

3º PAINEL – INTEGRAÇÃO HERBICIDAS X AMBIENTE

IMPACTO DE HERBICIDAS EM ORGANISMOS NÃO ALVO

Sérgio Luiz de Oliveira Machado¹

Entre os ecossistemas, o aquático destaca-se como um ambiente extremamente vulnerável a diversas contaminações. A água constitui-se num dos elementos fundamentais para a sobrevivência dos organismos. Se ela estiver contaminada por agrotóxicos, os demais elementos bióticos e abióticos do ecossistema também estão ou ficarão contaminados. Os aspectos negativos, decorrentes do uso inadequado desses produtos, como toxicidade, ecotoxicidade e a contaminação do meio, precisam ser controlados para que não ocorram efeitos adversos (Kingman, 1993).

Os recursos hídricos agem como integradores dos processos biogeoquímicos de qualquer região. Sendo assim, quando os herbicidas e outros defensivos agrícolas são introduzidos, os recursos hídricos, sejam superficiais ou subterrâneos, aparecem como destino final principal destes compostos (Ferraz, 1996). As moléculas dos herbicidas constituem-se em fonte não-pontual de contaminantes, e uma vez aplicados excedem a função de combate específico, espalhando-se por todo o meio, sendo difícil conter sua dispersão e inativar sua ação sobre organismos não alvo. O fato da concentração dos herbicidas em água ser, em geral, extremamente baixa, não exclui a possibilidade de que concentrações elevadas ocorram após chuvas de grande intensidade, especialmente quando áreas próximas a pequenos mananciais de águas tenham sido recentemente tratadas com altas doses de herbicidas.

Em solos alagados, a biodisponibilidade dos herbicidas está principalmente relacionada à concentração real destes produtos na água. A adsorção dos herbicidas às partículas de sedimento diminui a sua disponibilidade para os peixes e outros organismos não-alvo, inclusive para sua decomposição. Na lavoura arrozeira, é inegável a importância dos herbicidas no controle de plantas daninhas para garantir maior produtividade, porém os impactos do uso desses produtos são pouco conhecidos, particularmente nos países em desenvolvimento, onde a infraestrutura e os recursos para monitoramento de águas são escassos. Estudos desenvolvidos em várias regiões do mundo têm mostrado que a quantidade de agroquímicos utilizados na agricultura e que atingem os ambientes aquáticos é geralmente baixa; em parte devido a baixa solubilidade dos produtos em água e também devido ao efeito da diluição (Higashi, 1991). Entretanto, agroquímicos persistentes e com grande

¹ Universidade Federal de Santa Maria – Santa Maria (RS)

mobilidade no ambiente têm sido detectados em águas subterrâneas e de superfície (Nohara e Iwakuma, 1996; Huber et al., 2000).

Os estudos ecotoxicológicos fornecem os resultados que representam a base para o desenvolvimento de testes de toxicidade, levando-se em conta que nem todos os efeitos biológicos observados nos organismos vivos podem ser utilizados com um objetivo prático, pois, para que isso aconteça, torna-se necessário que os efeitos observados tenham significado ecológico bem definidos. Nesse sentido, efeitos sobre os aspectos biológicos mostram-se objetivamente práticos na aferição das respostas ecológicas, pois evidenciam globalmente as características das comunidades considerando suas interrelações bióticas e abióticas (Wang, 1991; Vandergaag, 1992; Baird, 1993). Schmidt (1993) salienta a importância dos bioensaios para identificar e conhecer diferentes propriedades de herbicidas. Com a descoberta de novas classes de herbicidas ou modos de ação, a escolha de novos métodos de bioensaios torna-se indispensável (Outridge e Noller, 1991). Os bioensaios para monitoramento de herbicidas no meio permitem utilizar diferentes organismos para determinar respostas adequadas na avaliação da toxicidade (Streibig e Kudsk, 1993a, 1993b).

Os estudos ecotoxicológicos fornecem os resultados que representam a base para o desenvolvimento de testes de toxicidade, levando-se em conta que nem todos os efeitos biológicos observados nos organismos vivos podem ser utilizados com um objetivo prático, pois, para que isso aconteça, torna-se necessário que os efeitos observados tenham significado ecológico bem definidos. Nesse sentido, efeitos sobre os aspectos biológicos mostram-se objetivamente práticos na aferição das respostas ecológicas, pois evidenciam globalmente as características das comunidades considerando suas inter-relações bióticas e abióticas (Wang, 1991; Vandergaag, 1992; Baird, 1993).

As bases científicas para a predição da toxicidade de produtos químicos para organismos aquáticos têm sido muito debatidas. Diferentes critérios de testes foram estabelecidos por organizações internacionais, sempre enfatizando a utilidade dos testes agudos (curto período de duração da espécie teste); dos testes sub-crônicos (cobrem pelo menos 10% de uma geração e devem ser aplicados a organismos com tempo de vida de pelo menos um ano); e os testes crônicos (acompanham o organismo teste por pelo menos uma geração) (Knie, 1992).

A USEPA (1989) menciona três critérios como relevantes para a seleção de organismos testes para uso laboratorial: a) representatividade ecológica em termos de taxonomia, nível trófico ou nicho; b) ser membro da cadeia trófica, relacionado direta ou indiretamente ao homem; c) disponibilidade e adequação a testes laboratoriais.

Na comunidade zooplantônica, os crustáceos (Daphnideos) desempenham importante papel na cadeia trófica aquática, como

consumidores primários e fonte de alimento para predadores invertebrados e vertebrados. Dentre as espécies do gênero *Daphnia*, o uso de *Daphnia magna*, popularmente conhecida como pulga d'água têm sido freqüentemente proposto pelas seguintes razões: a) é um organismos de mais fácil manuseio, sendo adequado para testes estatísticos, contínuos ou intermitentes (Berge, 1978), b) reproduzem-se partenogeneticamente, assegurando uniformidade de resposta; c) dispõem de período de vida e de reprodução relativamente curto, de forma a permitir a realização de testes crônicos com facilidade; d) apresentam tamanho pequeno e cultura de baixo custo se comparado com peixes, moluscos e macrocrustáceos (CETESB, 1990). Outros crustáceos como *Thamnocephalus platyrus* e *Artemia salina*, microalgas (*Raphidocelis subcapitata*), bactérias marinhas (*Vibrio fischeri*) e peixes são utilizados permitindo uma comparação dos níveis de efeito com os níveis de exposição detectados dos pesticidas.

Estudos de Charpentier e Garnier (1985) demonstraram que concentrações subletais do herbicida 2,4-D provocavam decréscimo no crescimento de espécies da família Lemnaceae, na qual se inclui *Spirodela punctata*. Porém, observando o comportamento dessa espécie ao ser submetida às concentrações de 40, 60, 80 e 100 mg L⁻¹ de 2,4-D, verificou-se que não ocorreu diminuição no número de frondes. Waithaka (1979) relatou que, apesar de retardar o crescimento caulinar, o 2,4-D ocasiona reincidência do crescimento com a formação de novas frondes. É possível que *Spirodela punctata* absorva menos 2,4-D do que *Salvinia minima*, embora Fernández et al. (1972) tivessem verificado que as raízes de Lemnaceae absorviam esse herbicida muito rapidamente. Também ressaltaram que tanto as raízes quanto a superfície inferior das frondes podem absorver 2,4-D. Entretanto, Landolt (1986) e Landolt e Kandeler (1987) descreveram que as raízes são mais estabilizadoras das estruturas da espécie do que auxiliares na absorção de substâncias. Os resultados encontrados com *Spirodela punctata* estão próximos dos encontrados por Sahai et al. (1980), que observaram acentuada tolerância de outra espécie de *Spirodela* (*S. polyrrhiza*) ao herbicida.

A significativa sensibilidade ao 2,4-D por *Salvinia minima* mostra discordância ao comportamento encontrado em outras espécies de *Salvinia* (*S. natans* e *S. molesta*) que são resistentes à ação do produto, tanto em baixas concentrações, 5 mg L⁻¹ (Sinha e Verma, 1992), como em altas, de 50 a 1000 mg L⁻¹ (Waithaka, 1979). Mas, os resultados encontrados nesta estão de acordo com Axelsen e Julian (1988), que declararam que o 2,4-D pode controlar satisfatoriamente o crescimento de espécies de *Salvinia*. Esse produto é relatado como muito eficiente para macrófitas aquáticas (Bird, 1993).

De um modo geral, o herbicida glyphosate controla eficientemente macrófitas aquáticas (Almeida e Rodrigues, 1988) e, em espécies de *Salvinia*, Prusty et al. (1990) verificaram efeitos de elevada toxicidade. Em

Spirodela punctata tais efeitos não ocorreram, corroborando os resultados de Santos (1992). Também, Richardson (1985) salientou que, quando diluído em água, o herbicida declina em seus efeitos tóxicos, causando menor toxicidade às plantas.

Em estudos de O'Neal e Lembi (1983), com algas verdes, foi constatado que os herbicidas do grupo das triazines, ao qual pertence o atrazine, não causavam quaisquer efeitos fitotóxicos, mesmo após 45 dias. Todavia, Beaumont et al. (1976, 1978) observaram que, após 20 dias em concentrações subletais (0,02 e 0,025 mg.L⁻¹), *Lemna minor* (espécie de Lemnaceae) apresentou alterações fisiológicas, com acentuada inibição do crescimento. Liu & Cedeño-Maldonado (1979) e Sahai et al. (1980) declararam que, em Lemnaceae, concentrações baixas das triazines podem causar efeitos antagônicos de toxicidade, ora apresentando inibição ora estimulação do crescimento das espécies. Alguns autores (Almeida e Rodrigues, 1988; Abou-Waly et al., 1991; Hubner, 1993) afirmaram ser baixa a toxicidade do produto para peixes e, deste modo, é seguro utilizá-lo no controle de plantas daninhas em ambientes aquáticos.

De particular interesse nos estudos de toxicidade estão os peixes, pois ocupam o topo da cadeia alimentar. Nos peixes, os pesticidas podem reduzir o crescimento e a reprodução, alterar o metabolismo, por estimulação ou inibição de enzimas (Reddy e Philip, 1994). Em doses letais, a maioria dos peixes apresenta motilidade natatória na superfície da água, além de pouco reagirem a estímulos externos. Em alguns casos podem apresentar pontos hemorrágicos pelo corpo. Já em doses subletais, geralmente não ocorrem alterações morfológicas externas e nem comportamentais. Assim, os diversos trabalhos demonstram que os efeitos letais dos herbicidas variam com o produto utilizado. Johnson e Maia (1998) verificaram que para clomazone, os efeitos agudos em *Hyphessobrycon scholzei* só se manifestam em concentrações superiores a 16,2 mg L⁻¹. Inicialmente, os peixes apresentam letargia e nado errático no transcorrer do tempo, perda total do equilíbrio e morte. Já os organismos expostos a doses menores não demonstraram sinais aparentes de intoxicação. Neste estudo, de acordo com o valor de CL₅₀₋₉₆ calculado, a toxicidade aguda de clomazone para *H. scholzei* é semelhante aquela observada para a microalga *Selenastrum capricornutum* e para a macrófita *Lemna valdiviana*; e duas vezes maior para o microcrustáceo *Daphnia minor*.

Os resultados levam-nos a concluir da necessidade de uma seleção correta dos herbicidas a utilizar, tendo por base a integração das suas características ecotoxicológicas, potencial de distribuição nos compartimentos ambientais e eficácia do tratamento, de forma a reduzir o impacto negativo sobre o ambiente, e em particular sobre o meio aquático.

Referências bibliográficas

ABOU-WALY, H.; ABOU-SETTA, M.M.; NIGG, H.N.; MALAORY, L.L. Dose response relationship of *Anabaena-flos-aquae* and *Selenastrum capricornutum* to atrazine and hexazinone using chlorophyll (a) content and C-14 uptake. **Aquatic Toxicology**, v.20, n.3, p.195-204, 1991.

ALMEIDA, F.S. de; RODRIGUES, B.N. **Guia de Herbicidas**. 4.ed. Piracicaba: Livrocere, 1998, 548p.

AXELSEN, S.; JULIAN, C. Weed control in small dams. Part II. Control of salvinia, azolla and of water hyacinth. **Queesland Agricultural Journal**, v.114, n.5, p.291-298, 1988.

BEAUMONT, G.; BASTIN, R.; THERRIEN, H.P. Effets physiologiques de l'atrazine à doses sublétales sur *Lemna minor* L. III. influence sur les protéines solubles et les acides nucléiques. **Naturaliste Canadien**, Quebec, v.105, p.103-113, 1978.

BERGE, T.W.F. Breeding *Daphnia magna*. **Hidrologia**, São Paulo, v. 59, n.2, p. 121-123, 1978.

BIRD, K.T. Comparisons of herbicide toxicity using in vitro cultures of *Myriophyllum spicatum*. **Journal of Aquatic Plant Management**, v.31, p.43-45, 1993.

CETESB. **Métodos de avaliação da toxicidade de poluentes a organismos aquáticos**. São Paulo, 1990.250p.

CHARPENTIER, S.; GARNIER, J. Etude de la multiplication et la formation des colonies de *Spirodela polyrrhiza* L. **Comptes Rendu de l'Académie des Sciences**, v.15, p.587-590, 1985.

FERRAZ, E.S.B. A bacia hidrográfica como unidade de estudo, estrutura e processos. In: WORKSHOP DO PROJETO PiraCena, 2., Piracicaba, 1996. Anais... Piracicaba, CENA, 1996. p. 7.

HARTMAN, W.A.; MARTIN, D.B. Effect of suspended bentonite clay on the acute toxicity of glyphosate to *Daphnia pulex* and *Lemna minor*. **Bulletin Environmental Contamination Toxicology**, v.33, p.355-361, 1984.

HUBER, W. Ecotoxicological relevance of atrazine in aquatic systems. **Environment Toxicological Chemical**, v.12, p.1865-1881, 1993.

HUBER, A., BACH, M., FREDE, H.G. Pollution of surface waters with pesticides in Germany: modeling non-point source inputs. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v.20, p. 191-204, 2000.

JOHSSON, C.M., MAIA, A. de H. N. Toxicidade do herbicida clomazone no peixe *Hyphessobrycon scholzei*: Avaliação da concentração letal mediana e de alterações no conteúdo de nutrientes. **Pesticidas: Ecotoxicologia e Meio Ambiente**, Curitiba, v. 8, p. 101-110, 1998.

KNIE, J. **Métodos utilizados para testes de toxicidade**. Curitiba, 1992. Comunicação pessoal.

KINGMAN, A.B. The environmental impact of the use of herbicides at the global level. **Boletim da Sociedade Brasileira da Ciência das Plantas Daninhas**, v.1, n.2, p.22-25, 1993.

LANDOLT, E. **The family of Lemnaceae - a monographic study**: morphology; karyology; ecology; geographic distribution; systematic position; nomenclature; descriptions. Zurich: Stiftung Rubel: Veroffenteichungendes Geobotanischen Institutes der ETH, 1986. v.2, 566p.

LANDOLT, E.; KANDELER, R. **The family of Lemnaceae - a monographic study**: phytochemistry, physiology, application, bibliography. Biosystematic investigation of the family of duckweeds. Zburich, Stiftung Rubel: Veroffenteichungendes Geobotanischen Institutes der ETH, 1987. v.4, 638p.

LIU, L.C.; CEDEÑO-MALDONADO, A. A bioassay method for detecting herbicide concentrations in water. **Jornal de Agricultura de la Universidad de Puerto Rico**, v.63, n.1, p.80-83, 1979.

NOHARA, S., IWAKUMA, T. Pesticide residues in water and an aquatic plant (*Nelumbo nucifera*) in a river mouth lake Kasumiguara, Japan. **Chemosphere**, v.33, n.7, p.1409-1416, 1996.

O'NEAL, S.W.; LEMBI, C.A. Relative tolerance of filamentous green algae to simazine. In: MEETING OF WEED. SCIENCE SOCIETY OF AMERICA, 1983. **Proceedings...** West Lafayette: Purdue Univ., 1983. v.44.

OUTRIDGE, P.M.; NOLLER, B.N. Accumulation of toxic trace elements by freshwater vesicular plants. **Reviews of Environmental and Toxicology**, v.121, p.1-63, 1991.

PRUSTY, J.C.; LENKA, D.; BEHERA, B.; MISHRA, R.K. Efficacy of glyphosate in controlling floating aquatic weeds. **Indian Journal of Weed Science**, v.22, n.3/4, p.86-88, 1990.

Reddy, P.M., Philip, G.H. In vivo inhibition of AchE and ATPase activities in the tissues of freshwater fish (*Cyprinus caprio*) exposed to technical grade cypermethrin. **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 52, p. 619-626, 1994.

SAHAI, R.; ROY, P.S.; WAJHI, S.A. Effect of certain herbicides on the growth performance of *Spirodela polyrrhiza*. **Indian Journal of Weed Science**, v.12, n.1, p.87-92, 1980.

SANTOS, D.M.M. **Toxicidade dos herbicidas butachlor, glyphosate e propanil em *Spirodela punctata* (G.F.W. Meyer) Thompson (Lemnaceae)**. Rio Claro: UNESP, Instituto de Biociências, 1992. 296p. Tese de Doutorado.

USEPA "UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY". Equidance for premanufacture testing: discussing of police issues, alternatives approaches and test methods. **Federal Register**, v. 44, p. 160-240, 1989.

WAITHAKA, J.M. Studies of herbicidal control of *Salvinia molesta*. In: EAST AFRICAN WEED SCIENCE CONFERENCE. 7., **Proceedings...** Nairobi: Kenyatta Univ. Coll., [S.l: s.n.], 1979. p.100-113.