fish assemblages of the rivers Khan and Kshipra (Madhya Pradesh), India. **Freshwater Biology. 40:** 367 – 383
- HARRIS, J.H. & SILVEIRA, R. 1999. Large-scale assessments of river health using an index of biotic integrity with low-diversity fish communities. **Freshwater Biology. 41:** 235 – 252
- HUGHES, R.M. & NOSS, R.F. 1992. Biological diversity and biological integrity: current concerns for lakes and streams. **Fisheries. 17:** 11 – 19
- HUGUENY, B.; CAMARA, S.; SAMOURA, B. & MAGASSOUBA, M. 1996. Applying an index of biotic integrity base on fish assemblages in a West African river. **Hydrobiologia. 331:** 71 – 78
- KARR, J.R. 1981. Assessment of biotic integrity using fish communities. **Fisheries. 6(6):** 21 – 27
- KARR, J.R. & DUDLEY, D.R. 1981. Ecological perspective on water quality goals. **Environmental Management. 5:** 55 – 68
- KARR, J.R.; FAUSCH, K.D.; ANGERMIER, P.L.; YANT, P.R. & SCHLOSSER, I.J. 1986. **Assessing biological integrity in running waters, a method and its rationale.** Spec. Public., 5. III Nat. Hist. Surv.
- LYDY, M.J.; STRONG, A.J. & SIMON, T.P. 2000. Development of an index of biotic integrity for the Little Arkansas River Basin, Kansas. **Archives of Environmental Contamination and Toxicology. 39:** 523 – 530

- MALABARBA, L.R. & REIS, R.E. 1987. **Manual de Técnicas para a preparação de Coleções Zoológicas. Nº 36 – Peixes.** Campinas, Sociedade Brasileira de Zoologia, 14 p.
- MASON, C.F. 1991. **Biology of Freshwater Pollution.** 2nd Ed., Longman Scientific & Technical., London, 351 p.
- PALLER, M.H.; REICHERT, M.J.M. & DEAN, J.M. 1996. Use of fish Communities to Assess Environmental Impacts in South Carolina Coastal Plain Streams. **Transactions of the American Fisheries Society.** **125:** 633 – 644
- PEARCE, J.B. & DESPRES-PATANJO, L. 1988. A review of monitoring strategies and assessments of estuarine pollution. **Aquatic Toxicology.** **11:** 323 – 343
- SHIELDS, F.D.; JR., KNIGHT S.S. & COOPER, C.M. 1995. Use of the index of biotic integrity to assess physical habitat degradation in warmwater streams. **Hydrobiologia.** **312:** 191 – 208
- SIMON, T.P. & LYONS, J. 1994. Application of the index of biotic integrity to evaluate water resource integrity in freshwater ecosystems. In: DAVIS, W.S. & SIMON, T.P. (Eds.) **Biological assessment and criteria: Tools for water resource planning and decision making.** CRC Press, Boca Raton, FL: 245 – 262
- TEJERINA-GARRO, F.L.; MALDONADO, M.; IBÁÑEZ, C.; PONT, D.; ROSET, N. & OBERDORFF, T. 2005. Effects of natural and anthropogenic environmental changes on riverine fish assemblages: a framework for ecological assessment of rivers. **Brazilian Archives of Biology and Technology.** **48(1):** 91 – 108
- YODER, C.O. & RANKIN, E.T. 1995. Biological criteria program development and implementation in ohio. In: DAVIS, W.S. & SIMON, T.P. (Eds.). **Biological assessment and criteria: tools for water resource planning and decision making.** CRC Press, Boca Raton, FL: 109 – 144

Tabela I – Atributos originais propostos por Karr (1981) e os atributos utilizados no monitoramento da bacia hidrográfica do lago Guaíba.

Atributos originais (Karr, 1981)	Adaptação do Índice de Integridade Biótica
Atributos da comunidade	
Composição e riqueza de espécies	
1 - Número de espécies nativas	1 - Número total espécies
2 - Número de sps. "Sucker"	2 - Percentual de Territorialistas
3 - Proporção de "green-sunfish"	3 - Percentual de raspadores de fundo
4 - Número e identidade de sps. Intolerâtes	4 - Percentual de sps com cuidado parental
Abundância	
5 - Número indivíduos na amostra	5 - Número de indivíduos
Guildas Tróficos	
6 - Propoção carnívoros de topo	6 - Percentual de carnívoros
7 - Proporção de onívoros	7 - Percentual de omnívoros
8 - Proporção de cyprinídeos insetívoros	8 - Percentual de invertívoros
Posição na coluna d'água	
9 - Número de sps. "Sunfish" ou coluna d'água	9 – Nectônicos
10 - Número de sps. "Darters" ou bênticas	10 - Bentônicos
Condição de Saúde	
11 - Proporção de híbridos	11 - Percentual de indivíduos com doença MP
12 - Porporção de indivíduos com doença	12 - Percentual de indivíduos com doença e anomalia

Tabela II – Pontuação de integridade biótica, as diferentes classes e os atributos utilizados no monitoramento da bacia do lago Guaíba.

Classes de integridade (Pontuação)	Atributos
Excelente (53 – 60)	Comparável às melhores situações sem a influência do homem; todas as espécies regionais esperadas para o habitat e tamanho do curso d'água presentes, incluindo as formas mais intolerantes, em todas as classes de idade e sexo; estrutura trófica balanceada.
Boa (45 – 52)	Riqueza de espécies um tanto abaixo da expectativa, especialmente devido à perda das formas mais intolerantes; algumas espécies com distribuição de abundância ou de tamanho inferior ao ótimo; estrutura trófica mostra alguns sinais de estresse.
Regular (36 – 44)	Sinais de deterioração adicionais com menos formas intolerantes, estrutura trófica mais alterada (p. ex., aumento da frequência de omnívoros); podem ser raros os predadores em classes maiores de idade.
Pobre (25 – 35)	Dominada por omnívoros, espécies tolerantes à poluição e generalistas; espécies doentes sempre presentes.
Muito pobre < 24	Poucos peixes presentes, principalmente introduzidos, ou de espécies muito tolerantes; comuns doenças, parasitos, nadadeiras feridas e outras anomalias.
Sem peixe (0)	Repetidas pescarias sem capturar qualquer peixe.

Tabela III – Relação das famílias e espécies observadas e aspectos ecológicos de cada espécie.

G. Trófico= Guildas tróficos, Territ.= Territorialistas.

Família	Espécies	Cuidado parental	G. Trófico	Territ.	Posição na coluna d'água	
Anablepidae	<i>Jenynsia multidentata</i> (Jenyns, 1842)	Não	Invertívoro	Não	Nectônico	
Anostomidae	<i>Leporinus obtusidens</i> (Valenciennes, 1836)	Não	Herbívoros	Não	Nectônico	
Aspredinidae	<i>Schizodon jacuiensis</i> Bergman, 1988	Não	Herbívoros	Não	Nectônico	
	<i>Ancistrus brevipinnis</i> (Regan, 1904)	Sim	Raspador	Sim	Bentônico	
	<i>Bunocephalus doriae</i> Boulenger, 1902	Não	Onívoro	Não	Bentônico	
	<i>Bunocephalus iheringii</i> Boulenger, 1891	Não	Onívoro	Não	Bentônico	
Atherinopsidae	<i>Odontesthes aff.perugiae</i> Evermann & Kendall, 1906	Não	Carnívoro	Não	Nectônico	
Callichthyidae	<i>Corydoras paleatus</i> (Jenyns, 1842)	Não	Onívoro	Não	Bentônico	
	<i>Corydoras undulatus</i> Regan, 1912	Não	Onívoro	Não	Bentônico	
	<i>Hoplosternum littorale</i>	Não	Onívoro	Não	Bentônico	
Characidae	<i>Aphyocharax anisitsi</i> Eigenmann & Kennedy, 1903	Não	Invertívoro	Não	Nectônico	
	<i>Astyanax eigenmanniorum</i> (Cope, 1894)	Não	Invertívoro	Não	Nectônico	
	<i>Astyanax fasciatus</i> (Cuvier, 1819)	Não	Invertívoro	Não	Nectônico	
	<i>Astyanax jacuhiensis</i> Cope, 1894	Não	Invertívoro	Não	Nectônico	
	<i>Astyanax sp. 1</i>	Não	Invertívoro	Não	Nectônico	
	<i>Astyanax sp. 2</i>	Não	Invertívoro	Não	Nectônico	
	<i>Bryconamericus iheringii</i> (Boulenger, 1887)	Não	Invertívoro	Não	Nectônico	
	<i>Characidium rachovii</i> Regan, 1913	Não	Invertívoro	Não	Bentônico	
	<i>Characidium tenue</i> (Cope, 1894)	Não	Invertívoro	Não	Bentônico	
	<i>Characidium zebra</i> Eigenmann, 1909	Não	Invertívoro	Não	Bentônico	
	<i>Charax stenopterus</i> (Cope, 1894)	Não	Invertívoro	Não	Nectônico	
	<i>Cheirodon ibicuihensis</i> Eigenmann, 1915	Não	Herbívoros	Não	Nectônico	
	<i>Cheirodon interruptus</i> (Jenyns, 1842)	Não	Herbívoros	Não	Nectônico	
	<i>Cyanocharax alburnus</i> (Hensel, 1870)	Não	Invertívoro	Não	Nectônico	
	<i>Diapoma speculiferum</i> Cope, 1894	Não	Invertívoro	Não	Nectônico	
	<i>Hyphessobrycon bifasciatus</i> Ellis, 1911	Não	Invertívoro	Não	Nectônico	
	<i>Hyphessobrycon luetkenii</i> (Boulenger, 1887)	Não	Invertívoro	Não	Nectônico	
	<i>Hyphessobrycon meridionalis</i>	Não	Invertívoro	Não	Nectônico	
	Ringuet, Miquelarena & Menni, 1978					
	<i>Hyphessobrycon sp.</i>	Não	Invertívoro	Não	Nectônico	
<i>Oligosarcus jenynsii</i> (Günther, 1864)	Não	Carnívoro	Não	Nectônico		
<i>Oligosarcus robustus</i> Menezes, 1969	Não	Carnívoro	Não	Nectônico		
<i>Pseudocorynopoma doriae</i> Perugia, 1891	Não	Invertívoro	Sim	Nectônico		
<i>Serrapinnus calliurus</i> (Boulenger, 1900)	Não	Herbívoros	Não	Nectônico		
Cichlidae	<i>Cichlasoma portalegreense</i> (Hensel, 1870)	Sim	Onívoro	Sim	Nectônico	
	<i>Crenicichla lepidota</i> Heckel, 1840	Sim	Carnívoro	Sim	Nectônico	
	<i>Crenicichla punctata</i> Hensel, 1870	Sim	Carnívoro	Sim	Nectônico	
	<i>Geophagus brasiliensis</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	Sim	Onívoro	Sim	Nectônico	

	<i>Gymnogeophagus gymnogenys</i> (Hensel, 1870)	Sim	Onívoro	Sim	Nectônico
	<i>Gymnogeophagus labiatus</i> (Hensel, 1870)	Sim	Onívoro	Sim	Nectônico
	<i>Gymnogeophagus rhabdotus</i> (Hensel, 1870)	Sim	Onívoro	Sim	Nectônico
	<i>Tilapia rendalli</i> Boulenger, (1876)	Sim	Onívoro	Sim	Nectônico
Clupeidae	<i>Platanichthys platana</i> (Regan, 1917)	Não	Invertívoro	Não	Nectônico
Curimatidae	<i>Cyphocharax spilatus</i> (Vari, 1987)	Não	Detritívoro	Não	Nectônico
	<i>Cyphocharax voga</i> (Hensel, 1870)	Não	Detritívoro	Não	Nectônico
	<i>Lycengraulis grossidens</i> (Spix & Agassiz, 1829)	Não	Invertívoro	Não	Nectônico
Engraulidae					
Erythrinidae	<i>Hoplias malabaricus</i> (Bloch, 1794)	Não	Carnívoro	Não	Nectônico
Gymnotidae	<i>Gymnotus carapo</i> (Linnaeus, 1758)	Sim	Carnívoro	Sim	Nectônico
Heptapteridae	<i>Pimelodella australis</i> Eigenmann, 1917	Não	Onívoro	Não	Bentônico
	<i>Rhamdia aff. quelen</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	Não	Onívoro	Não	Bentônico
Loricariidae	<i>Hisonotus sp.</i>	Não	Raspador	Não	Bentônico
	<i>Hypostomus aspilogaster</i> (Cope, 1894)	Sim	Raspador	Não	Bentônico
	<i>Hypostomus commersoni</i> Valenciennes, 1836	Sim	Raspador	Não	Bentônico
	<i>Loricariichthys anus</i> (Valenciennes, 1836)	Sim	Detritívoro	Não	Bentônico
	<i>Otocinclus flexilis</i> Cope, 1894	Não	Raspador	Não	Bentônico
	<i>Rineloricaria cadeae</i> (Hensel, 1868)	Sim	Raspador	Sim	Bentônico
	<i>Rineloricaria sp. n</i>	Sim	Raspador	Sim	Bentônico
	<i>Rineloricaria strigilata</i> (Hensel, 1868)	Sim	Raspador	Sim	Bentônico
	<i>Parapimelodus nigribarbis</i> (Boulenger, 1889)	Não	Invertívoro	Não	Bentônico
Pimelodidae					
	<i>Pimelodus maculatus</i> La Cepède, 1803	Não	Onívoro	Não	Bentônico
	<i>Phallocerus caudimaculatus</i> (Hensel, 1868)	Não	Invertívoro	Não	Nectônico
Poecilidae					
	<i>Prochilodus lineatus</i> (Valenciennes, 1836)	Não	Raspador	Não	Nectônico
Prochilodontidae					
	<i>Microglanis cottoides</i> (Boulenger, 1891)	Não	Onívoro	Não	Nectônico
Pseudopimelodidae					
Rivulidae	<i>Cynopoecilus nigrovittatus</i> Costa, 2002	Não	Invertívoro	Sim	Nectônico
	<i>Cynopoecilus melanotaenia</i> (Regan, 1912)	Não	Invertívoro	Sim	Nectônico
	<i>Pachyurus bonariensis</i> Steindachner, 1879	Não	Onívoro	Não	Nectônico
Sciaenidae					
	<i>Homodiaetus anisitisi</i> Eigenmann & Ward, 1907	Não	Carnívoro	Não	Bentônico
Trichomycteridae					

Tabela IV – Resultados do Índice de Integridade Biótica (IBI) para o primeiro período de amostragem. Pt= Ponto de amostragem.

IBI ano 1	Pt. 1	Pt. 2	Pt. 3	Pt. 4	Pt. 5	Pt. 6	Pt. 7	Pt. 8	Pt. 9	Pt. 10	Pt. 11
número de espécies	3	5	1	1	5	1	3	5	3	5	5
% de Territorialistas	1	5	1	1	3	3	5	1	5	5	3
% de rasp de fundo	3	5	1	5	1	3	1	3	1	3	3
% sps cuidado parental	1	5	1	3	5	5	5	3	5	5	5
número de indivíduos	5	5	1	1	1	1	1	3	1	3	5
% de carnívoros	3	5	3	5	5	1	3	3	1	3	5
% de onívoros	3	3	3	5	3	1	1	1	1	1	3
% de invertívoros	3	1	5	5	3	5	1	1	1	1	1
Nectônicos	5	3	3	5	1	3	3	1	5	3	5
Bentônicos	5	3	3	5	1	3	3	1	5	3	5
% de parasitados c MP	1	1	5	1	5	1	1	1	1	1	1
% de ind. Anomalias	3	3	5	3	1	3	5	5	5	3	3
Total	36	44	32	40	34	30	32	28	34	36	44

Tabela V – Resultados do Índice de Integridade Biótica (IBI) para o segundo período de amostragem. Pt= Ponto de amostragem.

IBI ano 2	Pt. 1	Pt. 2	Pt. 3	Pt. 4	Pt. 5	Pt. 6	Pt. 7	Pt. 8	Pt. 9	Pt. 10	Pt. 11
número de espécies	1	3	5	1	3	1	1	3	5	5	5
% de Territorialistas	5	5	1	1	1	3	3	5	5	1	1
% de rasp de fundo	3	1	5	3	1	1	1	1	5	3	1
% sps cuidado parental	5	3	3	1	3	3	5	5	5	1	1
número de indivíduos	5	1	1	1	1	1	1	1	1	5	5
% de carnívoros	3	3	1	5	1	3	1	1	1	1	1
% de onívoros	1	3	1	5	1	1	3	1	3	3	1
% de invertívoros	1	5	1	3	5	3	5	3	1	5	3
Nectônicos	3	1	5	3	3	1	1	1	3	3	3
Bentônicos	3	1	5	3	3	1	1	3	3	3	3
% de parasitados c MP	5	3	5	5	5	5	1	1	1	1	1
% de ind. Anomalias	5	5	5	5	5	5	5	3	5	3	5
total	40	34	38	36	32	28	28	28	38	34	30

Tabela VI – Resultados do Índice de Integridade Biótica (IBI) para todo o período de amostragem (dois anos). Pt= Ponto de amostragem.

IBI total	Pt. 1	Pt. 2	Pt. 3	Pt. 4	Pt. 5	Pt. 6	Pt. 7	Pt. 8	Pt. 9	Pt. 10	Pt. 11
número de espécies	3	3	3	1	5	1	3	5	5	5	5
% de Territorialistas	3	3	1	1	3	3	5	3	3	3	1
% de rasp de fundo	1	3	5	5	1	1	1	3	5	1	3
% sps cuidado parental	5	3	1	1	5	3	5	3	5	1	1
número de indivíduos	5	3	1	1	1	1	1	1	1	3	5
% de carnívoros	1	1	1	5	3	3	1	1	1	1	1
% de onívoros	1	3	1	5	3	1	1	1	1	1	3
% de invertívoros	1	5	5	5	5	5	3	3	1	5	3
Nectônicos	3	1	5	5	1	3	1	1	5	3	3
Bentônicos	3	1	5	5	1	3	1	1	5	3	3
% de parasitados c MP	1	1	5	3	5	1	1	1	1	1	1
% de ind. Anomalias	3	5	5	3	3	5	5	3	5	3	5
Total	30	32	38	40	36	30	28	26	38	30	34

CONSIDERAÇÕES FINAIS

A utilização de metodologias que avaliam a condição dos organismos conjuntamente com índices multimétricos permite uma maior compreensão acerca da complexidade dos ambientes aquáticos, uma vez que nestas análises são usadas informações de fatores abióticos, bióticos, parâmetros da assembléia de peixes e dos ecossistemas. BARBOUR *et al.* (1999) salientaram que a avaliação da condição biológica é o meio mais efetivo de avaliar impactos cumulativos de fontes de poluição, que pode envolver degradação de habitat, contaminação química, ou retirada de água. Para estes autores, as técnicas de avaliação biológicas podem melhorar o controle de análises de fonte de poluição comparando indicadores biológicos antes e depois da implementação de controles. Igualmente, atributos biológicos podem ser usados para medir respostas do ecossistema em locais específicos, para atividades de mitigação objetivadas a reduzir os impactos da fonte de poluentes ou ainda serem usados como respostas para atividades de prevenção de poluição.

De acordo com GRANEY *et al.* (1995), em função da grande variedade de fatores ambientais, como por exemplo os aspectos dinâmicos de ciclos biológicos a curto e longo prazo, a importância crítica das interações dos organismos em determinar a resposta de ecossistemas a um stressor pode criar uma incerteza considerável no grau de respostas que resultam de testes com uma única espécie e pode ser extrapolada para situações de campo. Testes com uma única espécie não provêm informação direta sobre os efeitos indiretos que podem acontecer em complexos ecossistemas que apresentam várias espécies.

Neste estudo, metodologias como a análise histológica de brânquias, análise da frequência de anomalias morfológicas, a utilização de índices biológicos como os índices de diversidade, riqueza, índice de qualidade integrado (IQ), índice de integridade biótica

(IBI), além da análise de componentes principais para os parâmetros físicos e químicos da água e a adequação da análise da frequência da doença dos pontos pretos em peixes foram utilizadas como instrumento de avaliação da qualidade ambiental a fim de realizar um diagnóstico mais consistente da integridade dos ecossistemas e quantificar o grau de deterioração destes ambientes. É esperado que diferentes metodologias de avaliação demonstrem respostas específicas a certos fatores ambientais, o que pôde ser observado neste estudo, uma vez que cada metodologia apresentou um tipo de resposta específica às alterações do meio. A utilização dessas metodologias na avaliação da qualidade ambiental faz com que diversos tipos de respostas obtidas sejam uma importante fonte de informações da condição dos organismos no meio em que eles vivem, permitindo ao pesquisador inferir com mais certeza sobre a natureza e o tempo de exposição dos indivíduos ao agente estressor.

Os resultados deste estudo deixam evidente que as respostas obtidas por apenas uma metodologia de avaliação não são suficientes para se fazer um diagnóstico mais acurado da real situação de um ecossistema. No caso específico dos índices multimétricos, que são fortemente influenciados por fatores como o número de espécies, abundância, guildas tróficas e, o resultado obtido pode nem sempre refletir a realidade da situação da qualidade ambiental naquele local. Já os resultados obtidos pela análise histológica das brânquias e pela análise de anomalias morfológicas são mais eficientes e imediatos, demonstrando uma maior relação causal entre as respostas obtidas e os locais com maior degradação da qualidade ambiental, indicando uma provável ação de agentes estressores de origem antropogênica. Os dados verificados pela análise da frequência dos pontos pretos em peixes apontam para uma provável ação de agentes naturais. Os estudos nesta área ainda são muito

incipientes e novos trabalhos se fazem necessários a fim de que se possa obter uma maior elucidação sobre a ação de parasitos como indicadores da qualidade da água.

Os ecossistemas aquáticos apresentam uma grande complexidade e para que se possa obter um mínimo de compreensão sobre as milhares de relações que envolvem estes sistemas é necessário a utilização de diferentes metodologias de avaliação. Atualmente se fazem necessários à realização de novos estudos e a adequação de novas metodologias a fim de que se possa verificar o conhecimento de um maior número de parâmetros do ambiente.

As informações geradas por estes instrumentos através dos programas de monitoramento ambiental, possibilitam aumentar a capacidade preventiva do sistema de gerenciamento, oferecendo condições de antecipar situações de emergência e de perigo com contaminações que possam causar a mortandade de um grande número de indivíduos de vários grupos de organismos aquáticos e acidentes que afetam a saúde de milhares de pessoas. Além disso, as informações produzidas pelo monitoramento podem ser extremamente importantes na tomada de decisões sobre as ações dos órgãos ambientais.

Anexos

Todos os capítulos desta Tese de Doutorado estão formatados com as normas do Periódico Iheringia, Série Zoologia, editado pela Fundação Zoobotânica do Rio Grande do Sul. As normas são as seguintes:

1. Encaminhar o trabalho ao editor, via ofício, assinado pelos autores, acompanhado do original e duas cópias (incluindo as figuras) além de arquivo digital (ver item 14).
2. Os manuscritos serão analisados por, no mínimo, dois consultores. A aprovação do trabalho, pela comissão editorial, será baseada no conteúdo científico, respaldado pelos pareceres dos consultores e no atendimento às normas. Alterações substanciais serão solicitadas aos autores, mediante a devolução dos originais acompanhados das sugestões.
3. O teor científico do trabalho é de responsabilidade dos autores, assim como a correção gramatical.
4. O manuscrito, redigido em português, inglês ou espanhol, deve ser impresso em papel A4, em fonte “Times New Roman” tamanho 12, com páginas numeradas e espaçamento duplo entre linhas.
5. Os trabalhos devem conter os tópicos: título; nomes dos autores (nome e sobrenome por extenso e demais preferencialmente abreviados); endereço completo dos autores, com e-mail para contato; “abstract” e “keywords” (máximo 5) em inglês; resumo e palavras-chave (máximo 5) em português ou espanhol; introdução; material e métodos; resultados; discussão e conclusões; agradecimentos e referências bibliográficas.
6. Não usar notas de rodapé.

7. Para os nomes genéricos e específicos usar itálico e, ao serem citados pela primeira vez no texto, incluir o nome do autor e o ano em que foram descritos. Expressões latinas também devem estar grafadas em itálico.

8. Citar as instituições depositárias dos espécimes que fundamentam a pesquisa, preferencialmente com tradição e infra-estrutura para manter coleções científicas e com políticas de curadoria bem definidas.

9. Citações de referências bibliográficas no texto devem ser feitas em Versalete (caixa alta reduzida) usando alguma das seguintes formas: BERTCHINGER & THOMÉ (1987), (BRYANT, 1915; BERTCHINGER & THOMÉ, 1987), HOLME *et al.* (1988).

10. Dispor as referências bibliográficas em ordem alfabética e cronológica, com os autores em Versalete (caixa alta reduzida). Apresentar a relação completa de autores (não abreviar a citação dos autores com “*et al.*”) e o nome dos periódicos por extenso. Alinhar à margem esquerda com deslocamento de 0,6 cm. Não serão aceitas citações de resumos e trabalhos não publicados.

Exemplos:

BERTCHINGER, R. B. E. & THOMÉ, J. W. 1987. Contribuição à caracterização de *Phyllocaulis soleiformis* (Orbigny, 1835) (Gastropoda, Veronicellidae). **Revista Brasileira de Zoologia** 4(3):215-223.

BRYANT, J. P. 1915. Woody plant-mammals interactions. *In*: ROSENTHAL, G. A. & BEREMBAUM, M. R. eds. **Herbivores: their interactions with secondary plants metabolites**. San Diego, Academic. v.2, p.344-365.

HOLME, N. A.; BARNES, M. H. G.; IWERSON, C. W. R.; LUTKEN, B. M. & MCINTYRE, A. D. 1988. **Methods for the study of marine mammals**. Oxford, Blackwell Scientific. 527p.

PLATNICK, N. I. 2002. **The world spider catalog, version 3.0**. American Museum of Natural History. Disponível em:

<<http://research.amnh.org/entomology/spiders/catalog81-87/index.html>>. Acesso em: 10.05.2002.

11. As ilustrações (desenhos, fotografias, gráficos e mapas) são tratadas como figuras, numeradas com algarismos arábicos sequenciais e dispostas adotando o critério de rigorosa economia de espaço e considerando a área útil da página (16,5 x 24 cm) e da coluna (8 x 24 cm). A Comissão Editorial reserva-se o direito de efetuar alterações na montagem das pranchas ou solicitar nova disposição aos autores. As legendas devem ser auto-explicativas e impressas em folha à parte. Ilustrações a cores implicam em custos a cargo dos autores. Os originais devem ser enviados apenas após a aprovação do manuscrito. Incentivamos o encaminhamento das figuras em meio digital de alta qualidade (ver item 14).

12. As tabelas devem permitir um ajuste para uma (8 cm) ou duas colunas (16,5 cm) de largura, ser numeradas com algarismos romanos e apresentar título conciso e auto-explicativo.

13. A listagem do material examinado deve dispor as localidades de Norte a Sul e de Oeste a Leste e as siglas das instituições compostas preferencialmente de até 4 letras, segundo o modelo abaixo:

VENEZUELA, **Sucre**: San Antonio del Golfe, (Rio Claro, 5°57'N 74°51'W, 430m) 5♀, 8.VI.1942, S. Karpinski col. (MNHN 2547). PANAMÁ, **Chiriquí**: Bugaba (Volcán de

Chiriquí), 3♂, 3♀, 24.VI.1901, Champion col. (BMNH 1091). BRASIL, **Goiás:** Jataí (Fazenda Aceiro), 3♂, 15.XI.1915, C. Bueno col. (MZSP); **Paraná:** Curitiba, ♀, 10.XII.1925, F. Silveira col. (MNRJ); **Rio Grande do Sul:** São Francisco de Paula (Fazenda Kraeff, Mata com Araucária, 28°30'S 52°29'W, 915m), 5♂, 17.XI.1943, S. Carvalho col. (MCNZ 2147).

14. Enviar, juntamente com as cópias impressas, cópia do manuscrito em meio digital (disquete, zip disk ou CDROM, devidamente identificado) em arquivo para Microsoft Word (*.doc) ou em formato "Rich Text" (*.rtf). Para as imagens digitalizadas, utilizar resolução mínima de 300 dpi e arquivos Bitmap TIFF (*.tif). Enviar as imagens nos arquivos originais (não inseridas em arquivos do MS Word, MS Power Point e outros), rotulados de forma auto-explicativa (e. g. figura01.tif). Gráficos e tabelas devem ser inseridos em arquivos separados (Microsoft Word ou Excel). Para arquivos vetoriais utilizar formato Corel Draw (*.cdr).

15. As provas não serão enviadas aos autores, exceto em casos especiais.

16. Para cada artigo serão fornecidas, gratuitamente, 50 separatas, sem capa, que serão remetidas preferencialmente para o primeiro autor. Os artigos também estarão na página do Scientific Electronic Library Online, SciELO/Brasil, disponível em www.scielo.br/isz.