

EFEITO DO LAS-C12 (DODECIL BENZENO SULFONATO DE SÓDIO) SOBRE ALGUNS PARÂMETROS DO COMPORTAMENTO DA TAINHA (*MUGIL PLATANUS*)

EDISON BARBIERI¹

¹Instituto de Pesca da Secretária de Agricultura e Abastecimento do Estado de São Paulo.. Caixa Postal 61. Cananéia. CEP.. 11990-000. Cananéia. Brasil. E-mail. edisonbarbieri@yahoo.com.br

RESUMO

Estudos sobre toxicidade em organismos aquáticos evidenciaram que mudanças no comportamento ocorrem antes das mudanças nos processos bioquímico-fisiológicos. Exemplos desses comportamentos são: latência para comer, comportamentos agressivos, resposta ao predador, habilidade e capacidade natatória. Neste trabalho foram utilizados comportamentos relacionados com o gasto energético da tainha (*Mugil platanus*) como: frequência dos batimentos operculares, frequência dos batimentos da nadadeira dorsal, frequência dos batimentos da nadadeira peitoral, frequência dos batimentos da nadadeira caudal, tempo de natação até o cansaço e um comportamento que chamamos de tosse, além do consumo de oxigênio avaliado por métodos químico-analíticos padrões. As tainhas foram submetidas a três concentrações de LAS (0,0; 1,0; 2,5 e 5,0 mg.L⁻¹), na temperatura de 25°C e salinidade de 35. A análise dos resultados mostrou que as variáveis comportamentais foram eficientes para medir a toxicidade do LAS-C12. Uma vez que, todos os comportamentos observados foram alterados em função do aumento do LAS-C12.

PALAVRAS CHAVES: detergente, comportamento, tainha, efeitos.

ABSTRACT

EFFECTS OF LAS-C12 (LINEAR ALKYL BENZENE SULPHONATE) ON SOME OF THE BEHAVIORAL PATTERNS OF MULLET (*MUGIL PLATANUS*).

Ecotoxicology recognizes that within aquatic systems there are multiple interacting levels of organization, ranging from the cellular, to the individual, to the ecosystem level. At the level of the individual, sublethal toxicant effects are manifested in several ways, but among the most sensitive indicators of pollution stress are behavioral alterations. In particular, feeding behavior, swimming capacity, swimming performance. In this paper we used behavior for evaluated the effects of LAS-C12 in different concentrations (0,0; 1,0; 2,5 and 5,0 mg. L⁻¹). The behavioral used were: caudal fin beaten frequency, pectoral fin beaten frequency, dorsal fin beaten frequency, operculum beaten frequency, cough frequency, routine metabolism and the time of swimming until fatigue of *M. platanus* in the temperature of 25°C and salinity 35. All the behavioral observed in this work for mullet, increasing in virtue of LAS-C12 concentration. The behavioral as end point were efficient for studied the sublethal effects in mullet.

KEYWORDS: Mullet, effects, behavioral, surfactants.

INTRODUÇÃO

Nos últimos anos vem aumentando a preocupação com relação aos problemas ecológicos e de saúde pública causados pela crescente utilização de detergentes sintéticos. Em São Paulo é notória a formação de espumas em certos pontos dos rios Tietê e Pinheiros.

Vários estudos têm demonstrado que, em rios e lagos, a presença de detergentes sintéticos podem causar sérios distúrbios ecológicos (Abel, 1974; Bromage e Funchs, 1976), afetando de maneira significativa os organismos aquáticos (Lal et al., 1983, 1984; Misra et al., 1985), inclusive peixes. Os peixes têm importante papel ecológico nos ecossistemas em que vivem e, além disso, são fontes de recursos protéicos de alta qualidade para alimentação humana. São também bons indicadores da qualidade da água sendo, por esse motivo, amplamente utilizados em experimentos para avaliação da toxicidade de efluentes (APHA, 1985).

Considerando-se o país como um todo, a utilização de detergentes sintéticos ainda não atingiu, no Brasil, as mesmas proporções que os caracterizam como agentes poluidores de águas nos países desenvolvidos. Tal fato, entretanto, não afasta a preocupação das autoridades responsáveis pelo controle da qualidade do meio ambiente no que diz respeito à poluição por detergentes em determinadas localidades e à necessidade de se exercer uma ação preventiva visando evitar problemas futuros. Um estudo realizado pelo "Laboratório de Controle da Qualidade de Saneantes e Cosméticos da Universidade Estadual do Rio de Janeiro", em 1993, apurou que dentre os 15 produtos de diferentes marcas analisados 9 (nove) não eram biodegradáveis (Vieira, 1993). Esses produtos, em vez de utilizarem o LAS (Dodecil Benzeno Sulfonato de Sódio Linear) utilizavam o ABS (Dodecil Benzeno Sulfonato de Sódio Ramificado), que não é biodegradável. Na indústria, o LAS é freqüentemente empregado como princípio ativo na fabricação de detergentes sintéticos e sabões em pó, pois, apesar de ser mais tóxico do que o ABS (Abel, 1974), permanece por menos tempo na natureza.

Muitos estudos vêm utilizando respostas comportamentais para identificar problemas toxicológicos, inclusive

a níveis subletais, causados por agentes poluidores tais como: mercúrio (Grippe e Heath, 2003), alumínio (Cleveland, et al. 1986), metais pesados (Drummond, et al. 1973), organofosforados (Bull e McInerney. 1974), dioxinas (Mehrlé, et al. 1988), hidrocarbonetos (Woodward, et al 1987), herbicidas (Sarıkaya e Mehmet, 2003) e detergentes (Barbieri et al., 1998, 2000). As taxas metabólicas são também freqüentemente utilizadas para avaliar a toxicidade de poluentes como, por exemplo, petróleo (Kloth e Wohlschlag, 1972), metais pesados (Hughes, 1976; Hodson, 1988), detergentes (Maki, 1979 a e b; Barbieri et al., 1998, 2002).

Neste trabalho utilizamos o comportamento como: a capacidade de natação, consumo de oxigênio, freqüência de batimentos operculares, freqüência de batimento das nadadeiras peitoral, caudal e dorsal da tainha (*Mugil platanus*), e um comportamento que chamamos de tosse para avaliar a toxicidade do tensoativo LAS-C12 (Dodecil Benzeno Sulfonato de Sódio Linear) devido a grande importância que esta substância têm como agente poluidor de corpos hídrico e aos efeitos que provocam sobre os processos vitais dos organismos.

MATERIAL E MÉTODOS

Preparo da solução

O reagente LAS utilizado foi o de cadeia de 12 carbonos (LAS-C12), dissolvido em água destilada imediatamente antes do uso, para evitar degradação da substância, em solução estoque de 100mg/100ml. Uma quantidade determinada dessa solução foi introduzida no aquário, por meio de uma pipeta, de maneira a se obter a concentração final desejada.

Aclimação

Foram utilizados como materiais espécimes de tainhas (*Mugil platanus*), criados em laboratório. Quatrocentos e vinte peixes foram mantidos em 7 aquários circulares de 500 litros (com 60 peixes em cada) Os aquários foram mantidos com aeração constante, na salinidade de 35, sendo a água totalmente trocada a cada dois dias. Os animais foram deixados em repouso por 5 dias antes de serem empregados nos experimentos, para evitar o estresse decorrente do manuseio.

Após a aclimação os peixes foram separados em 28 grupos com 15 exemplares cada, mantidos em aquários de 100 litros. Sete grupos foram utilizados como controle (mantido em água pura), para os experimentos de respirometria e de comportamento. Para cada concentração empregada (1,0; 2,5 e 5,0 mg.L⁻¹) foram utilizados sete grupos com 15 peixes cada e em temperatura constante de 25°C. Cada peixe foi submetido as três concentrações de LAS por um período de 60 minutos para a contagem dos batimentos das nadadeiras e de até 92 minutos para o tempo de natação até o cansaço

Procurou-se utilizar indivíduos de tamanho e peso semelhantes sendo que os do controle tinham em média 5,2 cm ($\pm 0,52$) e 4,5g ($\pm 1,0$); os da concentração de 1, 2,5 e 5,0 mg.L⁻¹ tinham em média 5,1 cm ($\pm 0,8$) e 4,6g ($\pm 0,7$); 5,0 cm ($\pm 0,3$) e 4,6g ($\pm 0,60$); 5,2 cm ($\pm 0,70$) e 4,30g ($\pm 0,90$), respectivamente.

Respirometria e natação.

Para quantificar o consumo de oxigênio e a capacidade de natação dos peixes foi utilizado um respirômetro ativo desenvolvido por Brett (1964), modificado para ser utilizado com indivíduos de tamanho pequeno (figura 1). O respirômetro consiste de uma câmara respiratória (câmara de natação) colocada dentro de uma caixa com água, para auxiliar na manutenção da temperatura. Utilizou-se uma bomba com rotação controlável por meio de um Variac, para criar uma corrente de água no interior da câmara na velocidade igual a da corrente gerada. A velocidade da corrente foi mensurada através de um medidor de fluxo tipo Venturi. Para evitar turbulência e delimitar o espaço de natação, laminadores de fluxo foram instalados nas duas extremidades da câmara respiratória (figura 1). O volume total do respirômetro era de 1,2 litros.



FIGURA 1 – Respirômetro ativo construído em nosso laboratório baseado no descrito por Brett (1964).

Um peixe por vez foi colocado no respirômetro para um período de adaptação de 90 minutos em água pura, com velocidade do fluxo da água de 2,86 cm/seg. Depois deste período, o respirômetro preenchido com água sem poluente foi fechado e a velocidade foi aumentada até 15 cm/seg ($\pm 0,58$), sendo o peixe obrigado a nadar nesta velocidade até o cansaço. Considerou-se cansaço quando o animal não mais conseguiu manter sua velocidade em relação ao fluxo da água, sendo arrastado pela corrente até a extremidade de saída do respirômetro, permanecendo nessa posição por mais de um minuto. Foram medidas nos inícios e nos finais dos experimentos, as concentrações de oxigênio dissolvido no respirômetro, e, a cada 5 minutos, a velocidade do fluxo. A concentração de oxigênio dissolvido foi determinada através do método de Winkler. O consumo do oxigênio em cada experimento foi calculado pela diferença das concentrações final e inicial. Nos experimentos, a concentração de oxigênio no respirômetro nunca declinou a níveis abaixo de 70% em relação à inicial a fim de evitar os efeitos de depleção de oxigênio nos resultados.

Comportamento

Para medir a frequência dos batimentos operculares e das nadadeiras peitorais, dorsal e caudal, após uma hora de exposição foram realizadas filmagens por 5 minutos, dos indivíduos controle e dos submetidos as diferentes concentrações de LAS-C12, após uma hora de exposição. Posteriormente, no vídeo em câmara lenta contou-se os batimentos operculares e das nadadeiras, utilizando um contador. Para as filmagens colocou-se um peixe por aquários com volume de 10 litros e aclimatados durante 24 horas, com aeração constante. Após um dia de adaptação, uma quantidade determinada de LAS-C12 foi introduzida, por meio de uma pipeta, de maneira a se obter a concentração final desejada. Após uma hora de exposição ao contaminante os peixes foram filmados individualmente por 5 minutos. Já o comportamento que chamamos de tosse, não foi necessário filmar, sendo possível contar a frequência diretamente observando o peixe no aquário.

Os valores médios de tempo de natação até o cansaço, metabolismo e das frequências de batimentos das nadadeiras peitoral, caudal, dorsal e batimento opercular e frequência de tosse, em diferentes concentrações, foram submetidos à análise de variância (ANOVA) seguida do teste de Tukey com nível de significância de 0,05. (Zar, 1984).

RESULTADOS

As variações médias do consumo de oxigênio, do tempo até o cansaço e das frequências de batimento do opérculo e das nadadeiras (caudal, peitoral e dorsal), juntamente com a frequência de tosse, para cada grupo, em função da concentração de LAS estão sumarizadas na tabela 1.

TABELA 1 – Médias com os respectivos desvios padrões do consumo específico de oxigênio ($\text{mlO}_2/\text{Kg/L}$), tempo de natação até o cansaço (em min) de tainhas nadando na velocidade de 15 cm/seg e frequência dos batimentos dos opérculos (em min), frequência dos batimentos da nadadeira peitoral (em min), frequência dos batimentos da nadadeira caudal (em min), frequência dos batimentos da nadadeira dorsal (em min) e frequência de tosse (em min) em diferentes concentrações de LAS-C12. Para cada concentração foram utilizados 15 indivíduos. Os asteriscos sinalizam os valores que foram significativamente diferentes em relação ao controle.

Concentração de LAS	0 (mg. L^{-1})	1 (mg. L^{-1})	2,5 (mg. L^{-1})	5(mg. L^{-1})
Consumo específico de oxigênio ($\text{mgO}_2/\text{Kg/min}$)	2,6 ($\pm 0,17$)	2,8 ($\pm 0,14$)	3,6 ($\pm 0,19$)*	4,8 ($\pm 0,12$)*
Tempo de natação até o cansaço (em min.)	103 ($\pm 5,4$)	92 ($\pm 8,60$)	73 ($\pm 7,0$)*	22 ($\pm 4,63$)*
Frequência dos batimentos operculares (em min)	150,6 ($\pm 9,8$)	191,4 ($\pm 2,53$)*	206,6 ($\pm 1,24$)*	223 ($\pm 1,92$)*
Frequência dos batimentos da nadadeira peitoral (em min)	169,9 ($\pm 6,1$)	206,2 ($\pm 9,42$)*	244,9 ($\pm 10,42$)*	355 ($\pm 24,8$)*
Frequência dos batimentos da nadadeira caudal (em min)	156,9 ($\pm 10,9$)	187,4 ($\pm 6,8$)*	210,8 ($\pm 3,7$)*	213,9 ($\pm 3,5$)*
Frequência dos batimentos da nadadeira dorsal (em min)	121,2 ($\pm 10,7$)	175,1 ($\pm 10,7$)*	178,9 ($\pm 6,9$)*	189 ($\pm 6,7$)*
Frequência de tosse	0,0	0,13 ($\pm 0,13$)	9,26 ($\pm 1,45$)*	19,2 ($\pm 1,2$)*

Pode-se notar que peixes expostos à concentrações crescentes de LAS, apresentaram tendência a um aumento no metabolismo específico, em relação ao controle. Esses aumentos foram estatisticamente significativos para as concentrações de 2,5 e 5,0 mg.L^{-1} . O consumo de oxigênio foi de 40,4% e 85,4% maior do que o do controle, respectivamente.

Por sua vez, o tempo de natação até o cansaço dos peixes sofreu uma queda progressiva com o aumento da concentração do poluente empregado (tabela 1). Pode-se verificar que, no controle, os peixes levaram em média 103 minutos para ficarem cansados, na velocidade de natação experimental utilizada de 15 cm/seg. Comparando-se este resultado com as concentrações utilizadas, verificou-se um efeito pronunciado a partir da concentração de 2,5 mg.L^{-1} de LAS. Nesta concentração o tempo de natação até o cansaço diminuiu para 73 minutos. Já para a concentração de 5,0 mg.L^{-1} , a média de tempo até o cansaço diminuiu para 22 minutos, representando uma diminuição de 78,64% da resistência do peixe (tabela 1).

Em relação a frequência do batimento do opérculo houve diferença estatística a partir de 1,0 mg.L^{-1} (tabela 1), sendo que a 5,0 mg.L^{-1} o aumento do batimento foi de 48,0% em relação ao controle (tabela 1). As frequências dos batimentos das nadadeiras peitoral e dorsal seguiram o mesmo padrão anterior, apresentando diferença estatística em relação ao controle a partir de 1,0 mg.L^{-1} . E chegando a um aumento de 108,9 % e 56 % quando expostas a 5,0 mg.L^{-1} , respectivamente. (tabela 1). Já a frequência do batimento da nadadeira caudal das tainhas, também apresentou uma tendência de aumento, sendo porém significativamente maior a partir da concentração de 2,5 mg.L^{-1} . A 5,0 mg.L^{-1} houve um aumento de 36,3% em relação ao controle, tabela 1. Para a frequência do batimento da nadadeira dorsal, houve um pronunciado aumento a partir da concentração de 1,0 mg.L^{-1} (tabela1), apresentando nesta concentração diferença estatística em relação ao controle. Comparando-se ao controle, tainhas expostas a 1,0 mg.L^{-1} apresentaram um aumento da frequência do batimento da nadadeira dorsal de 44,49%. Já para 2,5 mg.L^{-1} o aumento foi de 47,57% e para 5,0 mg.L^{-1} foi de 55,99 % respectivamente (tabela 1).

Para o comportamento que chamamos de tosse, o teste apresentou diferença estatística a partir de 2,5 mg.L^{-1} em relação ao controle (Tabela 1). Este comportamento não foi identificado no controle.

DISCUSSÃO

Os resultados obtidos neste trabalho demonstraram claramente que à medida que a concentração do LAS aumentou, o tempo de natação até o cansaço de tainhas foi reduzido, enquanto que o consumo de oxigênio e as frequências de batimento opercular, das nadadeiras e tosse elevou-se (Tabela 1). Os animais apresentaram

alterações significativas das médias após serem submetidos a concentrações entre 1,0 e 2,5 mg.L⁻¹ (Tabela 1). Os efeitos das constatações utilizadas são bastante preocupantes uma vez que concentrações de tensoativos aniônicos superiores a 9,0 mg. L⁻¹ foram encontradas em trabalhos realizados na costa brasileira (CETESB, 1978; Silveira *et al.*, 1982; Aidar *et al.*, 1997).

Rand (1984) catalogou uma série de comportamentos de peixes que são utilizados como indicadores de toxicidade. Dentre estes, a atividade de natação é considerada como um bom indicador de poluição, inclusive por substâncias presentes a níveis subletais. O tempo de natação até o cansaço e o consumo de oxigênio, as freqüências do batimento opercular, da nadadeira dorsal, caudal e peitoral, bem como a tosse, demonstram-se adequados para estudar efeitos agudos de toxinas no meio ambiente, uma vez que fornecem respostas rápidas e facilmente mensuráveis em diferentes espécies de peixes nadadores (Little e Finger, 1990). A atividade de natação é normalmente afetada por toxinas antes que ocorra a morte do organismo. Little *et al.* (1985), em estudos com trutas, verificaram que a capacidade de natação, de alimentação e o comportamento de escapar de predadores foram reduzidas pelas exposições subletais aos organofosforados Paration e Malation. Também em trutas, a atividade de natação foi significativamente reduzida após 96 horas de exposição a uma concentração de 5,0 mg.L⁻¹ do herbicida DEF (Little *et al.*, 1989). Estudos realizados por Wicks *et al.* (2002) demonstram os efeitos do aumento da concentração de Amônia sobre a capacidade de natação da truta arco íris. No presente trabalho desde a menor concentração utilizada (1,0 mg.L⁻¹) até a maior de LAS-C12 (5,0 mg.L⁻¹), em experimentos que duram uma hora, houve alterações significativas no tempo de natação até o cansaço e nos batimentos das nadadeiras e opercular. Na concentração de 5,0 mg.L⁻¹ a diminuição da capacidade de natação das tainhas foi bastante acentuada, fazendo com que o cansaço ocorresse até 4,83 vezes mais rapidamente do que no controle.

Barbieri *et al.* (2000) demonstraram que a capacidade de natação de carpas fornece rápida indicação da toxicidade, pois estudando os efeitos do LAS-C12 sobre o comportamento de natação e o metabolismo de *Cyprinus carpio*, constataram que a capacidade de natação diminuía a medida que aumentava a concentração do LAS-C12. Estudos com LAS indicaram a redução da capacidade de natação em trutas arco-íris expostas a 0,2 mg.L⁻¹ (Saboreau e Lesel, 1977; Hofer, *et al.*, 1995). Entretanto em várias espécies a capacidade de natação foi afetada em concentrações que ficaram entre 0,6 a 4,7 mg.L⁻¹ (Swedmark *et al.*, 1971, Barbieri *et al.*, 1998, 2000 e 2002).

Diversos estudos têm descrito e quantificado os efeitos de diferentes concentrações de detergentes sobre vários processos fisiológicos de peixes expostos desde alguns minutos até diversos dias. Efeitos marcantes foram observados nos órgãos olfativos, na respiração e na fisiologia das brânquias em peixes expostos a uma concentração de 0,1 mg. L⁻¹ de surfactantes (Lewis, 1991). Alterações na morfologia de brânquias e da epiderme da pele foram evidenciadas em concentrações de alquilbenzenosulfonato linear tão pequenas quanto 0,005 e 0,015 mg. L⁻¹, após 30 dias de exposição (Misra *et al.*, 1985). Mudanças na vasodilatação das brânquias de salmão foi notada numa concentração de 0,6 mg. L⁻¹ (Bolis e Rankin, 1978, 1980). A taxa respirométrica de *Lepomis macrochirus* foi alterada quando a concentração de vários tipos de LAS passou de 0,39 mg. L⁻¹ para 2,20 mg. L⁻¹ (Maki, 1979b). Os resultados obtidos neste trabalho indicaram que a taxa metabólica de tainhas aumenta. Este aumento significativo no consumo de oxigênio deve ter, provavelmente, como um de seus fatores, problemas causados por alterações do metabolismo dos tecidos, inclusive dos respiratórios, e também devido ao aumento da freqüência dos batimentos operculares e das nadadeiras, além da tosse. A esse aumento inicial do consumo de oxigênio normalmente segue, em exposições mais prolongadas ou a concentrações mais fortes, uma redução das taxas respiratórias (Barbieri *et al.*, 2001). Alguns estudos dos efeitos patológicos causados por exposição crônicas a detergentes sintéticos evidenciaram a destruição gradativa dos filamentos brânquias, levando à morte por asfixia (Schmid e Mam, 1961; Lemke e Mount, 1963; Brown *et al.*, 1968; Abel, 1976; Abel e Skidmore, 1975; Umezawa *et al.*, 1979; Misra *et al.* 1985; Zaccone *et al.*, 1985 a e b), como o ocorrido com carpas expostas a 5,0 mg.L⁻¹ de LAS-C12 por cerca de 72 horas ou a 10 mg.L⁻¹ por apenas 1 hora (Barbieri *et al.* 2000).

Os efeitos de substâncias tóxicas no organismo são, de forma geral, extremamente complexos. Mathur *et al.* (1990) evidenciaram o efeito do LAS ao nível de enzimas do fígado e brânquias de *Channa punctatus*,

demonstrando uma inibição da Mg^{++} ATPase e da glucose-6-fosfato. Mittal e Garg (1994) estudaram o efeito do LAS em *Clarias batrachus*, encontrando uma degeneração das “clubcells”, ou células de alarme após 8 horas de exposição a 12 mg. L⁻¹ de LAS. As células de alarme são responsáveis pela produção de substâncias que desencadeiam comportamentos de proteção em peixes, em resposta a agentes ambientais estressantes. Registros da toxicidade crônica do LAS sobre *Poecilia reticulata*, têm mostrado que os problemas começam a surgir quando a concentração ultrapassa 0,1 mg.L⁻¹. (Macek e Sleight, 1977; Holman e Macek, 1980), e outras espécies de peixes estudadas (Mckim *et al.*, 1975; Vailati *et al.*, 1975; Canton e Slooff, 1982; Chattopadhyay e Konar, 1986).

A toxicidade do LAS também varia de acordo com o tamanho de sua cadeia de carbono (Maki, 1979a; Kimerle e Swisher, 1977; Macek e Sleight, 1977, Barbieri *et al.* 2002). Holman e Macek (1980), por exemplo, registraram valores entre 0,24 mg. L⁻¹ e 8,4 mg. L⁻¹ para diversos tipos de LAS, afetando o ciclo de vida de *Poecilia reticulata*. Nos casos do LAS-C13 e LAS-C11,8 foi demonstrada toxicidade para *Poecilia reticulata* numa concentração de 0,15 mg. L⁻¹ e 0,90 mg. L⁻¹, respectivamente (Maki, 1979a). Macek e Sleight (1977) demonstraram efeitos tóxicos do LAS-C14, sobre peixes pequenos em concentrações entre 0,05 e 0,10 mg. L⁻¹, enquanto que os do LAS-C10 manifestavam-se entre 14,0 e 28 mg. L⁻¹. Para tainhas expostas, neste trabalho à concentração de 1,0 mg. L⁻¹ de LAS-C12, a toxicidade foi evidenciada principalmente por causa o aumento da frequência dos batimento opercular e das nadadeiras.

Muitos autores vêm estudando as maneiras pelas quais os tensoativos agem sobre organismos aquáticos (Swedmark *et al.*, 1971; Abel, 1974; Lönning e Hangström, 1975; Vouk *et al.*, 1983; Maurin, 1984; Malagrino *et al.*, 1987; Augier, 1991; Lewis, 1992; Huang e Wang, 1994; Wang e Huang, 1995; Mastroti, 1997). Dentre seus efeitos, um dos mais notáveis é o aumento da permeabilidade da membrana celular. Segundo Lewis (1990), esse fenômeno é ocasionado pela ligação de moléculas de surfactante às proteínas constituintes das paredes celulares ou pela denaturação das mesmas, podendo culminar com a lise das células. Esse processo pode facilitar a entrada de outras substâncias, aumentando a vulnerabilidade do organismo. A danificação do epitélio branquial por surfactantes interfere na osmorregulação, no equilíbrio ácido-base e nas trocas gasosas, podendo levar o peixe a morrer por asfixia (Perry e Laurent, 1993; Hofer *et al.*, 1995; Ribelles, *et al.*, 1995, Manning *et al.*, 1998).

Koskova e Kozlovskaya (1979) constataram efeitos tóxicos de surfactantes aniônicos para carpas jovens em concentrações que variavam entre 0,04 e 0,09 mg/l. Os mesmos autores estudando dois tipos de detergentes, o “Deterlon e Marlon”, em concentrações que variaram de 1,0 a 50 mg/l, durante 15 dias de exposição, encontraram efeito tóxico sobre trutas-arco-íris e carpas jovens, que pesavam respectivamente entre, 3,3g e 23,5g. A concentração crítica foi de 2,0 a 6,0 mg/l, sendo que as trutas com um ano de idade não conseguiram viver mais de 96 horas de exposição em 5,0 mg/l do surfactante. Malagrino *et al.* (1986) estudando *Poecilia vivipara* também demonstraram a letalidade do detergente “ODD” entre 0,56 mg/l a 0.75 mg/l. No estudo realizado por Barbieri *et al.* (1998) em carpas (*Cyprinus carpio*) expostas ao DSS, foi constatado aumento do consumo de oxigênio e diminuição da capacidade de natação a medida que a concentração deste dispersante foi aumentada.

A vulnerabilidade do organismo em relação ao tensoativo, está relacionada também com a composição química e espessura da membrana celular. De maneira geral, quanto maior a espessura da membrana celular, menos vulnerável ao tensoativo o organismo vai ser (Lewis, 1990.).

Os efeitos de substâncias tóxicas no organismo são, de forma geral, extremamente complexos. Mathur *et al.* (1990) evidenciaram o efeito do LAS em enzimas do fígado e brânquias de *Channa punctatus*, demonstrando uma inibição da Mg^{++} ATPase e da glucose-6-fosfatase. Mittal e Garg (1994) estudaram o efeito do LAS em *Clarias batrachus*, encontrando uma degeneração das “clubcells”, ou células de alarme, após 8 horas de exposição a 12 ppm de LAS. As células de alarme são responsáveis pela produção de substâncias que desencadeiam comportamentos de proteção em peixes, em resposta a agentes ambientais estressantes. Registros da toxicidade crônica do LAS sobre peixes tem mostrado que os problemas começam a surgir quando a concentração ultrapassa 0,1 ppm, para *Poecilia reticulata* (Macek e Sleight, 1977; Holman e Macek, 1980), e também para outras espécies de peixes estudadas (Canton e Slooff, 1982; Chattopadhyay e Konar, 1986).

Alguns estudos desenvolvidos com outras espécies de peixes expostas a diferentes agentes tóxicos demonstraram aumento da taxa ventilatória das brânquias, verificável através da intensificação dos movimentos operculares (Maki, 1979b). Seria de se esperar que, nesses casos, tenha havido concomitante aumento no consumo de oxigênio, o que nem sempre ocorre dependendo do grau de danos das brânquias (Hughes, 1976). De modo geral, a ação de diversos componentes tóxicos tais como metais pesados, cloro e compostos orgânicos lipofílicos rompem o tegumento das brânquias dos peixes causando um escoamento pelas membranas, aumentando o custo osmorregulatório (Katz e Cohen, 1976 apud Smith e Hargreaves, 1984).

Alterações no comportamento de natação e nos batimentos das nadadeiras têm reflexo sobre diversas atividades do organismo tais como: migração, predação ou sucesso na fuga dos predadores, com sérias conseqüências ecológicas (Reidy *et al.*, 1995). Além disso, a diminuição do tempo de natação até o cansaço dificulta as chances de encontrar a presa pela redução da área de busca (Laurence, 1972, Barbieri *et al.* 2000). Esse fato acarreta prejuízo da eficiência alimentar com o concomitante decréscimo na quantidade de energia disponível para o crescimento (Little e Finger, 1990, Wicks *et al.* 2002).

Os dados obtidos neste trabalho, demonstram que a quantificação dos efeitos de detergentes sobre a capacidade de natação de peixes, freqüência de batimentos das nadadeiras e dos opérculos, e suas taxas metabólicas podem ser um caminho bastante seguro, prático e eficiente para monitorizar a qualidade ambiental antes que efeitos deletérios profundos ocorram. Entretanto experimentos contemplando maiores tempos de exposição a concentrações mais reduzidas devem ser realizados em trabalhos futuros.

AGRADECIMENTOS

Agradeço a Dra. Sônia Lopes Rezende de Melo e ao Prof. Dr. Denis M. Abessa da UNESP pelas sugestões que enriqueceram o manuscrito e a FINEP pelo financiamento para a montagem do laboratório de ecotoxicologia da UFS.

REFERÊNCIAS

- Abel, P.D. 1974. Toxicity of synthetic detergent to fish and aquatic invertebrates. *J. Fish. Biol.*, 6: 279-298
- Abel, P.D. e J. F. Skidmore. 1975. Toxic effects of an anionic detergent on the gills of rainbow trout. *Wat. Res.* 9: 759-765.
- Abel, P.D. 1976. Toxic action of several lethal concentrations of an anionic detergent on the gills of the brown trout (*Salmo trutta*). *J. Fish. Biol.* 9, 441-446.
- Aidar, E.; T. C. S. Sigaud-Kutner; L. Nishihara; K. P. Schinke; M. C. C. Braga; R. E. Farah & M. B. B. Kutner. 1997. Marine phytoplankton assays: effects of detergents. *Mar. Environ. Res.* 41 (4): 1-14.
- APHA. 1985. Standard Methods of the examination of water and Waster. 16 th ed., New York. American Public Health Association.
- Augier, H. 1991. Impact des détergents sur l'environnement marin. *Revue int. Océanogr. Med.* 101/104: 236-243.
- Barbieri, E., V. N. Phan & V. Gomes. 1998. Efeito do DSS, dodecil sulfonato de sódio, no metabolismo e na capacidade de natação de *Cyprinus carpio*. *Rev. Brasil. Biol.* 58 (2): 263-271.
- Barbieri, E., V.N. Phan, e Gomes. 2000. Efeito do LAS-C12, Dodecil Benzeno Sulfonato de Sódio Linear, na Taxa Metabólica e na Capacidade de Natação de *Cyprinus carpio*. *Ecotox. Environ. Rest.* 3(2): 69-75.
- Barbieri, E., Serralheiro, P. A C. e Rocha, I. O. 2001. Alteration of *Centropomus paralelus* exposed to LAS-C12 (Dodezil benzene sodium sulfonate). *Cadernos.* 7 (2): 56-66.
- Barbieri, E., I. R. Oliveira e P. C. S. Serralheiro. 2002. The use of metabolism to evaluate the toxicity of dodecil benzen sodium sulfonate (LAS-C12) on the Mugil platanus (mullet) according to the temperature and salinity. *J. E. Mar. Biol. Ecol.* 277: 109-127.
- Bolis, L e J.L. Rankin. 1978, Vascular Effects of Acetylcholine, Catecholamines and Detergents on isolated perfused gills of pink salmon. *Oncorhynchus gorbascha*, Coho Salmon, O Kisutch an Chum Salmon, O. Keta. *J.Fish. Biol.* 13, 543-547.
- Bolis, L e J.C. Rankin. 1980. Interaction between vascular action of detergent and catecholamines in perfused gills of European, *Anguilla anguilla* and Brown trout, *Salmo trutta*. *J.Fish. Biol.* 16, 61-73
- Brett, J.R. 1964. The respiratory metabolism and swimming performance of young sockeye salmon. *J.Fish. Res. Can.*, 21: 1183-1226
- Bromage, N.R. e A. Fuchs. 1976. A histopathological study of the response of the internal cells of the gold fish (*Carassius auratus*) to treatment with sodium lauryl sulphate. *J.Fish. Biol.* 2: 529-535.
- Brown, V.M., V.V. Mitrovic e G.T.C. Stark. 1968. Effects of chronic exposure to zinc on toxicity of a mixture of detergent and zinc. *Wat. Res.* 2: 25
- Bull, C. J. e J. E. Mclerney. 1974. Behavior of juvenile coho salmon (*Oncorhynchus kisutch*) exposed to sumithion (fenitrothion), an organosphosphate insecticide. *J. Fish. Res. Board Can.* 31: 1867-1872.
- Canton, J. H. e W. Slooff. 1982. Substitutes for phosphate containing washing products: Their toxicity and biodegradability in the aquatic environment. *Chemosphere.* 11: 891-907.
- CETESB. 1978. Poluição das águas no Estuário e Bahia de Santos. São Paulo, CETESB. 2 vols.
- Chatopadhyay, D. N. e S. K. Konar. 1986. Acute and chronic effects of linear alkylbenzene sulfonate on fish, plankton and worm. *Envir. Ecol.* 3: 258-262.
- Cleveland, L., E.E. Little, S.J. Hamilton, D.R. Buckler e J.B. Hunn. 1986. Interactive toxicity of aluminum and cadcky to early life stages of brook

- trout. *Trans. Am. Fish. Soc.* 115: 610-620.
- Drummond, R.A., W.A. Spoor e F.F. Olson. 1973. Some Short-term indicators of sublethal effects of copper on brook trout, *Salvelinus fontinalis*. *J. Fish. Res. Board Can.* 30: 698-701.
- Grippio, M. A. & A.G. Heath. 2003. Heath The effect of mercury on the feeding behavior of fathead minnows (*Pimephales promelas*). *Ecotox. Environ. Safy.* 55(2): 187-198
- Hodson, P.V. 1988. The effect of metal metabolism on uptake, desposition and toxicity in fish, vol.11, pp 3-18. In K.C Malins and A.Jesen (eds), *Aquatic Toxicology. Toxic Chemicals and Aquatic Life: Research and management*. Elsevier Science Publishers B.V., Amsterdam.
- Hofer, R.; Z. Jeney e F. Bucher. 1995. Chronic effects of linear alkybenzene sulfonate (LAS) and ammonia on rainbow-trout (*Oncorhynchus mykiss*) fry. *Water Criteria Limits.* 29 (12): 2725-2729.
- Holman, W.F. e K.J. Macek. 1980. An Aquatic safety assessment of linear alkybenzene fulfonate (LAS): Chronic effects on fathead minnows. *Trans. Am. Fish Soc.* 109: 122-130.
- Huang, B. Q. e D. Y. Wang. 1994. Effects of linear alkybenzene sulfonate (LAS) on the respiratory functions of tigerperch (*Terapon-jurbua*). *Zoological Studies* 33 (3): 205-210.
- Hughes, G. M. 1976. Polluted fish respiratory physiology. In A. P. M. LockWood (ed.), *Effects of pollutants on aquatic organisms. Society for Experimental Seminar Series (2nd ed)*. Cambridge Univ. Press, Cambridge. pp. 163-183.
- Kimerle, R.A e R.D. Swisher. 1977. Reduction of aquatic toxicity of linear alkybenzene sulfonate (LAS) by biodegradation. *Wat. Res.* 2: 31-37.
- Kloth, T.C. e D.E. Wohlschlag. 1972. Size-Related Metabolic Responses of the pinfish, *Lagodon Rhomboides*, to Salinity Variations and Sublethal Petrochemical Pollution. *Marine Science.* 16: 125-137.
- Koskova, L. A. & V. I. Kozlovskaya. 1979. Toxicity of synthetic surfactants and detergents to aquatic animals. *Hidrobiological journal* 5 (1): 67-73
- Katz, B. M. & G. M. Cohen. 1976. Toxicities of "excessively" chlorinated organic compounds. *Bull. Contam. Toxicol.* 15: 644-650.
- Lal, H., V. Misra, P.N. Viswanathan e C.R. Krishnamurti. 1983. Comparative Studies on Ecotoxicology. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 21: 109-115.
- Lal, H., V. Misra, P.N. Viswanathan e C.R. Krishna. 1984. Effects of Synthetic Detergents on some of the behavioural patterns of fish Fingerling (*Cirrhina mrigala*) and its realtions to Ecotoxicology. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 32: 109-115.
- Laurence, G.C. 1972. Comparative swimming abilities of fed and starved larval largemouth bass (*Micropterus salmoides*). *J. Fish Biol.* 4: 73-78.
- Lemke, A. E. e D.I. Mount. 1963. Some effects of alkybenzene sulphonate on the blue gill, *Lepomis macrochirus*. *Trans. Amer. Fish. Soc.* 92: 373-378.
- Lewis, M. A. 1990. Chonic toxicities of surfactants and detergent builders to algae: a review and risk assessment. *Ecotox. Environ. Saf.* 20: 123-140.
- Lewis, M.A. 1991. Chronic and sublethal toxicities of surfactants to aquatic animals: a review and risk assessment. *Wat. Res.* 25(1): 101-113.
- Lewis, M. A. 1992. Review paper: the effects of mixtures and other environmental modifying factors on the toxicities of surfactantes to freshwater and marine life. *Wat. Res.* 26 (8): 1013-1023.
- Little, E.E., B.A. Flerov. e N.N. Ruzhinskaya. 1985. Behavioral approaches in Aquatic Toxicity: A review. In Mehrle P.M., Jr., R.H. Fray and R.L. Kendall, eds., *Toxic substances in the Aquatic Environment: An International Aspect*. American Fisheries Society, Water Quality Section, Bethesda, M D, pp.72-98.
- Little, E. E.; R. D. Archeski; B. A. Flerox e V. I. Kozlovskaya. 1989. Behavioral indicators of sublethal toxicity in rainbow trout. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 12: 43 -56.
- Little, E.E e S.E. Finger. 1990. Swimming behavior as an indicator of sublethal toxicity in fish. *Environmen. Toxicol. and Chemistry.* 9:13-19.
- Lönning, S. & B. E. Hangström. 1975. The effects of oil dispersants on the cell in fertilization and development. *Norw. J. Zool.* 23: 131-134.
- Macek, K.J. e B.H. Sleight. 1977. Utility of toxicity tests with embryos and fish in evaluating hazard associated with the chronic of chemical to fishes. In *Aquatic Toxicity and Hazard Evaluation* (Edited by Mayer F.L and Hamelink J.L.), pp. 137-146. ASTM STP 634, American Society for testing and Materials, Philadelphia.
- Maki, A.W. 1979a. Correlation between Daphnia magna and Fathead minnow (*Pimephales promelas*) chronic Toxicity values for several classes of test substances. *J. Fish. Res. Bd Can.* 36: 411-421.
- Maki, A.W. 1979b. Respiratory activity of fish as a predictor of chronic fish toxicity values for surfactants, Special Technical Publ. 667, ASTM, Philadelphia pp. 77-95.
- Malagrino, W.; N. Pereira e A. A. Rocha. 1986. Estudos preliminares da ação tóxica de um detergente biodegradável sobre *Poecilia vivipara* (Bloch e Schneider). *Engenharia Sanitária*, RJ. 25 (3): 358-360.
- Malagrino, W.; N. Pereira e A. A. Rocha. 1987. Avaliação dos níveis tóxicos de alguns surfactants em moluscos da região de Ubatuba. *Ambiente.* 1(2): 99-101.
- Manning-Hall, T. J.; G.H. Holland; G. Rennie, P. Revell; J. Hines; M. D. Barrat e D. Baskrteer. 1998. Skin irritation potential of mixed surfactant systems. *Food and Chemical Toxicol.* 20: 233-238.
- Mastroti, R. R. 1997. Toxicidade e biodegradabilidade de tensoativos aniônicos em água do mar. Dissertação de mestrado. Dpto. Oceano. Biol. Inst. Oceanogra. Universidade de São Paulo.
- Mathur, A.K., B.N. Gupta, C. Agarwal, S. Arora e A. Singh. 1990. Effects of linear Alkybenzene sulphonate on fish: An in vivo Study. *Pol. Arch. Hydrobiol.* 37: 413-418.
- Maurin, C. 1984. Accidental oil spills: biological and ecological consequences of accidents in french waters on commercially exploitable living marine resouces. In: Sheehan, P. J. (Ed.): *Effects of pollutants at the ecosystem level*. New York, *John Wiley and Sons*. p. 311-363.
- McKim, J.M., J.W. Arthur e T.W. Thorslund. 1975. Toxicity of a linear alkylatesulfonate detergent to larvae of four species of freshwater fish. *Bull. Envir. Contam. Toxic.* 14: 1-7.
- Mehrle, P.M., D.R. Buckner, E.E. Little, L.M. Smith, J.D. Petty, P.H. Peterman, D.L. Stalling, G.M. Degraeve, J.J. Coyle e J. Adams. 1988. Toxicity and bioconcentration of 2, 3, 7, 8-Tetrachlorodibenzodioxin and 2, 3, 7, 8 -Tetrachlorodibenzofuran in rainbow trout. *Environ. Toxicol. Chem.* 7: 47-62.
- Misra, V., H. Lal, G. Chawla, e P.N. Viswanathan. 1985. Pathomorphological changes in gills of fish fingerling (*Cirrhina mrigala*) by linear alkybenzene sulfonate. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 10: 302-308.
- Mittal, A.K. e T.K. Garg. 1994. Effect of an anionic detergent - sodium dodecyl sulphate - exposure on club cells in the epidermis of *Clarias batrachus*. *Jour. Fish. Bio.* 44, 857-875.
- Perry, S. F. e P. Laurent. 1993. Environment effects on fish gill structure and function. In: *Fish Ecophysiology* (Edited by Rankin, J. C e Jensen, F. B.), pp. 231-264. Chapman & Hall. London.
- Peterson, R. H. 1974. Influence of fenitrothion on swimming velocities of brook trout (*Salvelinus fontinalis*). *J. Fish. Res. Bd Can.* 31: 1757-1762.
- Rand, G.M. 1984. The Use of Behavioral Measurements to assess Toxicant induced stress in Marine organisms. In G. Persoone, E. Jaspers and C.Claus, eds., *Ecotoxicological testing far Marine environment*, vol.2 Institute for Marine Scientific Research, Bredene, Belgium, pp. 431-456.
- Reidy, S. P.; J. A. Nelson; Y. Tang e S. R. Kerr. 1995. Post-exercise metabolic rate in Atlantic cod and its dependence upon the method of exhaustion. *J. Fish Biol.* 47: 377-386.
- Ribelles, A.; C. Carrasco e M. Rosety. 1995. Morphological and histochemical-changes caused by sodium dodecil-sulfate in the *Sparus aurata*, L. *European Journal of Histochemistry.* 39: (2) 141-148.

- Saboreau, J. L. e R. Lesel. 1977. Toxicite de substances a des doeses sublethales chez le poisson. II. Toxicite de detergents anioniqueet catinique chez la truite arc-en-ciel (*Salmo gairdneri*). *Trib. Cebedeau*. 30: 271-276.
- Sarikaya, R. e Y. Mehmet. 2003. Investigation of acute toxicity and the effect of 2,4-D (2,4-dichlorophenoxyacetic acid) herbicide on the behavior of the common carp (*Cyprinus carpio* L., 1758; Pisces, Cyprinidae). *Chemosphere*. 52(1): 1195-201.
- Schmid, O.J. e H. Mann. 1961. Action of a detergent (dodecylbenzene sulfonate) on the gills of the trout. *Nature* (London) 192, 675.
- Silveira, M. A. V.; N. Pereira e L. R. Tommasi. 1982. Resultados preliminares sobre os teores de detergentes aniônicos na Baía e Estuário de Santos. *Bolm Inst. oceanogr. S Paulo*. 31 (2): 95-99.
- Smith, R. L. e B. R. Hargreves. 1984. Oxygen consumption in *Neomysis americana* (Crustacea: Mysidacea), and the effects of naphthalene exposure. *Mar. Biol.* 79: 109-116.
- Swedmark, M.; B. Braaten; E. Emanuelsson e A. Granmo. 1971. Biological effects of surface active agents on marine animals. *Mar. Biol.* 9: 183-201.
- Umezawa, S.I., K. Ishida e M. Inoue. 1979. Effects of surfactants on the fish. *Rep. Usa Mar. Biol. Inst. Kochi Univ.* 1: 65-78.
- Vailati, G., D. Calamari e R. Marchetti. 1975. Effects of LAS on the development of staes of *Salmo gairdneri*. *Nuovi Ann. Ig. Microbial.* 26: 69-84.
- Vieira, C. L. 1993. Mar de espumas. *Rev. Ciência Hoje*. 16 (95): 3-9.
- Vouk, V. B.; G. C. Butler; A. C. Upton; D. V. Parker e S. S. Asher. 1983. *Methods for assessing the effects of mixtures of chemicals*. Chichester, John Wiley and Sons. 894 pp.
- Wang, D. Y. e B. Q. Huang. 1995. Hematological effects of detergents LAS toxicity in young thornfish, *Terapon jarbua*. *Journal of the Fisheries Society of Taiwan*. 22 (2): 163-168
- Wicks, B. J., R., Q. Joensen, D.Tang e J. Randall. 2002. Swimming and ammonia toxicity in salmonids: the effect of sub lethal ammonia exposure on the swimming performance of coho salmon and the acute toxicity of ammonia in swimming and resting rainbow trout. *Aquat. Toxic.* 59: 55-69.
- Woodward, D.F., E.E. Litte e L.M. Smith, L.M. 1987. Toxicity of live shale oils to fish and aquatic invertebrates. *Arch. Environ. Cantam. Toxicol.* 16: 239-248.
- Zaccone, G., S. Fasulo, P. Lo Cascio e A. Licata 1985a. Patterns of enzymes actities in the gills of the catfish, *Heteropneus fossilis* exposed to anionactive detergent Na-Alkybenzene sulphonate (LAS). *Histochemistry* 82: 341-343.
- Zaccone, G., P. Lo Cascio, S. Fasulo, e A. Licata. 1985b. The effect of an anionic detergent on complex carbohydrates and enzyme activities in the epidermis of the catfish *Heteropneustes fossilis* (Bloch). *Histochem. Jour.* 17: 453-466.
- Zar, J.H. 1984. *Biostatistical analysis*. Englewood Cliffs, N.J., Prentice-hall. 718p.

Recebido: 01/12/03

Aceito: 11/07/05

