

DETERMINAÇÃO DA SENSIBILIDADE AO COBRE PARA A ESPÉCIE DE PEIXE AMAZÔNICA *Paracheirodon axelrodi*, Schultz 1956.

Leonardo da Silveira Rodrigues, Rafael Mendonça Duarte, Adalberto Luis Val.

INPA – Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia.

Correio eletrônico: leobio@inpa.gov.br

Introdução

A poluição das águas constitui um dos mais sérios problemas ecológicos da atualidade. As fontes de poluição da água advêm, principalmente, das atividades antrópicas, na forma de resíduos domésticos e industriais, sendo os resíduos industriais os principais responsáveis pela contaminação dos ambientes aquáticos por metais pesados (Sorensen, 1991). Na região Amazônica há graves focos de poluição. Algumas dessas fontes de poluição referem-se a altas concentrações de cátions metálicos diluídos nos corpos d'água. Estes cátions metálicos podem originar-se de rejeitos de atividades industriais, atividades de garimpo, desflorestamento, extração de petróleo, desgaste ou erosão do solo, emissões de estações de esgoto, uso agrícola, entre outras formas (Sorensen, 1991). Em geral, a toxicidade do cobre é altamente influenciada por características físicas e químicas da água, como dureza, alcalinidade, pH, temperatura e concentração de oxigênio dissolvido (Howarth & Sprague, 1978). Dessa forma, para que uma espécie de peixe seja considerada mais sensível que outra em relação à toxicidade do cobre, é necessário que sejam levadas em consideração certas características físico-químicas da água. No Rio Negro, devido ao fato de suas águas apresentarem baixo pH e baixas concentrações de íons dissolvidos, espera-se que os efeitos tóxicos do cobre em sua comunidade íctica sejam maximizados, devido a biodisponibilidade desse cátion estar associada ao pH e à quantidade de íons dissolvidos. O cobre pode afetar o metabolismo dos peixes de diferentes maneiras, sendo também diversas as formas de se analisar os efeitos tóxicos deste metal nos organismos. Uma forma de verificar os efeitos tóxicos do cobre é o teste de toxicidade aguda, que consiste na determinação da concentração média letal (CL_{50}). Sprague (1990) define CL_{50} como a concentração de uma substância que causa a mortalidade de 50% de um grupo de organismos num determinado tempo de exposição, geralmente de 24 a 96 horas. O teste de CL_{50} fornece informações rápidas sobre os efeitos da toxicidade de um determinado metal em uma dada espécie e tem sido utilizado de forma intensa na avaliação da qualidade da água e dos impactos ambientais (Goldstein *et al.*, 1983). Estudando-se os efeitos tóxicos deste metal no cardinal tetra, estão sendo obtidos dados que podem levar esta espécie a se tornar um bioindicador de contaminação por cobre na sub-bacia do Rio Negro. Além disto, esta espécie representa cerca de 80% dos peixes ornamentais exportados anualmente do estado do Amazonas, o que torna ainda mais relevante o seu estudo, contribuindo com o conhecimento acerca da biologia deste animal.

Objetivo

O objetivo deste estudo foi avaliar o efeito do cobre sobre *Paracheirodon axelrodi*, proveniente da sub-bacia do Rio Negro, determinando assim a sensibilidade ao cobre para adultos desta espécie em águas com baixo pH e baixa concentração de íons dissolvidos.

Material E Métodos

Os exemplares de *Paracheirodon axelrodi* foram adquiridos junto ao exportador de peixes ornamentais Turkeys Aquarium, localizado em Manaus – AM, e aclimatados em tanques de 500 L no Laboratório de Ecofisiologia e Evolução Molecular LEEM-INPA. Após o período de aclimação, os animais foram transferidos para tanques-teste dotados de sistema de fluxo contínuo de água, aeração constante e com pH $6,54 \pm 0,62$, onde foi mantida a proporção de um grama de biomassa de peixe por litro de água, como descrito por Sprague (1990). Os exemplares de cardinal foram submetidos à exposição aguda de cobre por 96 horas, sendo realizados testes com 10 animais, em triplicata, em seis concentrações diferentes (10, 30, 70, 100, 1000 e 2500 $\mu\text{g/L}$) de cloreto e cobre ($\text{CuCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$). As mortalidades observadas em cada tanque-teste, a cada 12 horas, foram tratadas pelo programa computacional Spearman-Kärber (Hamilton *et al.*, 1977) para determinação da CL_{50} -24, 48, 72 e 96 horas. Amostras de água também foram retiradas a cada 12 horas para a determinação, por meio de espectrofotometria de absorção atômica (Perkin Elmer Analyst 800), da concentração real de Cu^{2+} em cada tanque-teste. Dessa forma, foram determinados os valores de CL_{50} em quatro tempos de exposição para o cardinal, a partir das mortalidades observadas nas concentrações nominais e reais das seis concentrações

testadas.

Resultados E Discussão

Nas concentrações nominais (10, 30, 70, 100, 1000 e 2500 µgCu/L), os valores encontrados para CL₅₀-24, 48, 72 e 96 horas foram de 512,31, 170,21, 104,69 e 82,89 µgCu/L, respectivamente. Para as CL₅₀ calculadas nos mesmos períodos de exposição, com base nas leituras da concentração real de Cu²⁺ presentes em cada tanque, os valores apresentaram reduções, tendo sido calculados em 116,89 (limite inferior de 83,68; limite superior de 163,28); 81,84 (lim. inf. 31,69; lim. sup. 211,32); 51,27 (lim. inf. 39,33; lim. sup. 66,84) e 50,60 (lim. inf. 41,60; lim. sup. 61,10) µgCu/L, respectivamente. Os valores calculados de CL₅₀ a partir da concentração real de Cu²⁺ nos tanques-teste, nos 4 períodos de exposição avaliados (24, 48, 72 e 96 horas), apresentaram reduções em relação aos valores encontrados para as CL₅₀ calculadas a partir das concentrações nominais de cada tanque, demonstrando assim a necessidade de se determinar a real concentração na qual os animais foram expostos para o cálculo da CL₅₀. Os valores de CL₅₀, tanto nominal quanto real, apresentaram-se mais elevados nos menores tempos de exposição do que nos maiores, indicando o aumento da sensibilidade do organismo ao efeito tóxico do Cu²⁺ com o passar das horas de exposição. Isto é esperado, pois, para que haja mortalidade de 50% da população de um tanque em um tempo menor é necessário que uma maior quantidade de contaminante seja colocada em contato com o organismo. Exposições agudas a contaminantes ambientais, como o Cu²⁺, geralmente, promovem distúrbios fisiológicos devido às altas concentrações em que são expostos os organismos teste. Dessa forma, o aumento da sensibilidade dos exemplares de *P. axelrodi* associado ao aumento do tempo de exposição deve estar relacionado aos danos físicos do Cu²⁺ na estrutura e no funcionamento das brânquias, interferindo nos processos homeostáticos dos organismos. Para *Colossoma macropomum*, espécie que ocorre em toda a bacia amazônica, Menezes (com. pessoal) encontrou o valor de CL₅₀/96h de 2,68 mgCu/L em água mole com pH 4,0. Já o *Hyphessobrycon callistus*, espécie oriunda da bacia do rio Negro, apresentou um valor de CL₅₀/96h de 28 µgCu/L em água mole com pH de 7,8 (Damato, 1997). Estes estudos sugerem que as espécies do rio Negro (rio de águas pretas) são mais sensíveis ao cobre que as provenientes de outras bacias, possivelmente devido à maior disponibilidade do Cu²⁺ nestes ambientes, particularmente devido a menor quantidade de íons dissolvidos em suas águas.

Conclusões

Os dados obtidos mostram que o cardinal é uma espécie relativamente sensível ao cobre em águas pobres ionicamente e com pouca matéria orgânica dissolvida (MOD). Estes dados agora devem ser confrontados com os valores de CL₅₀ a serem obtidos com a água do rio Negro a fim de melhor entender o papel da MOD sobre a biodisponibilidade do Cu²⁺ nos ambientes aquáticos desta bacia, avaliando também o seu papel na sensibilidade dos organismos da rica ictiofauna encontrada nestes locais, sendo que na presença de uma maior quantidade de MOD, espera-se que os valores de CL₅₀ para o cobre sejam superiores, uma vez que a MOD tem a capacidade de formar complexos com cátions metálicos (Pagenkopf, 1983).

Referencias Bibliográficas

- Damato, M. 1997. *Estudo da influência do nível do tratamento de efluentes de refinarias de petróleo na sua toxicidade empregando diferentes espécies indicadoras*. Tese de doutorado. USP. 335p.
- Goldstein, E.G.; Zagatto, P.A.; Araújo, R.P.A. & Bertolotti, E. 1983. Avaliação da toxicidade dos principais despejos industriais da região de E.R.Q. – Suzano, através de ensaios biológicos. *Revista Dae* 132:42-47.
- Hamilton, M.A.; Russo, R.C.; Thurston, R.V. 1977. Trimmed Spearman-Kärber Method for estimating median lethal concentrations in toxicity bioassays. *Environmental Science and Technology* 11(7):714-719.
- Howarth, R.S.; Sprague, J.B. 1978. Copper lethality to rainbow trout in waters of various hardness and pH. *Water Research* 12: 455-462.
- Pagenkopf, G.K. 1983. Gill surface interaction model for trace-metal toxicity to fishes: role of complexation, pH, and water hardness. *Environmental Science and Technology* 17: 342-347.
- Sorensen, E.M.B. 1991. *Metal poisoning in fish*. Boca Raton, CRC. 374p.
- Sprague, J.B. 1990. Aquatic Toxicology. In: Schrech, C.B.; Moyle, P.B. (Eds.). *Methods for Fish Biology*. American Fisheries Society. Bethesda, Maryland, USA. p.491-52
- Agradecimentos: Turkeys Aquarium e ICA (International Copper Association)