



Uso de peixes como biomarcadores para monitoramento ambiental aquático

Use of fish as biomarkers for monitoring aquatic environment

José Augusto Pereira Navarro Lins^[a], Peter Gaberz Kirschnik^[b], Valter da Silva Queiroz^[c],
Silvana Maris Cirio^[d]

^[a] Médico veterinário, Mestrado em Ciência Animal do Programa de Pós-Graduação em Ciência Animal da Pontifícia Universidade Católica do Paraná (PUCPR), São José dos Pinhais, PR - Brasil, e-mail: ja.navarrolins@gmail.com

^[b] Zootecnista, professor Doutor, Pontifícia Universidade Católica do Paraná (PUCPR), Programa de Pós-Graduação em Ciência Animal, São José dos Pinhais, PR - Brasil, e-mail: petergk76@yahoo.com.br

^[c] Médico veterinário, professor Doutor, Pontifícia Universidade Católica do Paraná (PUCPR), São José dos Pinhais, PR - Brasil, e-mail: valter.queiroz@pucpr.br

^[d] Médica veterinária, professora Doutora, Universidade Federal do Paraná (UFPR), Curitiba, PR - Brasil, e-mail: silvana.cirio@gmail.com.br

Resumo

A contaminação de ambientes aquáticos e de águas para utilização pública torna-se um problema cada vez maior à medida que o crescimento populacional humano amplia-se, aumentando também a demanda por água de qualidade e em quantidade suficiente. Nesse sentido, o monitoramento da contaminação da água, sobretudo da água de uso público, faz-se importante. Para tanto, é necessário conhecer os diferentes tipos de contaminantes – agrícolas, industriais e urbanos –, além da fonte e da forma como esses resíduos agem em ambiente natural e organismos não alvos, e é nesse sentido que o presente trabalho vem apresentar um levantamento bibliográfico de pesquisas a respeito da contaminação aquática e seus efeitos sobre organismos não alvos, sobretudo os peixes, indicando o risco de contaminação humana.

Palavras-chave: Contaminação aquática. Peixes. Traíras. Histologia.

Abstract

The contamination of aquatic environments and public waters has becoming an increasing problem inasmuch as human population grows, increasing also the demanding for quality products in higher amounts. Therefore, the monitoring of water contamination, mainly public water is important. For that, it is necessary to know the different

types of agricultural, industrial and urban contaminants, as well as the sources and forms of action of these residues on natural environments and non-target organisms and thus the present work presents a bibliographic research about the aquatic contamination and their effects about non-target organisms, mainly fish indicating the risk of human contamination.

Keywords: *Aquatic contamination. Fishes. Hoplias malabaricus. Histology.*

Introdução

A água é um recurso natural abundante no Planeta, com cerca de 1.265.000 trilhões de m³, porém, a água disponível para o uso humano representa uma pequena porcentagem. Aproximadamente 97% desse montante é de água salgada (mares e oceanos) e 2% está concentrado nas calotas polares. Somente 1% está presente nos continentes, distribuído em águas subterrâneas, lagos, rios e córregos, podendo ser utilizado para consumo humano (BOTKIN; KELLER, 2000). Sua importância se dá pelo fato de ser um recurso natural indispensável e insubstituível, pois constitui elemento imprescindível para o desenvolvimento de todas as formas de vida do Planeta e, além disso, constitui um precioso insumo para diversas atividades econômicas e para a saúde da sociedade humana. O uso da água pode ser diferenciado em grandes categorias: uso social, contemplando, por exemplo, a alimentação e a higiene; produção industrial e geração de energia; irrigação; navegação; pesca e lazer; evacuação e diluição de esgotos; drenagem e controle de enchentes; luta contra incêndios, entre outros. Essa diversidade de atividades faz com que a água seja o recurso natural mais intensamente utilizado pelo homem na atualidade e as consequências desses tipos de uso apresentam características muito diferenciadas no que diz respeito aos efeitos que produzem sobre os recursos hídricos de uma maneira geral (ANDREOLI; CARNEIRO, 2005).

Para suprir a demanda de água são construídos reservatórios, que têm como função o seu armazenamento e o controle da vazão de cursos d'água ou, ainda, proporcionar maior altura de queda d'água para a geração de energia. No entanto, a degradação urbana, industrial e agrícola está comprometendo seriamente os recursos hídricos, sobretudo a qualidade e a quantidade de água disponível nos reservatórios (ANDREOLI; CARNEIRO, 2005). Na Região Metropolitana de Curitiba, os problemas encontrados em reservatórios de abastecimento público podem ser relacionados ao intenso crescimento populacional da cidade, pois, de acordo com os censos demográficos, de 1970 ao ano de 2009 a população que era de 609.026 habitantes triplicou e hoje atinge números próximos de 1.851.215 habitantes (IPARDES, 1994, 2010). Essa explosão demográfica traz como consequência o aumento no consumo de água na agricultura, na indústria e no próprio abastecimento público e domiciliar, o que torna os recursos hídricos cada vez mais necessários e que, no entanto, apresenta oferta cada vez mais limitada, tendo em vista que a poluição de mananciais, o desmatamento, o assoreamento dos rios, a impermeabilização do solo, entre tantas outras ações do homem, são responsáveis pela redução acelerada da disponibilidade (quantidade) e da qualidade das águas (ANDREOLI; CARNEIRO, 2005). Em se tratando de poluição de águas superficiais, Derísio (1992) caracteriza cinco tipos de fontes de poluição: poluição natural, não associada à atividade humana, causada por chuvas e escoamento superficial, salinização e decomposição de vegetais e animais; poluição industrial, causada pelos resíduos líquidos, sólidos e gasosos dos processos industriais; poluição urbana, oriunda dos esgotos domésticos; poluição agropastoril, que é causada pelo uso de defensivos agrícolas, fertilizantes, excremento de animais e erosão; além da poluição acidental, que ocorre com o derramamento de substâncias poluentes que podem chegar aos corpos d'água.

As principais causas de contaminação dos aquíferos urbanos brasileiros são os lixões e aterros controlados, que contaminam águas subterrâneas por meio da infiltração nos aterros inadequadamente gerenciados, que acabam por liberar chorume fora dos padrões de lançamento, contaminando grande quantidade de rios e córregos. As fossas sépticas também são responsáveis pela contaminação de aquíferos superficiais, tendo em vista que são adotadas por cerca de 16% das residências urbanas brasileiras e 9% das residências rurais

(ANDREOLI; CARNEIRO, 2005). Ressalta-se que a maioria dos contaminantes químicos presentes em águas subterrâneas e superficiais está relacionada às fontes industriais, agrícolas e domésticas. A variedade é enorme, com destaque para os agrotóxicos, compostos orgânicos voláteis e metais, muitos destes apresentando riscos para o equilíbrio da fauna e da flora aquática, mas, sobretudo, riscos à saúde humana no uso público da água, sendo amplamente conhecida a estreita relação entre a qualidade de água e as inúmeras enfermidades que acometem as populações (HU; KIM, 1994; LIBÂNIO et al., 2005). Por isso, conhecer a fonte, o mecanismo de ação e as consequências, além de monitorar a presença de contaminantes em águas públicas é uma atividade vital no quesito saúde pública.

Contaminação por causa do uso agrícola da água

De acordo com os dados do Instituto Internacional de Ecologia (2000), nas últimas décadas o uso de fertilizantes e o despejo de esgotos domésticos têm acelerado o processo de eutrofização em reservatórios brasileiros. Isso porque o excesso de nutrientes, especificamente o nitrogênio e o fósforo, serve de substrato para a proliferação de algas (BARROS, 2008). Esse crescimento excessivo de algas e plantas aquáticas pode chegar a níveis tais que seja considerado causador de interferências, comprometendo ou até mesmo impedindo o uso desejável do corpo d'água (THOMANN; MUELLER, 1987). A consequência aguda da eutrofização é um imediato desequilíbrio do balanço do oxigênio dissolvido na água (OD), tendo em vista que por conta do aumento da população de algas e plantas a demanda por oxigênio aumenta. Nessa situação, ocorre a solubilização do fosfato, aumentando a concentração de gás sulfídrico, metano e amônia. Além disso, pode haver a floração de cianobactérias que produzem fortes odores e sabores à água e eventual liberação de toxinas. Há também alteração na turbidez e na coloração da água, redução de balneabilidade e, em casos graves, pode haver mortalidade de peixes e outros animais (SPERLING, 1994; MOTA, 2006).

Dentre a ampla gama de agrotóxicos utilizados na agricultura nas últimas décadas, destaca-se a classe dos organoclorados, cujo uso nos últimos 60 anos garantiu o aumento na produtividade agrícola, possibilitando o atendimento à demanda alimentícia na maioria dos países (MIRANDA, 2006). Apesar de ter seu uso e comercialização proibidos, seus efeitos residuais são observados até hoje. Outrora, as zonas contaminadas eram muito reduzidas, atualmente tendem a cobrir o Planeta inteiro, podendo ser encontrado o dicloro-difenil-tricloroetano (DDT) na gordura de ursos polares de um arquipélago na Noruega (NORHEIM, 1992) e até em focas no continente Antártico (YOGUI, 2002). Análises de amostras de águas vêm indicando contaminação em diferentes partes do Planeta. Na China, Zhou (2001) detectou contaminação de partículas em suspensão e sedimentos de fundo por organoclorados e foi encontrado DDT na água e nos sedimentos. No Rio São Lourenço, Canadá, foi detectada uma quantidade de DDT e resíduos equivalente a 3,02 ng/L (PHAM, 1996). No Brasil, Chagas (1999) detectou resíduos de organoclorados aldrin, endrin, e op' DDT em amostras de águas fluviais do município de Viçosa, MG. Em peixes já foram encontrados diversos metabólitos de organoclorados em diferentes regiões do Planeta e, em específico, no Brasil. Também foi encontrado DDT em peixes amazônicos (D'AMATO et al., 2007), e bifenilas policloradas (PCB), hexaclorociclohexano (HCH), hexaclorobenzeno (HCB) e dodecacloro (Mirex[®]) em peixes provenientes da Bacia do Betari, Vale do Ribeira, SP (TARDIVO, 2005) e na Baixada Santista (MAGALHÃES, 2007). Foi diagnosticada a bioacumulação desse tipo de poluente em golfinhos no litoral paulista (YOGUI et al., 2003), catarinense (BENFICA, 2006) e paranaense (MIRANDA, 2006).

Tendo em vista a persistência no meio ambiente e a acumulação na cadeia trófica, atualmente os pesticidas organoclorados foram substituídos por outra classe importante de defensivos orgânicos, os organofosforados (VARÓ et al., 2000; NEMR; ABD-ALLAH, 2004). Organofosforados são pesticidas utilizados no controle de insetos e outros invertebrados. Por ser rapidamente metabolizada e excretada pela maioria dos organismos vivos, essa classe de pesticidas não possui característica acumulativa nas cadeias tróficas e é amplamente utilizada na agricultura mundial (RODRIGUES; FANTA, 1998; SILVA et al., 1993; SOGORB; VILLANOVA, 2002). Hoje, o glifosato (Roundup[®]) é o principal herbicida utilizado no mundo, aplicado em inúmeras culturas (MOURA, 2009), representando cerca de 10% dos defensivos agrícolas consumidos.

Essa massiva aplicação de organofosforados nas áreas agrícolas pode resultar em repetidas exposições dos organismos aquáticos a esses poluentes (BANAS; SPRAGUE, 1986). Estudos recentes indicam a contaminação de águas públicas por essas classes de praguicidas. Silva, Peralba e Mattos (2005) detectaram a presença de glifosato em águas da bacia hidrográfica Arroio Passo do Pilão, RS. Santos Neto e Siqueira (2005) detectaram a presença de organofosforados em água do reservatório de Furnas em Minas Gerais. Veiga (2006) observou a presença de organofosforados em rios e córregos no Estado do Rio de Janeiro.

Sabe-se que a maioria desses compostos são não seletivos e geralmente são tóxicos para organismos não alvos, tal qual o homem e demais animais do ambiente em que se encontram (HAGAR; FAHMY, 2002), sobretudo os peixes são particularmente sensíveis à contaminação por esses pesticidas (CEBRIÁN et al., 1992). A real periculosidade da contaminação de ambientes aquáticos por organofosforados pode não ser percebida pelo fato de muitos desses compostos permanecerem em níveis subletais no meio ambiente aquático por períodos curtos ou longos e não serem verificados por não causarem morte imediata de peixes (FANTA et al., 2003). No entanto, a contaminação subletal pode alterar significativamente vários processos fisiológicos, bioquímicos e morfológicos ao penetrarem nos órgãos dos peixes (SANCHO et al., 1992).

Contaminação por metais pesados

A contaminação de corpos d'água e organismos não alvos por metais pesados ocorre principalmente como consequência: da exploração e do processamento de minérios; das indústrias de galvanização, manufatura de tintas e têxteis; das descargas de resíduos produzidos em embarcações; e da deposição de esgotos e entulhos de dragagens (ABEL, 1989; KENNISH, 1991). Muitos desses processos industriais produzem efluentes tóxicos ou subprodutos, tais como tributestanho e óxidos de cobre – na produção de tintas anti-incrustação –, arsênio, cobre, chumbo e zinco em operações de fundição, além de arsênio, mercúrio e selênio, que são gerados como produtos da extração de ouro (KENNISH, 1991).

Os organismos vivos podem bioacumular metais pesados, incorporando-os na cadeia trófica e atingindo grande parte dos diferentes extratos que constituem os ecossistemas aquáticos (VIARENGO, 1989) e a maioria desses poluentes apresenta potencial tóxico comprovado, ou seja, são capazes de induzir efeitos deletérios aos organismos vivos expostos (DALLINGER; RAIMBOW, 1993). Apesar de alguns metais pesados como ferro, cobre, zinco e cobalto serem considerados elementos essenciais aos processos biológicos, podem ser tóxicos quando em concentrações mais elevadas (KENNISH, 1991; HEATH, 1995).

Muitos estudos foram realizados com o objetivo de quantificar a contaminação de bacias hidrográficas por metais pesados. Jordão et al. (1999) avaliaram a contaminação de rios provenientes de curtumes no Estado de Minas Gerais e detectaram contaminação por cromo. Freitas (2001) detectou a contaminação por alumínio em águas de abastecimento público coletadas de rios e córregos do Estado do Rio de Janeiro. Yabe (1998) detectou presença de chumbo, níquel, cádmio, cromo, cobre, ferro, manganês e molibdênio na bacia hidrográfica do Ribeirão Cambé, no Estado do Paraná. Zanello, Mello e Wowk (2008) observaram a presença de metais pesados (cromo, níquel, cobre, zinco e chumbo) em solos no entorno do aterro sanitário da Caximba em Curitiba, PR, próximo ao Rio Iguaçu. Apesar de ser encontrada baixa concentração, situa-se muito próximo à cabeceira do maior rio do estado.

O cádmio é um metal pesado, com a característica de bioacumular em tecidos animais. Os moluscos, além de muitos micro-organismos, acumulam o metal em seus tecidos. Os fatores de bioconcentração, da ordem dos milhares, podem causar danos graves aos organismos contaminados: lesões renais já foram referenciadas em colônias de aves marinhas que tinham níveis de cádmio nos rins (EUROPEAN COMMISSION - COWI, 2002; WORLD HEALTH ORGANIZATION – WHO, 1991). Em peixes, provoca uma carência de cálcio (hipocalcemia), provavelmente por inibição da absorção de cálcio da água. Efeitos de uma exposição prolongada podem incluir a mortalidade das larvas e a redução temporária do crescimento (AMAP, 1998).

Já o chumbo não é bioacumulável na grande maioria dos organismos, mas pode acumular-se em partículas que alimentam, por exemplo, mexilhões e larvas, ou seja, contamina organismos que ocupam lugar crucial na base da cadeia alimentar aquática, podendo comprometer toda a cadeia (MARTINS, 2004). De acordo

com estudos da Organização Mundial da Saúde (WHO, 1989, 1995), o chumbo demonstrou causar efeitos adversos em vários órgãos e sistemas em todas as espécies submetidas a estudos experimentais. Incluem sistema sanguíneo, nervoso central, reprodutivo, imune e os rins.

O crômio é raramente encontrado em águas naturais, porém, por causa das descargas de efluentes industriais pode contaminar o ambiente aquático (MARTINS, 2004). Quando isso ocorre, os efeitos sobre os peixes são brandos, pois estes suportam bem os compostos de crômio, porém, as formas inferiores de vida aquática apresentam grande sensibilidade ao metal, afetando principalmente a reprodução (BREMONT; VUICHARD, 1973).

Apesar de o zinco ser um elemento essencial na dieta de plantas e animais, pode tornar-se tóxico quando esses organismos estão expostos a uma concentração elevada desse micronutriente. No entanto, o efeito tóxico não se manifesta rapidamente, pois um peixe exposto ao zinco pode levar alguns dias até sua morte. Os efeitos ocasionados pela ação tóxica desse metal em peixes estão relacionados ao desenvolvimento e à maturação sexual: retardo na maturação e decréscimo na taxa de crescimento podem ser observados tanto em níveis fisiológicos quanto morfológicos (CAMPOS, 1999).

O mercúrio é outro metal pesado com característica acumulativa e pode atingir concentrações muito elevadas, causando graves efeitos deletérios ao meio ambiente (CETESB, 1986). A toxicidade do mercúrio aumenta com a temperatura e diminui com a dureza da água e é menos acentuada em sistemas estáticos, como lagos e reservatórios, do que em rios com fluxo constante de água (BOENING, 2000). Contudo, os efeitos tóxicos do mercúrio variam de acordo com a espécie considerada, o tempo e o modo de exposição, além do desenvolvimento de resistência fisiológica por parte do animal contaminado (PAIN, 1995). A exposição crônica ao mercúrio pode causar uma série de sintomas típicos como redução da sensibilidade visual, da coordenação motora e variações comportamentais, indicando uma ação neurotóxica específica (EVANS et al., 1975; WEIS; WEIS, 1998; FJELD, 1998). Oliveira Ribeiro, Guimarães e Pfeiffer, 1996; Oliveira Ribeiro, et al. 2002, em avaliação experimental do efeito agudo de mercúrio sobre espécimes de cambuva (*Trichomycterus zonatus*) e salmão ártico (*Salvelinus alpinus*), demonstraram alterações histológicas descritas como fusão de lamelas secundárias em brânquias.

Hidrocarbonetos policíclicos aromáticos

Hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPAs) são compostos orgânicos que apresentam dois ou mais anéis carbônicos fundidos. Podem ser formados por meio de fontes biogênicas como incêndios florestais naturais, afloramentos de petróleo, erupções vulcânicas e sínteses biológicas. Contudo, é de fontes antrópicas que ocorrem as formas mais significativas de contaminação ambiental, incluindo descartes de origem doméstica e industrial. Dentre as atividades principais, encontram-se a exaustão de motores movidos a combustíveis fósseis, especialmente a diesel, e as plantas de incineração de rejeitos (HARVEY, 1991; ALBERS, 1995; BAIRD, 2002). Vale salientar que os hidrocarbonetos policíclicos aromáticos de origem petrolífera são uma das classes de poluentes mais frequentemente encontradas nos ambientes aquáticos (KETTTRUP; MARTH, 1998).

Animais como mamíferos, aves, peixes e vários macroinvertebrados são capazes de metabolizar os hidrocarbonetos ingeridos, porém, quando vivem muito próximos à fonte de contaminação, ou quando não possuem sistemas de detoxificação bem desenvolvidos, como os moluscos bivalves, tendem a bioacumular esses compostos mais intensamente (Albers, 1995).

Sabe-se que a exposição de peixes aos hidrocarbonetos do petróleo pode gerar interferências no sistema reprodutor e anormalidades durante o desenvolvimento de embriões e larvas de peixes (KNUTZEN, 1995; MIDDAGH et al., 1998; CARLS; RICE; HOSE; 1999), alterações nas funções cardíacas, respiratórias e comportamentais (WIDDOWS; JOHNSON, 1988), efeitos imunotóxicos (FOSSI et al., 1997), genotóxicos, mutagênicos e carcinogênicos (Collier et al., 1998; CARLS et al., 1999; BARSINIÉ et al., 2007; VANZELLA; MARTINEZ; CÓLUS, 2007), além de lesões histopatológicas nos sistemas respiratório, digestório e excretor (HSU; DENG, 1996; LEE; PAGE, 1997; BRAND et al., 2001; AKAISHI et al., 2004; SIMONATO; GUEDES; MARTINEZ, 2008).

Especificamente em brânquias, dados mostraram que os hidrocarbonetos derivados do petróleo provocam danos estruturais nas lamelas respiratórias das brânquias (DIMICHELE e TAYLOR, 1978; ENGELHARDT et al., 1981; CORREA; GARCIA, 1990; NERO et al., 2006). Além disso, Spiers et al. (1996) identificaram lesões hiperplásicas em células mucosas e de cloreto nas brânquias de peixes expostos.

O peixe como bioindicador

A biota aquática está constantemente exposta a um grande número de substâncias tóxicas lançadas no ambiente. A fonte dessa contaminação é muito diversa, indo desde efluentes industriais, processos de drenagem agrícola (fertilizantes, agrotóxicos), derrames acidentais e não acidentais de lixos químicos (metais pesados, compostos orgânicos e inorgânicos) a lixos domiciliares que acabam por chegar a rios e mares, gerando a contaminação dos ecossistemas aquáticos (RASHED, 2001).

A avaliação de bioindicadores é reconhecida como técnica de monitoramento ambiental, pois vem acrescentar informações a respeito da resposta biológica (vegetal ou animal) que aquele determinado ambiente apresenta na presença desses poluentes (UNEP, 1991; WHO, 1996). O termo bioindicador pode ser reconhecido como sendo de espécies sentinelas que são utilizadas como primeiros indicadores de efeito da contaminação de seu habitat (ADAMS, 2002). Em se tratando de ambiente aquático, plantas aquáticas, algas, crustáceos, moluscos, peixes, mamíferos, aves, entre outros, podem ser alvos de estudos, portanto são considerados bioindicadores. Ao escolher um bioindicador, devem ser observadas algumas características importantes de acordo com o estudo que será desenvolvido. Um bioindicador ideal deve sobreviver em ambientes saudáveis, mas também apresentar resistência relativa ao contaminante que está exposto. Outros aspectos que podem facilitar o desenvolvimento de um estudo são a abundância dessa espécie no ambiente e a facilidade em adaptar-se aos ensaios laboratoriais (AKAISHI, 2004).

Organismos pertencentes ao topo da cadeia alimentar são comumente utilizados por possuírem intrínseca relação com toda a cadeia inferior, indicando respostas de efeitos crônicos, acumulativos e persistentes no nível de cadeia, além de efeitos diretos no nível do indivíduo. A espécie *Hoplias malabaricus* (Bloch, 1794) – traíra pertencente à ordem Characiformes e à família Erythrinidae – é uma espécie de teleosteo predador de água doce, com ampla distribuição geográfica, que abrange todas as bacias hidrográficas da América do Sul, com exceção da área transandina e dos rios da Patagônia. Essa espécie habita preferencialmente ambientes lânticos, embora possa ser encontrada em rios. Baldisserotto (2002) afirmou que a traíra é muito bem adaptada a águas com baixa pressão parcial de oxigênio. Essa resistência à hipóxia é possível graças ao controle das funções cardiorrespiratórias e metabólicas. Essas características zoológicas e fisiológicas permitem a esses peixes sobreviverem em diferentes habitats e sob condições ambientais adversas, sendo bons indicadores do ambiente onde vivem, sobretudo no que diz respeito a efeitos persistentes e acumulativos ao longo da cadeia alimentar (MIRANDA, 2006).

A utilização da histologia como ferramenta de monitoramento ambiental

A histologia é uma ferramenta sensível para se diagnosticar efeitos tóxicos diretos e indiretos que afetem tecidos animais. Por isso é considerada um excelente método de avaliação de bioindicadores de impacto ambiental causado por agentes tóxicos sobre os animais constituintes de uma determinada fauna e, portanto, é utilizada em análises do efeito de xenobióticos sobre bioindicadores (HEATH, 1995; SCHWAIGER et al., 1997; MARTINEZ; CÓLUS, 2002; ALBINATI, 2009). No entanto, não é um método específico de determinada contaminação. Isoladamente, a histopatologia gera dados sobre lesões em níveis teciduais não especificando a causa pontual da lesão, ou seja, não diagnostica contaminação, mas sim resposta biológica à agressão, ao estresse. No entanto, quando associados a outros métodos de análises, estudos histológicos podem auxiliar na compreensão profunda de determinadas situações. Para isso, a escolha dos órgãos que serão alvos de estudo é crucial para a relevância dos dados obtidos. Órgãos de contato direto com o agente toxicante, como as

brânquias e os órgãos de metabolismo e excreção de xenobióticos – como o fígado e o rim, podem indicar alterações de ação tóxica aguda ou crônica desses agentes em tecidos animais.

Brânquias

A maioria dos peixes respira através de brânquias que estão localizadas na cavidade opercular e são divididas em arcos. Dos arcos divergem filamentos branquiais nos quais se inserem duas fileiras de lamelas secundárias, como ocorre na maioria dos teleósteos (FERGUSSON, 1989). As lamelas são ricamente vascularizadas, revestidas por um epitélio pavimentoso simples sustentado por células pilares, as quais formam lacunas por onde se inserem os capilares sanguíneos (HIBIYA, 1982). Essa estrutura é responsável pelas trocas gasosas (hematose), além de ser o primeiro local de excreção, exercendo um importante papel no balanceamento iônico (BALDISSEROTTO, 2002). Outros tipos celulares podem ser encontrados na base dos filamentos branquiais: células de cloreto, células mucosas, melanócitos, macrófagos e linfócitos (HIBIYA, 1982). A Figura 1 esboça as características histológicas das brânquias dos teleósteos.

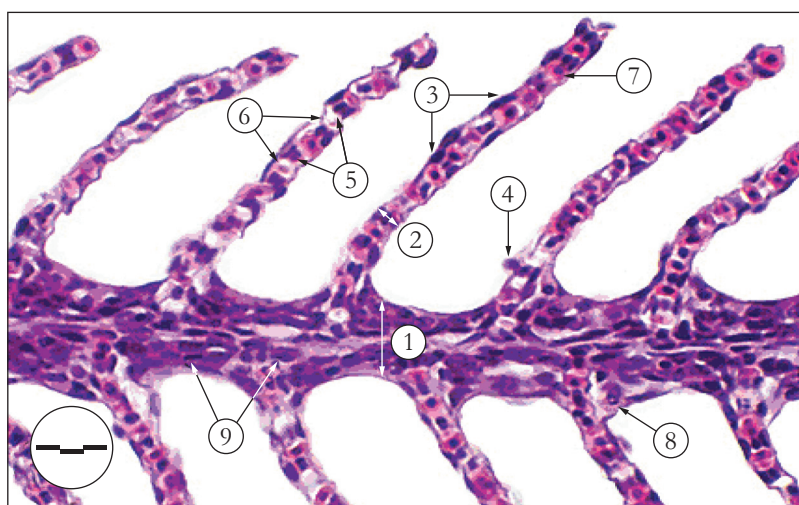


Figura 1 - Filamento branquial, corte transversal, H&E (barra = 16,7 μm)

Legenda: 1) lamela primária; 2) lamela secundária; 3) célula epitelial; 4) célula mucosa; 5) célula pilar; 6) lúmen capilar (lacuna); 7) eritrócitos na luz do capilar; 8) célula de cloreto; 9) células basais.

Fonte: YONKOS, 2000.

Esse contato direto das brânquias com o ambiente aquático torna-se uma característica importante no que diz respeito às trocas gasosas (O_2/CO_2), torna-se também um órgão indicador no que diz respeito à contaminação ambiental por estar em contato direto com o ambiente externo, sendo particularmente sensíveis à presença de contaminantes no meio e os primeiros a reagir às condições desfavoráveis de um ambiente (BARRETO, 2007).

Em estudos de impacto ambiental, as brânquias apresentam diversas alterações patológicas indicativas. Descreveu-se a hiperplasia das células de revestimento, o desenvolvimento do epitélio interlamelar e o início de fusão apical das lamelas secundárias em experimentos com herbicidas em tilápia nilótica (*Oreochromis niloticus*) (PEIXOTO et al., 2008). Miron (2008) relacionou danos graves, como fusão de lamelas secundárias em espécimes de jundiás (*Rhamdia quelen*) expostos a alterações de pH e diferentes concentrações de amônia. Simonato (2006), em avaliação do efeito de óleo diesel sobre curimatás, observou alterações vasculares como

congestão, aneurisma e hemorragia, além de lesões estruturais como descolamento do epitélio, fusão lamelar, hiperplasia e hipertrofia do epitélio lamelar, além de rompimento e descamação epitelial. Breseghelo (2004) avaliou os efeitos do fluoreto de sódio, substância amplamente utilizada como insumo industrial, tratamentos de saúde bucal, doenças ósseas e no controle biológico de hospedeiros da esquistossomose em estudo experimental. Tal estudo encontrou alterações como hiperplasia de células epiteliais e de células de cloreto e hipertrofia epitelial. Altinok e Capkin (2007), em estudo experimental, avaliaram o efeito do agrotóxico Endosulfan sobre brânquias, fígado, rins, baço e cérebro de trutas arco-íris. Alterações significativas foram observadas em fígado, rim, baço e brânquias, ocorrendo nestas descolamento de epitélio branquial, hiperplasia de células epiteliais, hipertrofia de células epiteliais, fusão lamelar, além de necrose.

Fígado

O fígado é uma glândula digestiva composta por parênquima celular (hepatócitos) e por fibras que promovem sua sustentação. A superfície hepática é revestida por uma membrana serosa e o tecido conectivo dessa cápsula penetra no parênquima hepático. Os hepatócitos são células uninucleadas com forma poligonal que possuem importantes funções metabólicas. Também é possível visualizar no fígado vascularização de grande calibre, sinusoides (vasos sanguíneos de pequeno calibre), ductos biliares, tecido pancreático e centro melanomacrófico (HIBIYA, 1982). Os centros de melanomacrófos são agrupamentos de monócitos contendo melanossomas entre os lisossomas, além de um acúmulo de ceroides e lipofuscina. A literatura sugere que esses melanossomas têm como função a produção de radicais livres utilizados como bactericidas (ROBERTS, 1975).

A Figura 2 esboça uma fotomicrografia de lâmina permanente na qual é possível visualizar as características histológicas do fígado de espécimes de teleósteos.

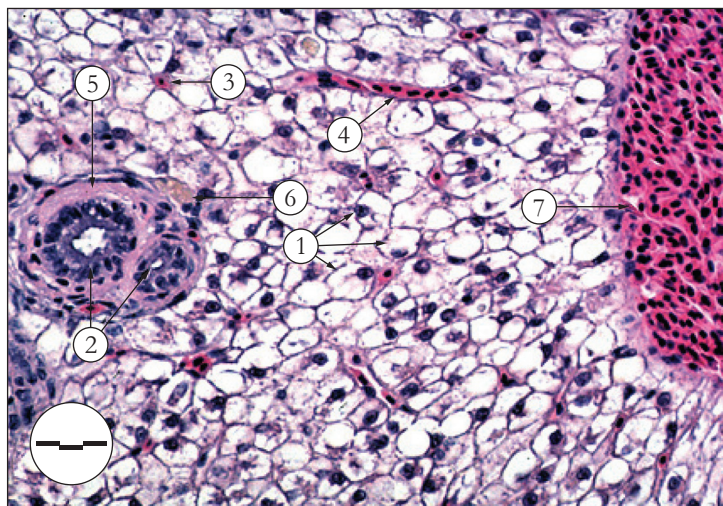


Figura 2 - Fígado, corte transversal, H&E (barra = 22.8 μ m)

Legenda: 1) hepatócitos; 2) ductos biliares; 3) vasos sinusoides; 4) vaso sinusoidal;
5) tecido conectivo; 6) centro de melanomacrófos; 7) veia porta.

Fonte: YONKOS, 2000.

Estudos realizados em ratos intoxicados experimentalmente com bifenilas policloradas (PCBs) mostram que o fígado é um órgão alvo dessa classe de pesticidas. Foram observadas alterações estruturais e degenerativas das células hepáticas em ratos alimentados com ração contendo 0,1% de bifenis policlorados

(PCBs) durante uma semana (ALLEN; ABRAHAMSON, 1973); degeneração celular e atrofia centrobolular (MILLER, 1944); hipertrofia de células hepáticas, com inclusões no citoplasma, pigmento marrom nas células de Kupfer, acúmulo de líquidos nas células e adenofibrose (KIMBROUGH et al., 1972); aumento de colesterol hepático (YAGI; ITOKAWA, 1980) metaplasia e adenocarcinoma hepático (MORGAN; WARD; HARTMAN, 1981); necrose focal (JONSSON et al., 1981); aumento da metaplasia gastrointestinal seguida de adenocarcinoma e de adenoma hepatocelular (WARD, 1985).

Benfica (2006) avaliou alterações histopatológicas em fígado de peixes oriundos de regiões estuárias impactadas pela atividade industrial no Estado de Santa Catarina. O autor relatou as seguintes condições: presença de centro de melanomacrófagos (CMM), melanomacrófagos livres (ML), hemorragia, infiltração leucocitária, vacuolização e necrose. Santos (2004) observou diversas alterações no tecido hepático como: hepatócitos arranjados em cordões, com formas indefinidas, com ou sem vacuolização, núcleos com diâmetros variados e condensação de cromatina contendo ou não nucléolos em exemplares de tilápia-do-Nilo criadas em tanque-rede, em Guarapiranga, SP. Notou-se também a presença de núcleos picnóticos progredindo para cariólise, citoplasma com granulações densas e focos de degeneração celular. Miranda (2006) relatou incidência elevada de necroses, vacuolização celular, fibrose hepática, áreas hiperplásicas, diferenciação tecidual e respostas inflamatórias em traíras contaminadas por diferentes compostos organopersistentes na região de Ponta Grossa, PR.

Rim

O rim de peixes como a traíra é dividido em duas porções com características funcionais distintas. A porção anterior é composta por tecido hematopoiético, glândula endócrina e tecido linfóide e a porção posterior é constituída de néfrons responsáveis pela filtragem do sangue e excreção da urina. Os líquidos orgânicos dos peixes de água doce têm concentração iônica mais elevada em relação ao meio hiperosmótico. Para manter tal concentração, não permitindo a entrada de líquidos no corpo, é exigida a remoção dos íons (YONKOS, 2000). Assim sendo, o rim é um órgão misto composto de elementos hematopoiéticos, reticuloendoteliais, endócrinos e excretorios, participando ativamente em importantes processos fisiológicos. Além disso, é suscetível a uma infinidade de enfermidades causadas por processos parasitários, bacterianos, virais, de manejo nutricional e de contaminantes. A estrutura morfológica do rim dos teleósteos em geral é caracterizada por apresentar néfrons com corpúsculos renais (glomérulos e cápsula de Bowman) (FERRAZ DE LIMA; REIS; CECCARELLI, 1993; HEATH, 1995). No tecido hematopoiético encontram-se os melanóforos, os quais podem se apresentar de forma distribuída ou como centros de melanomacrófagos (ROBERTS, 1975). De acordo com o mesmo autor, esses centros de melanomacrófagos podem apresentar grau de pigmentação variada, dependendo da espécie, idade e estado de saúde do peixe.

A Figura 3 esboça uma fotomicrografia de lâmina permanente na qual é possível visualizar as características histológicas do rim de espécimes de teleósteos.

Em avaliações toxicológicas e ambientais foram descritas alterações histológicas como degeneração hialina, oclusão de túbulos renais (CAMARGO, 2007), hipertrofia celular (BARRETO, 2007), intensa atividade melanomacrofágica, metaplasia cartilaginosa (CARDOSO, 2009) e congestão renal (ALBINATI, 2009). Sonne (2008) avaliou os efeitos de poluentes organopersistentes sobre o aparelho urinário e o fígado de raposas árticas (*Vulpes lagopus*), sob condições experimentais, e observou que animais que se alimentaram com alimento contaminado com PCBs e pesticidas organoclorados demonstraram que estes poluentes causaram lesões glomerulares, tubulares e intersticiais, nas quais a incidência foi significativamente alta.

Considerações finais

Com a crescente demanda da população por produtos de qualidade e em quantidade suficiente para suprir suas necessidades, a produção agrícola e industrial sofreu um aumento muito representativo. Seria

impossível de imaginar que o aumento da produção não implicasse o aumento de resíduos gerados e, com eles, o impacto causado ao ambiente. O constante e até mesmo abusivo uso de fertilizantes e agrotóxicos, a quantidade imensa de produtos e subprodutos petrolíferos como o plástico, todos os produtos fabricados com uso de metais e seus subprodutos cresceram de acordo com a demanda e, com eles, cresceu a carga de impacto ambiental. Sobretudo nos ecossistemas aquáticos, muitos autores citados nesta revisão indicam a presença e os efeitos de pesticidas, fertilizantes, resíduos de metais pesados e resíduos industriais em várias regiões do mundo.

Salienta-se muito a importância do gerenciamento de resíduos gerados pela indústria e pela agricultura, a quantidade, a qualidade e a forma como eles são descartados. Portanto, trabalhos que pesquisem a presença e consequências de agrotóxicos em ambientes naturais e animais não alvo provam sua grande importância na vigilância e no monitoramento ambiental. O desenvolvimento de metodologias práticas e eficientes é de fundamental importância para a aplicabilidade massiva desses estudos no intuito de proteger o ambiente e, sobretudo, o homem dos riscos por ele causado.

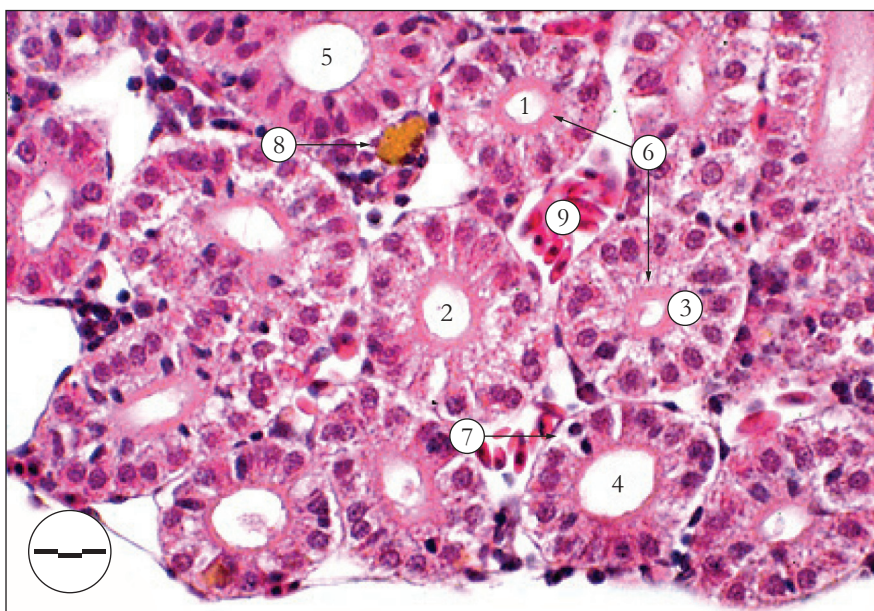


Figura 3 - Rim, corte transversal, H&E (barra = 16.7 μm)

Legenda: 1) túbulo renal proximal; 2) túbulo renal distal; 3) segmento de túbulo renal; 4) túbulo distal; 5) ducto coletor; 6) epitélio ciliar; 7) células epiteliais mitóticas; 8) melanomacrófagos; 9) eritrócitos.

Fonte: YONKOS, 2000.

Referências

- ABEL, P. D. **Water pollution biology**. Chichester: Ellis Howood, 1989.
- ADAMS, S. M. Biological indicators of aquatic ecosystem stress. **Americas Fishers Society**, v. 3, p. 104-112, 2002.
- AKAISHI, F. M. et al. Morphological and neurotoxicological findings in tropical freshwater fish (*Athyana* sp.) after water-borne and acute exposure to water soluble fraction (WSF) of crude oil. **Archives of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 46, n. 2, p. 244-253, 2004.
- ALBERS, P. H. Petroleum and individual polycyclic aromatic hydrocarbons. In: Hoffman, D. J. et al. (Ed.). **Handbook of ecotoxicology**. Boca Raton: Lewis Publishers, 1995. p. 330-355.

- ALBINATI, A. C. L. et al. Biomarcadores histológicos – toxicidade crônica pelo Roundup em piaçu (*Leporinus macrocephalus*). **Arquivo Brasileiro de Medicina Veterinária e Zootecnia**, v. 61, n. 3, p. 621-627, 2009.
- ALLEN, J. R.; ABRAHAMSON, L. J. Morphological and biochemical changes in the liver of rats fed polychlorinated biphenyls. **Archives of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 1, n. 3, p. 265-280, 1973.
- ALTINOK, I.; CAPKIN, E. Histopathology of rainbow trout exposed to sublethal concentrations of Methiocarb or Endosulfan. **Toxicologic Pathology**, v. 35, n. 3, p. 405, 2007.
- ARCTIC MONITORING AND ASSESSMENT PROGRAMME – AMAP. **Assessment report: arctic pollution issues**. Oslo: Arctic Monitoring and Assessment Programme, 1998.
- ANDREOLI, C. V.; CARNEIRO, C. **Gestão integrada de mananciais de abastecimento eutrofizados**. Curitiba: SANEPAR, 2005.
- BAIRD, C. **Química ambiental**. 2. ed. Porto Alegre: Bookman, 2002.
- BALDISSEROTTO, B. **Fisiologia de peixes aplicada à piscicultura**. Santa Maria: Ed. UFSM, 2002.
- BANAS, W. P.; SPRAGUE, J. B. Absence of acclimation to Parathion by rainbow trout during sublethal exposure. **Water Research**, v. 20, n. 10, p. 1229-1232, 1986.
- BARRETO, T. de R. **Alterações morfofuncionais e metabólicas no teleósteo de água doce matrinxã, *Brycon cephalus* (GÜNTHER, 1869) exposto ao organofosforado metil paration (Folisuper 600 BR®)**. 2007. 105 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Fisiológicas) – Universidade Federal de São Carlos, São Paulo, 2007.
- BARROS, A. M. de L. **Aplicação do modelo Moneris à bacia hidrográfica do rio Ipojuca**. 2008. 193 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2008.
- BARSINIÉ, J. et al. Investigation of micronuclei and other nuclear abnormalities in peripheral blood and kidney of marine fish treated with crude oil. **Aquatic Toxicology**, v. 78, n. 1, p. 99-104, 2007.
- BENFICA, C. **Biomonitoramento das lagoas estuarinas do Camacho - Jaguaruna (SC) e Santa Marta - Laguna (SC); utilizando *Geophagus brasiliensis* (Cichlidae)**. 2006. 112 f. Dissertação (Mestrado em Genética) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2006.
- BOENING, D. W. Ecological effects, transport and fate of mercury: a general review. **Chemosphere**, v. 40, n. 12, p. 1335-1351, 2000.
- BOTKIN, D. B.; KELLER, E. A. **Environmental science: earth as a living planet**. 3rd ed. New York: John Wiley & Sons, 2000.
- BRAND, D. G. et al. Salt water-acclimated pink salmon fry (*Oncorhynchus gorbuscha*) develop stress-related visceral lesions after 10-day exposure to sublethal concentrations of water-soluble fraction of North Slope crude oil. **Toxicologic Pathology**, v. 29, n. 5, p. 574-584, 2001.
- BREMOND, R.; VUICHARD, R. **Les paramètres de la qualité des eaux**. Paris: Ministère de la Protection de la Nature et de l'Environnement; La Documentation Française, 1973.
- BRESEGHELO, L. et al. Efeitos do fluoreto de sódio no epitélio da brânquia do peixe Guaru (*Poecilia vivipara*). **Brazilian Journal of Veterinary Research and Animal Science**, v. 41, n. 4, p. 274-280, 2004.
- CAMARGO, M. M. P.; MARTINEZ, C. B. R. Histopathology of gills, kidney and liver of a Neotropical fish caged in an urban stream. **Neotropical Ichthyology**, v. 5, n. 3, p. 327-336, 2007.
- CAMPOS, M. F. G. **Musgos aquáticos como indicadores da contaminação das águas superficiais por metais pesados. Aplicação à bacia hidrográfica do Rio Ave**. 1999. 132 f. Dissertação (Mestrado em Saúde Pública) – Faculdade de Medicina da Universidade do Porto, Porto, Portugal, 1999.

- CARDOSO, T. P. et al. Concentração de mercúrio e análise histopatológica em músculo, rim e cérebro de peixe-espada (*Trichiurus lepturus*) coletados na praia de Itaipu - Niterói, Rio de Janeiro, Brasil. **Ciência Rural [online]**, v. 39, n. 2, p. 540-546, 2009.
- CARLS, M. G.; RICE, S. D.; HOSE, J. E. Sensitivity of fish embryos to weathered crude oil: part I. Low-level exposure during incubation causes malformations, genetic damage, and mortality in larval pacific herring (*Clupea pallasii*). **Environmental Toxicology and Chemistry**, v. 18, n. 3, p. 481-493, 1999.
- CETESB. **Avaliação dos níveis de contaminação por mercúrio na água, sedimento e peixes na represa de Barra Bonita e seus rios formadores**: Piracicaba e Tietê. São Paulo: CETESB, 1986.
- CHAGAS, C. M.; RIBEIRO DE QUEIROZ, M. E. L.; NEVES, A. A. Determinação de resíduos de organoclorados em águas fluviais do município de Viçosa - MG. **Química Nova**, v. 22, n. 4, 1999. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0100-40421999000400007&lng=&nrm=iso>. Acesso em: 12 maio 2009.
- COLLIER, T. K. et al. A comprehensive assessment of the impacts of contaminants on fish from an urban waterway. **Marine Environmental Research**, v. 46, n. 1/5, p. 243-247, 1998.
- CORREA, M.; GARCIA, H. I. Physiological responses of juvenile white mullet, *Mugil curema*, exposed to benzene. **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 44, n. 3, p. 428-434, 1990.
- D'AMATO, C.; TORRES, J. P. M.; MALM, O. Determinação de ΣDDT encontradas em peixes comestíveis de diferentes áreas da Amazônia brasileira. **Oecologia Brasiliensis**, v. 11, n. 2, p. 202-212, 2007.
- DALLINGER, R.; RAIMBOW, P. S. **Ecotoxicology of metals in invertebrates**. Boca Raton: Lewis Publishers, 1993.
- DERÍSIO, J. C. **Introdução ao controle de poluição ambiental**. São Paulo: CETESB, 1992.
- DIMICHELE, L.; TAYLOR, M. H. Histopathological and physiological responses of *Fundulus heteroclitus* to naphthalene exposure. **Journal of Fisheries Research Board**, v. 35, n. 8, p. 1060-1066, 1978.
- ENGELHARDT, F. R.; WONG, M. P.; DUEY, M. E. Hydromineral balance and gill morphology in rainbow trout *Salmo gairdneri*, acclimated to fresh and sea water, as affected by petroleum exposure. **Aquatic Toxicology**, v. 1, n. 3/4, p. 175-186, 1981.
- EUROPEAN COMMISSION - COWI. **Heavy metals in waste**: final report. Denmark: Cowi A/S, 2002. Disponível em: <http://ec.europa.eu/environment/waste/studies/pdf/heavy_metalsreport.pdf>. Acesso em: 20 ago. 2008.
- EVANS, H. L.; LATUS, V. G.; WEISS, B. Behavioral effects of mercury and methylmercury. **Federation Proceedings**, v. 34, n. 9, p. 1858-1867, 1975.
- FANTA, E. et al. Histopathology of the fish *Corydoras paleatus* contaminated with sublethal levels of organophosphorus in water and food. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 54, n. 2, p. 119-130, 2003.
- FERGUSON, H. W. **Systemic pathology of fish, a text and atlas of comparative tissue responses in diseases of teleosts**. Ames: Iowa State University Press, 1989.
- FERRAZ DE LIMA, C. L. B.; REIS, N. S.; CECCARELLI, P. S. Estudo topográfico e histológico do rim de pacu (*Piaractus mesopotamicus*) holmberg 1887 (Teleostei, Serrasalminae). **Boletim Técnico CEPTA**, v. 6, n. 2, p. 41-52, 1993.
- FJELD, E.; HAUGEN, T. O.; VOLLESLAD, L. A. Permanent impairment in the fuding behavior of grayling (*Thymallus thymallus*) exposed to methylmercury during embryogenesis. **Science of the Total Environment**, v. 213, n. 2, p. 247-254, 1998.
- FOSSI, M. C. et al. Use of nondestructive biomarkers and residue analysis to assess the health status of endangered species of pinnipeds in the South West Atlantic. **Marine Pollution Bulletin**, v. 34, n. 3, p. 157-162, 1997.
- FREITAS, M. B. de; BRILHANTE, O. M.; ALMEIDA, L. M. de. Importância da análise de água para a saúde pública em duas regiões do Estado do Rio de Janeiro: enfoque para coliformes fecais, nitrato e alumínio. **Cadernos de Saúde Pública**, v. 17, n. 3, p. 651-660, 2001.

- HAGAR, H. H.; FAHMY, A. H. A biochemical, histochemical, and ultrastructural evaluation of the effect of dimethoate intoxication on rat pancreas. **Toxicology Letters (Shannon)**, v. 133, n. 2/3, p. 161-170, 2002.
- HARVEY, R. G. **Polycyclic aromatic hydrocarbons: chemistry and carcinogenicity**. Cambridge: Cambridge University Press, 1991.
- HEATH, A. G. **Water pollution and fish physiology**. 2nd ed. Florida: Lewis Publishers, 1995.
- HENARES, M. N. P. et al. Toxicidade aguda e efeitos histopatológicos do herbicida diquat na branquia e no fígado da tilápia nilótica (*Oreochromis niloticus*). **Acta Scientiarum Biological Sciences**, v. 30, n. 1, p. 77-82, 2008.
- HIBIYA, T. **An atlas of fish histology, normal and pathological features**. New York: Gustav Fischer Verlag, 1982.
- HSU, T.; DENG, F. Studies on the susceptibility of various organs of zebrafish (*Brachydanio rerio*) to benzo(a)pyrene-induced DNA adduct formation. **Chemosphere**, v. 33, n. 10, p. 1975-1980, 1996.
- HU, H.; KIM, N. K. Drinking-water pollution and human health. In: CHIVIAN, E. et al. (Ed.). **Critical condition: human health and the environment**. 2nd ed. Cambridge, MA: MIT Press, 1994.
- INSTITUTO PARANAENSE DE DESENVOLVIMENTO ECONÔMICO E SOCIAL – IPARDES. **Caderno estatístico - município de Curitiba**. Curitiba: IPARDES, 1994.
- INSTITUTO PARANAENSE DE DESENVOLVIMENTO ECONÔMICO E SOCIAL – IPARDES. **Caderno estatístico - município de Curitiba**. Curitiba: IPARDES, 2010.
- INSTITUTO INTERNACIONAL DE ECOLOGIA – IIE. **Lagos e reservatórios**. Qualidade da água: o impacto da eutrofização. São Paulo: RiMa, 2000. v. 3.
- JONSSON, H. T. et al. Effects of prolonged exposure to dietary DDT and PCB on rat liver morphology. **Archives of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 10, n. 2, p. 171-83, 1981.
- JORDÃO, C. P. et al. Contaminação por cromo de águas de rios proveniente de curtumes em Minas Gerais. **Química Nova**, v. 22, n. 1, p. 47-52, 1999.
- KENNISH, M. J. **Ecology of estuaries: anthropogenic effects**. Boca Raton: CRC Press, 1991.
- KETTRUP, A.; MARTH, P. Specimen banking as environmental surveillance toll. In: SCHÜRMANN, G.; MARKERT, B. (Ed.). **Ecotoxicology-ecological fundamentals, chemical exposure and biological effects**. New York: John Wiley & Sons, 1998.
- KIMBROUGH, R. D.; LINDER, R. E.; GAINES, T. B. Morphological changes in livers of rats fed polychlorinated biphenyls. **Archives of Environmental Health**, v. 25, n. 5, p. 354-364, 1972.
- KNUTZEN, J. Effects on marine organism from polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) and other constituents of waste water from aluminum smelters with examples from Norway. **Science of the Total Environment**, v. 163, n. 5, p. 107-122, 1995.
- LEE, R. F.; PAGE, D. S. Petroleum hydrocarbons and their effects in subtidal regions after major oil spills. **Marine Pollution Bulletin**, v. 34, n. 11, p. 928-940, 1997.
- LIBÂNIO, P. A.; CHERNICHARO, C. C. A. L.; NASCIMENTO, N. O. A dimensão da qualidade de água: avaliação da relação entre indicadores sociais, de disponibilidade hídrica, de saneamento e de saúde pública. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 10, n. 3, p. 219-228, 2005.
- MAGALHÃES, C. A. **PCBs e pesticidas organoclorados em tecidos de peixes da Baixada Santista, São Paulo**. 2007. 123 f. Dissertação (Mestrado em Oceanografia Química e Geológica) – Instituto Oceanográfico da Universidade Estadual de São Paulo, São Paulo, 2007.
- MARTINEZ, C. B. R.; CÓLUS, I. M. S. Biomarcadores em peixes neotropicais para o monitoramento da poluição aquática na bacia do rio Tibagi. In: MEDRI, M. E. et al. (Ed.). **A bacia do Rio Tibagi**. Londrina: M. E. Medri, 2002.

- MARTINS, R. J. E. **Acumulação e liberação de metais pesados por briófitas aquáticas**. 2004. 650 f. Tese (Doutorado em Engenharia Química) – Universidade do Porto, Porto, Portugal. 2004.
- MIDDAUGH, D. P. et al. Preliminary observation on responses of embryonic and larval Pacific herring, *Clupea pallasii*, to neutral fraction biodegradation products of weathered Alaska North Slope oil. **Archives of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 34, n. 2, p. 188-196, 1998.
- MILLER, J. W. Pathologic changes in animals exposed to a commercial chlorinated diphenyl. **Public Health Reports**, v. 59, n. 33, p. 1085-1093, 1944.
- MIRANDA, A. L. C. de. **Bioacumulação de poluentes organopersistentes (POPs) em traíra (*Hoplias malabaricus*) e seus efeitos *in vitro* em células do sistema imune de carpa (*Cyprinus caprio*)**. 2006. 66 f. Dissertação (Mestrado em Biologia Celular e Molecular) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2006.
- MIRON, D. S. et al. Ammonia and pH effects on some metabolic parameters and gill histology of silver catfish, *Rhamdia quelen* (Heptapteridae). **Aquaculture**, v. 277, n. 3/4, p. 192-196, 2008.
- MORGAN, R. W.; WARD, J. M.; HARTMAN, P. E. Aroclor 1254 induced intestinal metaphasic and adenocarcinoma in the glandular stomachs of F344 rats. **Cancer Research**, v. 41, p. 50-52, 1981.
- MOTA, S. **Introdução à engenharia ambiental**. 4. ed. Rio de Janeiro: ABES, 2006.
- MOURA, E. E. S. **Determinação da toxicidade aguda e caracterização de risco ambiental do herbicida Roundup (Glifosato) sobre três espécies de peixes**. 2009. 58 f. Dissertação (Mestrado em Bioecologia Aquática) – Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, 2009.
- NEMR, A. E.; ABD-ALLAH, A. M. A. Organochlorine contamination in some marketable fish in Egypt. **Chemosphere**, v. 54, n. 10, p. 1401-1406, 2004.
- NERO, V. et al. Gill and liver histopathological changes in yellow perch (*Perca flavescens*) and goldfish (*Carassius auratus*) exposed to oil sands process-affected water. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 63, n. 3, p. 365-377, 2006.
- NORHEIM, G.; SKAARE, J.; WIIG, Ø. Some heavy metals, essential elements, and chlorinated hydrocarbons in polar bear (*Ursus maritimus*) at Svalbard. **Environmental Pollution**, v. 77, n. 1, p. 51-57, 1992.
- OLIVEIRA RIBEIRO, C. A.; GUIMARÃES, J. R. D.; PFEIFFER, W. C. Accumulation and distribution of inorganic mercury in a tropical fish (*Trichomycterus zonatus*). **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 34, n. 2, p. 190-195, 1996.
- OLIVEIRA RIBEIRO, C. A. de et al. Histopathological evidence of inorganic mercury and methyl mercury toxicity in the arctic charr (*Salvelinus alpinus*). **Environmental Research**, v. 90, n. 3, p. 217-225, 2002.
- PAIN, D. J. Mercury in the environmental. In: HOFFMAN, D. J. et al. **Handbook of ecotoxicology**. Boca Raton: Lewis, 1995. p. 356-391.
- PHAM, T.; LUM, K.; LEMIEUX, C. Seasonal variation of DDT and its metabolites in the St. Lawrence River (Canada) and four of its tributaries. **Science of the Total Environment**, v. 17, n. 26, p. 179, 1996.
- RASHED, M. N. Monitoring of environmental heavy metals in fish from Nasser Lake. **Environment International**, v. 27, n. 1, p. 27-33, 2001.
- ROBERTS, R. J. Melanin-containing cells of teleost fish and their relation to disease. In: RIBELIN, W. E.; MIGALI, G. **The pathology of fishes**. Madison: University of Wisconsin Press, 1975. p. 399-428.
- RODRIGUES, E. L.; FANTA, E. Liver histopathology of fish *Brachydanio rerio* Hamilton-Buchanan after acute exposure to sublethal level of the organophosphate Dimethoate 500. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 15, n. 2, p. 441-450, 1998.
- SANCHO, E. et al. Organophosphorus diazinon induced toxicity in the fish *Anguilla anguilla* L. **Comparative Biochemistry and Physiology - Part C: Comparative Pharmacology and Toxicology**, v. 103, p. 351-356, 1992.

- SANTOS, A. A. et al. Análise histopatológica de fígado de tilápia-do-Nilo, *Oreochromis niloticus*, criada em tanque-rede na represa de Guarapiranga, São Paulo, Brasil. **Boletim do Instituto da Pesca**, v. 30, n. 2, p. 141-145, 2004.
- SANTOS NETO, A. J.; SIQUEIRA, M. E. P. B. Análise de praguicidas organofosforados em água por extração em fase sólida (SPE) utilizando discos C18 e cromatografia em fase gasosa: avaliação da contaminação do reservatório de Furnas (MG-Brasil). **Química Nova**, v. 28, n. 5, p. 747-750, 2005.
- SCHWAIGER, J. et al. The use of histopathological indicators to evaluate contaminant-related stress in fish. **Journal of Aquatic Ecosystem Stress and Recovery**, v. 6, p. 75-86, 1997.
- SILVA, H. C. et al. Sublethal effects of the organophosphate Folidol 600 (Methyl Parathion) on *Callichthys callichthys* (Pisces: Teleostei). **Comparative Biochemistry Physiology - Part C: Comparative Pharmacology and Toxicology**, v. 105, n. 3, p. 197-201, 1993.
- SILVA, M. da; PERALBA, M.; MATTOS, M. Determinação de glifosato e ácido aminometilfosfônico em águas superficiais do Arroio Passo do Pilão. **Pesticidas: Revista de Ecotoxicologia e Meio Ambiente**, v. 13, n. 0, p. 19-28, 2005.
- SIMONATO, J. D. **Biomarcadores funcionais e histológicos associados à exposição do peixe *Prochilodus lineatus* ao óleo diesel**. 2006. 66 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas) – Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 2006.
- SIMONATO, J. D.; GUEDES, C. L. B.; MARTINEZ, C. B. R. Biochemical, physiological, and histological changes in the neotropical fish *Prochilodus lineatus* exposed to diesel oil. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 69, n. 1, p. 112-120, 2008.
- SOGORB, M. A.; VILLANOVA, E. Enzymes involved in the detoxification of organophosphorus, carbamate and pyrethroid insecticides through hydrolysis. **Toxicology Letters (Shannon)**, v. 128, n. 1/3, p. 215-228, 2002.
- SONNE, C. et al. Organochlorine-induced histopathology in kidney and liver tissue from Arctic fox (*Vulpes lagopus*). **Chemosphere**, v. 71, n. 7, p. 1214-1224, 2008.
- SPERLING, E. V. Avaliação do estado trófico de reservatórios tropicais. Bioengenharia sanitária e ambiental. **Encarte Técnico**, ano III, p. 68-76, 1994.
- SPIERS, R. B. et al. Biomarkers of hydrocarbon exposure and sublethal effects in embiotocid fishes from a natural petroleum seep in the Santa Barbara channel. **Aquatic Toxicology**, v. 34, n. 3, p. 195-219, 1996.
- TARDIVO, M.; REZENDE, M. O. de O. Determinação de compostos organoclorados em peixes da bacia do Betari, Vale do Ribeira (SP). **Revista Analytica**, v. 16, p. 50-60, 2005.
- THOMANN, R. V.; MUELLER, J. A. **Principles of surface water quality modeling and control**. New York: Harper International, 1987.
- UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAMME – UNEP/IOC/ICES. Review of contaminants in marine mammals. **Marine Mammal Technical Report**, n. 2, p. 23, 1991.
- VANZELLA, T. P.; MARTINEZ, C. B. R.; CÓLUS, I. M. S. Genotoxic and mutagenic effect of diesel oil water-soluble fraction on an neotropical fish species. **Mutation Research**, v. 631, n. 1, p. 36-43, 2007.
- VARÓ, I. et al. Toxicity and bioconcentration of Chorpyrifos in aquatic organism: *Artemia parthenogenetica* (Crustacea), *Gambusia affinis*, and *Aphanius iberus* (Pisces). **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 65, n. 5, p. 623-630, 2000.
- VEIGA, M. M. et al. Análise da contaminação dos sistemas hídricos por agrotóxicos numa pequena comunidade rural do Sudeste do Brasil. **Cad. Saúde Pública [online]**. v. 22, n. 11, p. 2391-2399, 2006.
- VIARENGO, A. Heavy metals in marine invertebrates: mechanisms of regulation and toxicity at the cellular level. **Reviews in Aquatic Sciences**, v. 1, n. 5, p. 295, 1989.

- WARD, J. M. Proliferative lesions of the glandular stomach and liver in F344 rats fed diets containing Aroclor 1254. **Environmental Health Perspectives**, v. 60, p. 89-95, 1985.
- WEIS, J. S.; WEIS, P. Effects of exposure to lead on behavior of mummichog (*Fundulus heteroclitus* L.) larvae. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 12, n. 1/2, p. 1-10, 1998.
- WIDDOWS, L.; JOHNSON, D. Physiological energetic of *Mytilus edulis*: scope for growth. **Marine Ecology Progress Series**, v. 46, p. 113-121, 1988.
- WORLD HEALTH ORGANIZATION – WHO. **Environmental health criteria 85**: lead – environmental aspects. Geneva: ONU, 1989.
- WORLD HEALTH ORGANIZATION – WHO. **Environmental health criteria 118**: inorganic mercury. Geneva: ONU, 1991.
- WORLD HEALTH ORGANIZATION – WHO. **Environmental health criteria 165**: inorganic lead. Geneva: ONU, 1995.
- WORLD HEALTH ORGANIZATION – WHO. **Biological monitoring of chemical exposure in the workplace**. Geneva: ONU, 1996. v. 1-2.
- YABE, M. J. S.; OLIVEIRA, E. de. Metais pesados em águas superficiais como estratégia de caracterização de bacias hidrográficas. **Química Nova**, v. 21, n. 5, p. 551-556. 1998.
- YAGI, N.; ITOKAWA, Y. Lipid metabolism in polychlorinated biphenyl-poisoned rats. **Environmental Research**, v. 22, n. 1, p. 139-144, 1980.
- YOGUI, G. T. **Ocorrência de compostos organoclorados (pesticidas e PCBs) em mamíferos marinhos da costa de São Paulo (Brasil) e da Ilha Rei George (Antártica)**. 2002. 157 f. Dissertação (Mestrado em Oceanografia Química e Geológica) – Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo, São Paulo, 2002.
- YOGUI, G. T.; SANTOS, M. C. O.; MONTONE, R. C. Chlorinated pesticides and polychlorinated biphenyls in marine tucuxi dolphins (*Sotalia fluviatilis*) from the Cananéia estuary, southeastern Brazil. **The Science of the Total Environment**, v. 312, n. 1/3, p. 67-78, 2003.
- YONKOS, L. T. et al. **Atlas of fathead minnow normal histology**. 2000. Disponível em: <<http://aquaticpath.umd.edu/fhm>>. Acesso em: 20 out. 2008.
- ZANELLO, S.; MELO, V.; WOWK, G. Mineralogy and chromium, nickel, copper, zinc and lead contents around Caximba landfill in Curitiba-PR. **Scientia Agraria**, v. 10, n. 1, p. 51-60, 2008.
- ZHOU, J. L. et al. Polychlorinated biphenyl congeners and organochlorine insecticides in the water column and sediments of Daya Bay, China. **Environmental Pollution**, v. 113, n. 3, p. 373-384, 2001.

Recebido: 17/11/2010

Received: 11/17/2010

Aprovado: 02/12/2010

Approved: 12/02/2010