

Uma importante revisão sobre o impacto de agroquímicos da cultura de arroz em peixes

Carlos Eduardo Copatti^{1,3}, Luciano de Oliveira Garcia² & Bernardo Baldisserotto²

¹ Centro de Ciências da Saúde, Universidade de Cruz Alta – UNICRUZ

Rua Andrade Neves, 308, CEP 98025-810, Cruz Alta, RS, Brazil

² Departamento de Fisiologia e Farmacologia, Universidade Federal de Santa Maria – UFSM
CEP 97105-900, Santa Maria, RS, Brasil, e-mail: garcialo@mail.ufsm.br; bernardo@smail.ufsm.br

³ Autor para correspondência: Carlos Eduardo Copatti carloseduardocopatti@yahoo.com.br

COPATTI, C.E., GARCIA, L.O. & BALDISSEROTTO, B. **Revisão Temática. Revisão sobre o impacto de agroquímicos da cultura de arroz em peixes.** Biotra Neotrop. 9(4): <http://www.biotaneotropica.org.br/v9n4/en/abstract?thematic-review+bn00509042009>.

Abstract: In the rice field, the use of agrochemicals to control rice weeds and pests is recommended to improve yield. However, their use may affect non-target organisms, as the fishes. Therefore, this review has like objective to analyze data regarding the effects of agrochemicals used in the rice field in fishes to propose strategies to minimize their impact. There is a large variation in the agrochemicals toxicity, and the determination of the medium lethal concentration in 96 hours is only an initial approach for additional studies, because many of them can provoke changes in biochemical parameters in fish tissues at lower concentrations. These biochemical parameters are more appropriate as biomarkers for agrochemicals. It is suggested to use the minimum recommended dose to minimize the impact of the agrochemicals, as well as to keep the water layer of the rice field for at least two weeks after the application to decompose the active principle and reduce toxicity. Besides, the integrated pest management is recommended, even as the rice-fish culture, which avoids the use of agrochemicals and in some situations, may give similar yields.

Keywords: rice field, herbicides, pesticides, rice-fish culture, integrated pest management.

COPATTI, C.E., GARCIA, L.O. & BALDISSEROTTO, B. **Revisão Temática. Revisão sobre o impacto de agroquímicos da cultura de arroz em peixes.** Biotra Neotrop. 9(4): <http://www.biotaneotropica.org.br/v9n4/pt/abstract?thematic-review+bn00509042009>.

Resumo: Na lavoura arrozeira, o uso de agroquímicos no controle de plantas daninhas e insetos é recomendado para garantir maior produtividade. Entretanto, sua utilização pode acarretar uma série de efeitos em organismos não alvos, como os peixes. Deste modo, esta revisão tem como objetivo analisar os dados existentes sobre os efeitos dos agroquímicos utilizados no cultivo de arroz em peixes, de modo a propor estratégias que minimizem seu impacto. Existe grande variação entre os agroquímicos testados quanto à toxicidade, sendo a determinação da concentração letal mediana em 96 horas apenas uma estimativa inicial para estudos adicionais, uma vez que para muitos deles concentrações inferiores podem provocar alterações bioquímicas nos tecidos dos peixes, as quais se mostram mais efetivas como biomarcadores. Para minimizar o impacto dos agroquímicos deve-se utilizar sempre a dose mínima recomendada, e manter estática a lâmina de água do cultivo por um período mínimo de duas semanas após a aplicação, de modo que o princípio ativo seja degradado, reduzindo a toxicidade. Além disso, o manejo integrado de pragas é recomendando, bem como a rizipiscicultura, a qual evita a utilização dos agroquímicos e em alguns casos pode promover um rendimento semelhante.

Palavras-chave: lavoura arrozeira, herbicidas, pesticidas, rizipiscicultura, manejo integrado de pragas.

Introdução

O arroz (*Oryza sativa* L.) é um dos cereais mais cultivados do mundo, sendo base da alimentação de boa parte da população mundial. No Rio Grande do Sul, a área ocupada é superior a 1 milhão de hectares cultivados anualmente e a produtividade média foi de 6,11 kg.ha⁻¹ em 2005, sendo aproximadamente 114 mil hectares utilizando o sistema pré-geminado (11,2%) (IRGA 2005). Os campos de arroz, circundados por habitats aquáticos e terrestres, compreendem um mosaico de ambiente em transformação que abrigam uma rica biodiversidade, mantida pela rápida colonização, bem como reprodução e crescimento dos organismos (Hook 1994). A lavoura arrozeira irrigada tem sido alvo de especulações quanto aos efeitos nocivos sobre a qualidade da água. Este sistema utiliza um grande volume de água para irrigação, no qual a inundação da área inicia-se já na fase de preparo de solo, ocorrendo aplicação de agroquímicos diretamente na lâmina de água. Além disso, as plantações estão sempre localizadas próximo aos cursos de água, de modo que há um grande potencial contaminante (Primel et al. 2005).

Bull & Hathaway (1986) relatam que há uma grande quantidade de agrotóxicos que entram anualmente no terceiro mundo, sendo que na medida em que são aplicados em excesso, ou de maneira errônea, acentuam demasiadamente os problemas do meio ambiente. Agroquímicos, quando aplicados em excesso ou incorretamente, devido à grande distribuição e natureza tóxica, podem impactar o ecossistema aquático e exercer efeitos adversos em organismos associados (Bowmer 1987).

A quantidade de agroquímicos que alcança os recursos hídricos varia significativamente entre regiões e depende da dosagem, das características químicas do produto e das condições ambientais durante a aplicação (Huber et al. 2000). Uma vez na água, dependendo das características físico-químicas, seus resíduos podem tanto se ligar ao material particulado em suspensão, quanto se depositar no sedimento do fundo ou ser absorvido por organismos, podendo então ser detoxificados ou acumulados. Além disso, podem ser transportados através do sistema aquático por difusão nas correntes de água ou nos corpos dos organismos aquáticos, ou até mesmo retornar à atmosfera por volatilização, evidenciando que há uma interação contínua dos agroquímicos entre sedimento e água, influenciada pelo movimento da água, turbulência e temperatura (Nimmo 1985).

A ação toxicológica de agroquímicos apresenta efeitos mais ou menos específicos nos distúrbios neurológicos e na inibição enzimática de organismos (Hoffman et al. 1995). Contudo efeitos letais são raros na natureza, devido ao fato dos organismos serem expostos a baixas concentrações que, geralmente, são subletais (Dehn & Schirff 1986). A legislação que disciplina os níveis de contaminação de águas varia entre as agências ambientais internacionais. A Comunidade Econômica Européia estabeleceu em 0,1 mg.L⁻¹ a concentração máxima admissível de qualquer agroquímico, em 0,5 mg.L⁻¹ para a soma total de resíduos e em 1-3 mg.L⁻¹ para águas de superfície (Aguilar et al. 1997). O Brasil, contudo, ainda carece de uma legislação mais eficiente sobre limites de concentração máxima na água para a maioria dos agroquímicos atualmente utilizados.

Os dados apresentados nesta revisão demonstram que os agrotóxicos deixam resíduos nas águas de uso da cultura de arroz, a qual, inclusive, pode entrar em contato com diversos sistemas hídricos próximos, afetando a vida aquática, especialmente os peixes, uma vez que estes atuam como organismos de topo de cadeia alimentar, já que são abastecidos por uma intrincada rede trófica inferior de diversos organismos animais ou vegetais que lhes servem de subsídio alimentar. Além disso, peixes (assim como outros seres de vida aquática) servem de alimento para populações humanas, podendo servir de via indireta a tais contaminantes. Por isso, é necessário que

planos de manejo e gerenciamento ambiental das culturas de arroz que liberem água para o meio ambiente sejam implementados a fim de suprimir ou, pelo menos, minimizar tais efeitos. Portanto, esta revisão objetivou analisar os dados existentes sobre os efeitos dos agroquímicos utilizados no cultivo de arroz em peixes, bem como estratégias que minimizem seus impactos.

Efeitos de Agrotóxicos

1. Herbicidas

Muitas vezes, os herbicidas podem afetar indiretamente os peixes, prejudicando as cadeias alimentares inferiores, uma vez que podem reduzir o fitoplâncton, causando uma conseqüente diminuição do oxigênio dissolvido e remoção dos compostos nitrogenados da água (Perschbacher et al. 2002). Também podem afetar a percepção química de substâncias naturais de importância ecológica (Saglio & Trijasse 1998).

Primel et al. (2005) afirmam que o agrotóxico, ao ser usado na agricultura, pode atingir águas de superfície, sendo possível dividi-los entre aqueles que podem ser transportados dissolvidos em água e aqueles que são transportados associados ao sedimento em suspensão. Assim, clomazone e propanil indicam um alto potencial de poluição de águas de superfície porque podem ser transportados dissolvidos em água; quinclorac apresenta um potencial médio e; bentazone e 2,4-D indicam um baixo potencial de poluição dessas águas. Quanto ao transporte no sedimento em suspensão, os herbicidas clomazone, 2,4-D e propanil indicam baixo potencial de poluição de águas de superfície e; bentazone e quinclorac indicam um potencial médio de poluição dessas águas. Pinheiro & Rosa (2008) avaliaram os herbicidas diurom para águas superficiais e o foramsulfurom para águas subterrâneas como ingredientes ativos com risco muito alto de degradação das águas superficiais.

Mais importante que o transporte é o tempo de degradação, sendo que para os herbicidas aplicados na cultura de arroz irrigado varia entre 7-36 dias (Lavy et al. 1998, Machado et al. 2003). No estado de Arkansas (USA), resíduos dos herbicidas 2,4-D e quinclorac foram detectados em cursos de água que recebem o aporte de águas de lavouras de arroz irrigado até 36 dias após a aplicação (Lavy et al. 1998). Outros herbicidas que permaneceram por um período longo de tempo nas águas de uso no cultivo de arroz irrigado foram clomazone (28 dias), quinclorac e bentazon (21 dias). Por outro lado, propanil e metsulfuron metil foram detectados somente até 7-10 dias após a aplicação (Machado et al. 2003).

Um monitoramento do glifosato e do seu metabólito (ácido aminometilfosfônico) em águas de lavouras de arroz irrigado, em Jaguarão-RS (1999-2001), detectou concentrações em torno de 100 µg.L⁻¹, ou seja, inferiores aquelas estabelecidas pela Portaria nº 1.469 do Ministério da Saúde (500 µg.L⁻¹) para água potável (Mattos et al. 2002). Na bacia do rio Vacacaí-Mirim-RS clomazone e propanil foram detectados em diversos pontos, sendo que em alguns deles as concentrações estavam em torno de 3 µg.L⁻¹ entre 1999 a 2001 (Zanella et al. 2002), chegando a 8,9 e 11 µg.L⁻¹, respectivamente, no período de 2001-2002, evidenciando que provavelmente sejam os mais utilizados em lavouras da região (Marchesan et al. 2007).

Existe grande variação entre os agroquímicos testados quanto à toxicidade, em geral analisada em termos da concentração letal para metade dos exemplares em 96 horas (CL50-96h). Contudo, os valores de CL50-96h são muito superiores às concentrações estabelecidas para efeitos metabólicos ou sub-letais, o que limita o uso prático deste parâmetro (Resgalla Júnior et al. 2002). Utiliza-se então um índice de segurança, o qual é estimado pela divisão da CL50-96h pela concentração utilizada na lavoura (Tabela 1).

Table 1. Medium lethal concentration in 96 hours (CL_{50-96h}), maximum recommended concentrations in agriculture (Clav) and security index (IS) of herbicides in different species of fishes. Scientific names of species are in the text.**Tabela 1.** Concentração letal mediana em 96 horas (CL_{50-96h}), concentrações máximas recomendadas na lavoura (Clav) e índice de segurança (IS) de herbicidas em diferentes espécies de peixes. Nomes científicos das espécies estão no texto.

Herbicida	Espécie	CL_{50-96h} (mg.L ⁻¹)	Clav (mg.L ⁻¹)	IS
Quinclorac	jundiá ¹	395	0,75	526,67
Quinclorac	carpa comum ²	6,65	0,75	8,87
Clomazone	jundiá ¹	7,32	1,4	5,23
Clomazone	carpa comum ²	19,52	1,4	13,94
Clomazone	tetra- risca-negra ³	27,3	1,4	19,50
Glifosato	curimbatá ⁵	13,69	60	0,23
Glifosato	pirapitinga ⁶	97,47	60	1,62
Glifosato	bagre de canal ⁷	14,5	60	0,24
Glifosato	tilapia do Nilo ⁸	36,8	60	0,61
Metsulfuron metil	carpa comum ²	26	3,3.10 ⁻³	7878
Metsulfuron metil	jundiá ¹	>1.200	3,3.10 ⁻³	3,7.10 ⁵
Pirazosulfuron	carpa comum ²	0,32	0,08	4.000
Pirazosulfuron	truta arco-íris ⁴	>180	0,08	2.250
Oxadiazon	carpa comum ²	6,91	2,5	2,76
Oxifluorfen	carpa comum ²	5,93	1,0	5,93
Diquate	piauçu ⁹	34,76	0,4	86,90

Fonte: ¹Miron et al. (2004), ²Resgalla Júnior et al. (2002), ³Vencill et al. (2002), ⁴Fleck (2000), ⁵Langiano & Martinez (2008), ⁶Mocha et al. (2007), ⁷Abdelghani et al. (1997), ⁸Jiraungkoorskul et al. (2002) e ⁹Henares et al. (2007).

Quanto maior o valor do índice, menor seria o risco desses produtos causarem efeito letal sobre os organismos (Resgalla Junior et al. 2002). Índices de segurança superiores a 20 demonstram produtos com menor risco de impacto ambiental (Solomon 1997). Quinclorac, oxifluorfen e oxadiazon para carpa comum (*Cyprinus carpio*), clomazone para jundiá (*Rhamdia quelen*), carpa comum e tetra-risca-negra (*Hypheosbrycon scholzei*) e glifosato para curimbatá (*Prochilodus lineatus*), pirapitinga (*Piaractus brachyomus*), bagre de canal (*Ictalurus punctatus*) e tilápia do Nilo (*Oreochromis niloticus*) apresentam índice de segurança inferior a 20 quando considerada uma aplicação da concentração máxima recomendada para a lavoura (Tabela 1), indicando maior potencial de risco destes produtos.

De acordo com Henares et al. (2007), diquate mostrou-se pouco tóxico para o piauçu (*Leporinus macrocephalus*), sendo que alterações que ocorreram na brânquia e no fígado dos peixes expostos foram reversíveis, indicando que o diquate não apresentou efeitos severos nas concentrações subletais para o piauçu durante os testes de toxicidade aguda. Testando a concentração letal mediana em 48 horas (CL_{50-48h}) em paulistinha (*Danio rerio*), Nakagome et al. (2007) avaliaram que os herbicidas oxifluorfen, oxadiazona e clomazona apresentam alto potencial de risco de impacto ecológico, porém metsulfuron metílico, pirazosulfuron, bispiribaque, bentazona e quinclorac apresentam risco entre mínimo e leve de impacto nesta espécie.

2 Pesticidas

Pesticidas geralmente são aplicados em grande quantidade, em áreas extensas, caracterizando-se por sua persistência no meio ambiente, gerando sérios problemas da qualidade das águas superficiais e subterrâneas (Baird 2002), além de resultar na toxicidade de muitas espécies não-alvo, incluindo peixes (Carr & Chambers 1996). Qualquer pesticida comumente utilizado enquadra-se em dois grupos principais: os compostos organofosforados e os organoclorados. Alguns inseticidas organofosforados são relativamente inofensivos

para o homem, mas os organoclorados são mais estáveis e persistentes (Kenneth 1982). O contato de inseticidas organoclorados com peixes e sua subsequente acumulação em diferentes tecidos podem produzir distúrbios no metabolismo do organismo (Gimeno et al. 1995). Inseticidas organofosforados são largamente usados para o controle de insetos praga. Nas áreas em que ocorre contato com os peixes de água doce, estes organismos sofrem diversos efeitos adversos (Begum & Vijayaraghavan 1995).

Em exemplares de enguias européias (*Anguilla anguilla*) e em carpas comuns ocorre uma rápida acumulação do organofosfato fenitrotion (Sancho et al. 1997, Tsuda et al. 1990), mas em exemplares de enguias européias transferidas para água limpa os sintomas desaparecem em menos de uma semana (Sancho et al. 1997). Tsuda et al. (1995) verificaram que fenitrotion, diazinon e fention acumularam rapidamente nos tecidos corporais do killifish (*Oryzias latipes*) depois de 12 horas de exposição. Em truta arco-íris (*Oncorhynchus mykiss*) a exposição ao endossulfan (1,3 $\mu\text{g.L}^{-1}$) provocou edemas nas brânquias, separação do epitélio lamelar, fusão lamelar e inchaço das células epiteliais. Centros de melanoma foram encontrados no rim e baço e o fígado apresentou várias necroses localizadas (Capkin et al. 2006).

Dos diversos pesticidas testados, apenas paration para bagre de canal (Mayer & Ellersieck 1986), metil paration para pacu (*Piaractus mesopotamicus*) (alevinos e juvenis) (Cruz et al. 2004) e "sand shiners" (*Notropis ludibundis*) (Walton et al. 1997) possuem índices de segurança aceitáveis, ou seja, acima de 20, dentre os pesticidas averiguados (Tabela 2).

Para o peixe-mosquito (*Gambusia affinis*) foram encontrados dois trabalhos com metil paration, sendo que um apresenta índice de segurança acima de 20 (Walton et al. 1997) e outro abaixo de 20 (Boone & Chambers 1996), o que demonstra que a toxicidade dos herbicidas pode apresentar variações para uma mesma espécie. Para carpa comum, carpa capim (*Ctenopharyngodon idella*) e carpa cabeça grande (*Aristichthys nobilis*), a exposição ao diafuran mesmo em con-

Tabela 2. Concentração letal mediana em 96 horas (CL_{50-96h}), concentrações máximas recomendadas na lavoura (Clav) e índice de segurança (IS) de pesticidas em diferentes espécies de peixes. Barrigudinho, *Poecilia reticulata*. Demais nomes científicos das espécies estão no texto.

Table 2. Medium lethal concentration in 96 hours (CL_{50-96h}), maximum recommended concentrations in agriculture (Clav) and security index (IS) of pesticides in different species of fishes. Barrigudinho, *Poecilia reticulata*. Others scientific names of species are in the text.

Pesticida	Espécie	CL50 (mg.L ⁻¹)	Clav (mg.L ⁻¹)	IS
Clorpirifós	bagre de canal ¹	0,28	1,5	0,187
Clorpirifós	peixe-mosquito ²	3,5	1,5	2,33
Azadiractina	pacu (alevinos) ³	1,20	0,3	4
Azadiractina	pacu (juvenis) ³	1,18	0,3	3,93
Metil paration	pacu (alevinos) ³	3,97	0,1	39,7
Metil paration	pacu (juvenis) ³	9,89	0,1	98,9
Metil paration	sand shiners ⁴	2,041	0,1	20,41
Metil paration	peixe-mosquito ⁴	3,517	0,1	35,17
Metil paration	peixe-mosquito ²	1,5	0,1	15
Paration	bagre de canal ¹	2,65	0,08	33,12
Monocrotofós	curimbatá ⁵	5,97	0,3	19,9
Malation	tilapia nilótica ⁶	2,2	1,0	2,2
Carbofuran	carpa comum ⁷	12,25	15	0,817
Endosulfan	truta arco-íris ⁸	0,002	0,1	0,02
Diafuran	carpa comum ⁹	1,81	0,75	2,41
Diafuran	carpa capim ⁹	2,71	0,75	3,61
Diafuran	carpa cabeça grande ⁹	2,37	0,75	3,16

Fonte: ¹Mayer & Eilersieck (1986), ²Boone & Chambers (1996), ³Cruz et al. (2004), ⁴Walton et al. (1997), ⁵Parma de Croux et al. (2002), ⁶Pathiratne & George (1998), ⁷Resgalla Júnior et al. (2002), ⁸Capkin et al. (2006) e ⁹Golombieski et al. (2008).

centrações próximas ou abaixo da utilizada na lavoura (0,5-1,0 mg.L⁻¹) provocou comportamento letárgico (Golombieski et al. 2008).

Em avaliação da concentração letal mediana em 48 horas (CL50-48 horas) em paulistinha (*D. rerio*), Nakagome et al. (2007) verificaram que os inseticidas lambdacialotrina, betaciflutrina, carbofurano e fipronil apresentam alto potencial de risco de impacto ecológico para a espécie.

3. Alterações bioquímicas

A exposição da carpa comum ao lindane (100 µg.L⁻¹ por 72 horas) e do bagre *Heteropneustes fossilis* ao malation (8 mg.L⁻¹ por 96 horas) aumentou significativamente o nível de glicose no plasma com uma redução concomitante de glicogênio no músculo e fígado (Gluth & Hanke 1985, Lal et al. 1986). Jundiás expostos ao glifosato (3, 6, 10 e 20 mg.L⁻¹ por 96 horas) também apresentaram redução no glicogênio e glicose muscular, mas aumento destes parâmetros no fígado (Gluszczak et al. 2006). A hiperglicemia também foi observada no curimbatá exposto ao glifosato (10 mg.L⁻¹) (Langiano & Martinez 2008), e é uma resposta comum do estresse de peixes em contato com substâncias poluentes (Gimeno et al. 1995). A exposição do bagre andador *Clarias batrachus* por oito dias à concentração subletal de 21,66 mg.L⁻¹ de dimethoate aumentou os níveis de glicogênio e lactato hepáticos (Begum & Vijayaraghavan 1995).

A medida da atividade da acetilcolinesterase (AChE), enzima que quebra a acetilcolina, importante neurotransmissor presente em fibras que conduzem estímulos nervosos, tem sido usada por diversos autores como um biomarcador para monitorar efeitos de pesticidas e herbicidas em peixes (Fernandez-Vega et al. 2002, Dutta & Arends 2003, Miron et al. 2005). A atividade desta enzima é extremamente importante para muitas funções fisiológicas dos peixes, como localização da presa, fuga do predador e orientação em direção ao alimento (Dutta & Arends 2003). Na maioria das

vezes, a exposição a agroquímicos provoca inibição da AChE, especialmente no cérebro (16 a 98%). Para os músculos, dependendo da espécie, pode ocorrer aumento (65%) ou inibição (45 a 89%) da atividade (Tabela 3).

Exemplares de *Channa striata* expostos ao diazinon (0,13 mg.L⁻¹) no dia de aplicação na lavoura de arroz apresentaram redução da atividade da AChE (Tabela 3), e 21 dias após a aplicação na lavoura houve uma recuperação de cerca de 70% desta perda, mas ainda apresentava-se significativamente reduzida (Cong et al. 2008). Pacus exibiram alta inibição das acetilcolinesterases plasmáticas quando expostos a 0,2 ppm de metil paration por 4 horas (Salles et al. 2002), e já na primeira hora de exposição à azadiractina (1,18 mg.L⁻¹), permaneceram no fundo do aquário e depois apresentaram natação errática e movimentos rápidos do opérculo (Cruz et al. 2004). Exposição a metil paration (2,0 mg.L⁻¹) por 96 horas inibe a natação e diversos processos metabólicos em juvenis de matrinxã (*Brycon amazonicus*) (Aguiar et al. 2004). Esse comportamento também foi descrito para tilápias (*Tilapia zilli*) expostas a 0,09-1,56 mg.L⁻¹ azadiractina (Omoregie & Okpanachi 1992).

Um estresse oxidativo severo pode suprimir atividades enzimáticas de defesa antioxidante, causando danos oxidativos e perda de mecanismos compensatórios (Zhang et al. 2003). A exposição ao clomazone (0,5 e 1,0 mg.L⁻¹) diminuiu a atividade da catalase e aumentou a produção de substâncias reativas ao ácido tiobarbitúrico (TBARS), uma medida de lipoperoxidação, no fígado de jundiás (Crestani et al. 2007). Piavas colocadas na lavoura de arroz no mesmo dia da aplicação de quinclorac (0,375 mg.L⁻¹), propanil (3,6 mg.L⁻¹) e metsulfuron metil (0,002 mg.L⁻¹) (um herbicida por tratamento) apresentaram redução dos níveis de TBARS no músculo e cérebro após 30 dias, e aumento dos níveis de TBARS e atividade da catalase no fígado quando expostos ao clomazone (0,5 mg.L⁻¹) e ao propanil (Moraes et al. 2007).

Tabela 3. Alteração da atividade da acetilcolinesterase (AChE) pela exposição a diferentes agroquímicos em algumas espécies de peixes. + estimulação; - inibição. Nomes científicos das espécies estão no texto.

Table 3. Change of activity of acetylcholinesterase (AChE) by exposition to different agrochemicals in fish some species. + stimulation; -inhibition. Scientific names of species are in the text.

Agroquímicos (mg.L ⁻¹)	Espécie	Atividade da AChE
Thiobencarb (0,22)	enguia europeia ¹	-35% (cérebro)
Diazinon (0,042)	enguia europeia ²	-75% (cérebro)
Endosulfan (0,001)	<i>Lepomis macrochirus</i> ³	-16% (cérebro)
Clomazone (0,018)	jundiá ⁴	-83% (cérebro)
Clomazone (0,009)	jundiá ⁴	-89% (músculo)
Clomazone (1,0)	jundiá ⁵	-47 (cérebro) e -45% (músculo)
Clomazone (0,5)	piava ⁶	-16,6 (cérebro) e +65% (músculo)
Glifosato (20)	piava ⁷	-42% (cérebro)
Quinlorac (0,018)	jundiá ⁴	+98% (cérebro)
Quinlorac (0,009)	jundiá ⁴	-88% (músculo)
Quinlorac (0,375)	piava ⁶	-31% (cérebro)
Metsulfuron metil (0,018)	jundiá ⁴	+179% (cérebro)
Metsulfuron metil (0,009)	jundiá ⁴	-56% (músculo)
Metsulfuron metil (0,002)	piava ⁶	+ 65% (músculo)
Propanil (3,6)	piava ⁶	+65% (músculo)
Metil paration (2,0)	matrinxã ⁸	-87% (cérebro) e -64% (plasma)
Diafuran (1,0)	carpas ⁹	-38% (cérebro) e -50% (músculo)
Diazinon (0,13)	<i>Channa striata</i> ¹⁰	-30% (cérebro)

Fonte: ¹Fernández-Vega et al. (2002), ²Céron et al. (1996), ³Dutta & Arends (2003), ⁴Miron et al. (2005), ⁵Crestani et al. (2007), ⁶Moraes et al. (2007), ⁷Gluszcak et al. (2006), ⁸Aguiar et al. (2004), ⁹Golombieski et al. (2008) e ¹⁰Cong et al. (2008).

Estratégias para Minimizar o Impacto dos Agroquímicos

A provável presença de resíduos de tais compostos em águas de córregos, lagoas, riachos e rios que recebem o aporte da água de drenagem de lavouras de arroz irrigado funcionam como indicador de que práticas de manejo mais adequadas devem ser adotadas com vistas a evitar a saída desta água contaminada da lavoura (Machado et al. 2003). Ressalta-se que apesar de atenderem as normativas nacionais, a maioria das concentrações detectadas na água está em desacordo com limites estabelecidos pela comunidade europeia, por exemplo, o que denota reavaliação dos limites máximos determinados pela legislação brasileira.

Várias são as alternativas para minimizar o impacto dos agroquímicos. O primeiro é recomendar sempre a utilização das doses mínimas na aplicação, o que geralmente propicia uma redução de 30-50% em relação à dose máxima, mas pode chegar até 85% no caso do glifosato (IRGA 2001). Também se sugere manter estática a lâmina de água por um período mínimo de duas semanas após a aplicação, o que pode proporcionar uma redução de 97% do clomazone aplicado (Noldin et al. 2001), bem como construir adequadamente as taipas-ronda para evitar extravasamento (Marchesan et al. 2007). Deste modo, a água a ser liberada para rios e lagos apresentará uma quantidade muito menor do agroquímico, reduzindo seu impacto no ambiente. Juvenis de jundiá não demonstraram sinais aparentes de intoxicação nem alteração do desenvolvimento inicial e ganho de peso durante 45 dias quando expostos à água da lavoura arroseira onde havia sido aplicado metsulfuron metil, clomazone ou quinlorac 21 dias antes (Miron et al. 2004), demonstrando a efetividade desta proposta. Zanella et al. (2002) concluíram que para evitar a contaminação de cursos d'água à jusante de lavoura de arroz irrigado deve-se reter a água de irrigação na lavoura até 28 dias.

A rizipiscicultura pode reduzir os custos da lavoura, pois neste caso não se utiliza agroquímicos e algumas espécies de peixes, como a carpa comum, preparam o solo para o próximo cultivo do arroz irrigado, reciclam a matéria orgânica e consomem sementes de espécies invasoras no solo, contribuindo também para a redução de larvas de insetos e caramujos (EMATER 2001). Peixes herbívoros, como carpa capim, podem comer plantas invasoras e dificultar a ovoposição de insetos prejudiciais ao crescimento do arroz (Yan et al. 1995).

Os resultados de produção de arroz em área de rizipiscicultura são bastante variáveis. Rothuis et al. (1998) realizaram experimentos na China em rizipiscicultura, usando carpas (*Puntius gonionotus* e *C. carpio*) e tilápia do Nilo (*O. niloticus*) e encontraram produtividade média de arroz de 2817 kg.ha⁻¹ e não observaram diferença entre os tratamentos com e sem peixes. Em outro trabalho, com as mesmas espécies de peixes, Rothuis et al. (1999) obtiveram maior produtividade média do arroz (5550 kg.ha⁻¹). Sato (2002), utilizando carpas (*C. idella* e *C. carpio*) e tilápia do Nilo (*O. niloticus*) em Santa Catarina, encontrou produtividade média do arroz nos locais com peixes de 5166 kg.ha⁻¹ e no tratamento testemunha de 4201 kg.ha⁻¹. Golombieski et al. (2005) demonstraram que as características físico-químicas da água não afetam o crescimento e o desenvolvimento dos peixes no consórcio com arroz irrigado para as espécies cultivadas (60% de carpa húngara, 20% de carpa capim, 10% de jundiá, 5% de carpa prateada e 5% de carpa cabeça grande).

O conhecimento da dinâmica e da competitividade das plantas daninhas é pressuposto fundamental, pois, para algumas espécies, pode se tomar a decisão de não controlá-las, devido à baixa competitividade; entretanto, pressupõe-se que para espécies competitivas, o controle, na maioria dos casos, deva ser necessário. Mesmo baixas populações podem produzir elevadas quantidades de sementes, suficientes para gerar elevadas populações no ano seguinte (Norris 1992). Cultivares de arroz que apresentam maior habilidade competitiva reduzem a intensidade de competição das plantas daninhas

e, conseqüentemente, diminuem o uso de herbicidas e o custo de produção (Galon et al. 2007).

Nos ecossistemas de produção de arroz irrigado, os insetos-praga são considerados uma das limitações na produção mundial. Diante desse fato, diversas formas de controle vêm sendo pesquisadas para minimizar o problema. O uso contínuo de produtos fitossanitários ocasiona a resistência das pragas, além do aumento da população de pragas secundárias. Como alternativa, o uso do controle biológico, através de inimigos naturais, como predadores, parasitóides e patógenos, se revela capaz de regular as pragas em seu ambiente natural, reduzindo a densidade das populações e conseqüentemente os danos às plantas hospedeiras (Fritz et al. 2008).

O manejo integrado de pragas busca o controle racional de pragas, através de diferentes métodos: identificação de pragas e de seus mecanismos de controle biológico; introdução de plantas resistentes a insetos; emprego de agroquímicos menos impactantes ao meio ambiente (Silva & Klein 1997); rotação de culturas, fenologia de pragas, emprego de aleloquímicos funcionais (Panizzi 2007). Este manejo considera todos os mecanismos envolvidos, como a dinâmica populacional, a biologia, a interação entre os seres e destes com o meio e o comportamento das pragas agrícolas (Fritz et al. 2008).

Dentre os principais predadores de insetos praga citam-se as aranhas: fitófagas, generalistas e muito presentes nas culturas de arroz. Segundo Beevi et al. (2005), as principais famílias predadoras são: Araneidae, Lycosidae, Salticidae e Tetragnathidae. No RS, o gênero *Tetragnatha* é geralmente o mais comum em coletas de aranhas em arroz irrigado (Fritz et al. 2008). Rodrigues et al. (2008) encontraram 23 morfoespécies em região produtora de arroz na Depressão Central do Estado, com dominância de três espécies, que, juntas, representaram 95,8% do total de espécies. São elas: *Tetragnatha nitens* (46,8%), *Tetragnatha jaculator* (14,8%), ambas da família Tetragnathidae e *Alpaida veniliae* (34,2%) da família Araneidae.

Para hemípteros que atacam panículas de arroz, cita-se *Apiomerus flavipennis* (Hemiptera:Reduviidae) como predadores de ninfas e adultos, *Beskia cornuta* (Diptera:Tachinidae) como parasitóides de ninfas e adultos e *Microphanurus mormidea* e *Telenomus mormidea* (Hymenoptera:Scelionidae) (Ferreira et al. 2001).

Dos insetos que atacam a cultura do arroz irrigado, o gorgulho-aquático, *Oryzophagus oryzae*, é um dos mais prejudiciais, sendo que suas larvas danificam o sistema radicular das plantas após a irrigação do arrozal. Uma série de práticas culturais como destruição dos restos culturais, limpeza dos canais de irrigação e sistematização do solo, são reconhecidamente eficientes na redução de suas populações (Ferreira & Martins 1984). Dentre os vários métodos adotados no controle do inseto, o uso da adubação nitrogenada em cobertura na água de irrigação, destaca-se por interferir no nível de dano causado às plantas de arroz por *O. oryzae* (Pedroso 1982).

Outra estratégia é uso de entomopatógenos presentes no próprio ambiente. Produtos a base da bactéria *Bacillus thuringiensis* estão sendo comercializados para o controle de lepidópteros e mosquitos. Além disso, fungos (penetram pelo tegumento do inseto e se disseminam) e bacilovírus podem ser aplicados. No entanto, todos estes meios são limitados pelo alto custo comercial e a dificuldade de produção laboratorial, além do desconhecimento do produtor sobre estas alternativas (Moscardi 2004).

Conclusão

Existe grande variação entre os agroquímicos testados quanto à toxicidade, sendo que a determinação da concentração letal mediana em 96 horas é apenas uma estimativa inicial para estudos adicionais, uma vez que para muitos deles, concentrações inferiores podem pro-

vocar alterações bioquímicas nos tecidos dos peixes, que se mostram mais efetivas como biomarcadores.

O cálculo do fator de segurança indicou que herbicidas são potencialmente mais poluentes do que pesticidas para os peixes. Porém, seja qual for o agroquímico usado, mesmo que efeitos de curto prazo não sejam percebíveis, efeitos de longo prazo podem representar uma catástrofe ainda maior ao ambiente.

Para minimizar o impacto dos agroquímicos deve-se utilizar sempre a dose mínima recomendada, e manter estática a lâmina de água do cultivo por um período mínimo de duas semanas após a aplicação, de modo que o princípio ativo seja degradado, reduzindo a toxicidade. Outra alternativa é a rizipiscicultura, a qual evita a utilização dos agroquímicos e em alguns casos pode promover um rendimento semelhante.

Além disso, é imprescindível o manejo integrado de pragas, que prevê a manutenção dos inimigos naturais (com ênfase em seu uso) e a redução do uso de agroquímicos (minimizando os impactos causados), além de considerar todos os aspectos envolvidos para cultura de arroz, insetos praga e inimigos naturais. Com isso, prevalecerá a homeostase do meio, sem a perda de produtividade da cultura orizícola.

Referências Bibliográficas

- ABDELGHANI, A.A., LAMEGO, F.P. & PINTO, J.J.O. 1997. Toxicity evaluation of single and chemical mixtures of roundup, garlon-3A, 2,4D and syndets surfactant to channel catfish (*Ictalurus punctatus*), bluegill sunfish (*Lepomis macrochirus*) and cawfish (*Procambarus* spp.). Environ. Toxicol. Water Quality. 12(3):237-243.
- AGUIAR, L.H., MORAES, G., AVILEZ, I.M., ALTRAN, A.E. & CORRÊA, C.F. 2004. Metabolical effects of folidol 600 on the neotropical freshwater fish matrinxã, *Brycon cephalus*. Environ. Res. 95(2):224-230.
- AGUILAR, C., BORRULL, F. & MARCÉ, R.M. 1997. Determination of pesticides in environmental waters by solid-phase extraction and gas chromatography with electron-capture and mass spectrometry detection. J. of Chromatography A. 771(1-2):222-231.
- BAIRD, C. 2002. Química ambiental. 2 ed. Bookman, Porto Alegre, 622 p.
- BEEVI, S.P., BIJU, C.R., JOSEPH, J., MATHEW, M.J. & SEBASTIAN, P.A. 2005. The spider fauna of the irrigated rice ecosystem in central Kerala, India across different elevational ranges. J. of the Arch. 33(2):247-255.
- BEGUM, G. & VIJAYARAGHAVAN, S. 1995. Carbohydrate metabolism in hepatic tissue of freshwater catfish *Clarias batrachus* L. during dimethoate exposure. Food Chem. Toxicol. 33(5):423-426.
- BOONE, J.S. & CHAMBERS, J.E. 1996. Time course of inhibition of cholinesterase and aliesterase activities and nonprotein sulfhydryl levels following exposure to organophosphorus insecticides in mosquitofish (*Gambusia affinis*). Fund. Appl. Toxicol. 29(2):202-207.
- BOWMER, K.H. 1987. Herbicides in surface waters. In Herbicides. (D.H. Hutson & T.R. Roberts, eds.). John Wiley, New York, p. 271-355.
- BULL, D. & HATHAWAY, D. 1986. Pragas e venenos: agrotóxicos no Brasil e no terceiro mundo. Vozes, Petrópolis, 236 p.
- CAPKIN, E., ALTINOK, I. & KARAHAN, S. 2006. Water quality and fish size affect toxicity of endosulfan, an organochlorine pesticide, to rainbow trout. Chemosph. 64(10):1793-1800.
- CARR, R.L. & CHAMBERS, J.E. 1996. Kinetic analysis of the in vitro inhibition, aging, and reactivation of brain acetylcholinesterase from rat and channel catfish by paraoxon and chlorpyrifos-oxon. Toxicol. Appl. Pharmacol. 139(2):365-373.
- CERÓN, J.J., FERRANDO, M.D., SANCHO, E., PANIZO-GUTTIERREZ, C. & ANDREU-MOLINER, A. 1996. Effects of diazinon exposure on cholinesterase activity in different tissues of European eel (*Anguilla anguilla*). Ecotox. Environ. Saf. 35(3):222-225.
- CONG, N.V., PHUONG, N.T. & BAYLEY, M. 2008. Brain cholinesterase response in the snakehead fish (*Channa striata*) after field exposure to diazinon. Ecotox. Environ. Saf. 71(2):314-318.

- CRESTANI, M., MENEZES, C., GLUSCZAK, L., MIRON, D.S., SPANEVELLO, R., SILVEIRA, A., GONÇALVES, F.F., ZANELLA, R. & LORO, V.L. 2007. Effect of clomazone herbicide on biochemical and histological aspects of silver catfish (*Rhamdia quelen*) and recovery pattern. *Chemosph.* 67(11):2305-2311.
- CRUZ, C., MACHADO-NETO, J.G. & MENEZES, M.L. 2004. Toxicidade aguda do inseticida paration metílico e do biopesticida azadiractina de folhas de neem (*Azadirachta indica*) para alevino e juvenil de pacu (*Piaractus mesopotamicus*). *Pest.: Rev. Ecotox. Meio Amb.* 14(1):93-102.
- DEHN, P.F. & SCHIRFF, V.R. 1986. Energy metabolism in largemouth bass (*Micropterus floridanus salmoides*) from stressed and nonstressed environments: adaptations in the secondary stress response. *Comp. Biochem. Physiol.* 84(3):523-528.
- DUTTA, H.M. & ARENDS, D.A. 2003. Effects of endosulfan on brain acetylcholinesterase activity in juvenile bluegill sunfish. *Environ. Res.* 91(3):157-162.
- Instituto de Assistência Técnica e Extensão Rural do Rio Grande do Norte - EMATER. 2001. Rizipiscicultura: manual prático. EMATER, Porto Alegre, 27 p.
- FERNÁNDEZ-VEGA, C., SANCHO, E., FERRANDO, M.D. & ANDREU, E. 2002. Thiobencarb-induced changes in acetylcholinesterase activity of the fish *Anguilla anguilla*. *Pest. Biochem. Physiol.* 72(1):53-63.
- FERREIRA, E., BARRIGOSI, J.A.F. & VIERA, N.R.A. 2001. Percevejos das panículas do arroz: fauna heteroptera associada ao arroz. EMBRAPA; CNPAF, Goiânia, 52 p. (Circular técnica, n. 43).
- FERREIRA, E. & MARTINS, J.F.S. 1984. Insetos prejudiciais ao arroz no Brasil e seu controle. EMBRAPA; CNPAF, Goiânia, 67 p. (Circular técnica, n. 11).
- FLECK, N.G. 2000. Controle de plantas daninhas na cultura do arroz irrigado através da aplicação de herbicidas com ação seletiva. Porto Alegre, 32 p.
- FRITZ, L.L., HEINRICH, E.A., PANDOLFO, M., SALLES, S.M., OLIVEIRA, J.V. & FIUZA, L.M. 2008. Agroecossistemas orizícolas irrigados: insetos-praga, inimigos naturais e manejo integrado. *Oecol. Bras.* 12(4):720-732.
- GALON, L., AGOSTINETTO, D., MORAES, P.V.D., DAL-MAGRO, T., PANOZZO, L.E., BRANDOLT, R.R. & SANTOS, L.S. 2007. Níveis de dano econômico para decisão e controle de capim arroz (*Echinochloa* spp.) em arroz irrigado (*Oryza sativa*). *Planta Daninha.* 25(4):709-718.
- GIMENO, L., FERRANDO, M.D., SANCHEZ, S., GIMENO, L.O. & ANDREU, E. 1995. Pesticide effects on eel metabolism. *Ecotox. Environ. Saf.* 31(2):153-157.
- GOLOMBIESKI, J.I., MARCHEZAN, E., MONTI, M.B., STORCK, L., CAMARGO, E.R. & SANTOS, F.M. 2005. Qualidade da água no consórcio de peixes com arroz irrigado. *Ciênc. Rur.* 35(6):1263-1268.
- GLUSCZAK, L., MIRON, D.S., CRESTANI, M., FONSECA, M.B., PEDRON, F.A., DUARTE, M.F. & VIEIRA, V.L.P. 2006. Effect of glyphosate herbicide on acetylcholinesterase activity and metabolic and hematological parameters in piava (*Leporinus obtusidens*). *Ecotox. Environ. Saf.* 65(2):237-241.
- GLUTH, G. & HANKE, W. 1985. A comparison of physiological changes in carp, *Cyprinus carpio*, induced by several pollutants at sublethal concentrations: the dependency on exposure time. *Ecotox. and Environ. Saf.* 9(2):179-188.
- GOLOMBIESKI, J.I., MARCHEZAN, E., CAMARGO, E.R., SALBEGO, J., BAUMART, J.S., LORO, V.L., MACHADO, S.L.O., ZANELLA, R. & BALDISSEROTTO, B. 2008. Acetylcholinesterase enzyme activity in carp brain and muscle after acute exposure to diafuran. *Sci. Agr.* 65(4):340-345.
- HENARES, M.N.P., CRUZ, C., GOMES, G.R., PITELLI, R.A. & MACHADO, M.R.F. 2007. Toxicidade aguda e efeitos histopatológicos do Diquate na brânquia e no fígado do piauçu (*Leporinus macrocephalus*). *Pest.: Rev. Ecotox. Meio Amb.* 7(1):107-116.
- HOFFMAN, D.J., RATTNER, B.A., BURTON Jr., G.A. & CAIRNS Jr., J. 1995. *Handbook of Ecotoxicology*. Lewis, Boca Raton, 755 p.
- HOOKE, T.V. 1994. The conservation challenge in agriculture and the role of entomologists. *Fla. Entomol.* 77(1):42-73.
- HUBER, A., BACH, M. & FREDE, H.G. 2000. Pollution of surface waters with pesticides in Germany: modeling non-point source inputs. *Agric. Ecos. Environ.* 80(3):191-204.
- Instituto Rio Grandense do Arroz - IRGA. 2001. Arroz irrigado: recomendações e técnicas da pesquisa para o sul do Brasil. Circular técnica, Cachoeirinha, 128 p.
- Instituto Rio Grandense do Arroz - IRGA. 2005. Dados de safra: série histórica da área plantada, produção e rendimento. IRGA, Cachoeirinha. <http://www.irga.rs.gov.br/dados.htm>. (último acesso em 25/06/2005).
- JIRAUNGKOORSKUL, W., UPATHAM, E.S., KRUAATCHUE, M., SAHAPHONG, S., VICHASRI-GRAMS, S. & POKETHITHIYOOK, P. 2002. Histopathological effects of roundup, a glyphosate herbicide, on Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*). *Sci. Asia.* 28(2):121-127.
- KENNETH, M. 1982. *Biologia da poluição*. Universidade de São Paulo, São Paulo, 89 p.
- LAL, B., SINGH, A. & SINHA, N. 1986. Biochemical and haematological changes following malathion treatment in the freshwater catfish, *Heteropneustes fossilis* (Bloch). *Environ. Poll. A.* 42(2):151-156.
- LANGIANO, V.D. & MARTINEZ, C.B.R. 2008. Toxicity and effects of a glyphosate-based herbicide on the Neotropical fish *Prochilodus lineatus*. *Comp. Biochem. Physiol. C.* 147(2):222-231.
- LAVY, T.L., MATTICE, J.D. & NORMAN, R.J. 1998. Environmental implications of pesticides in rice production. In *Rice research studies*. (Arkansas Agricultural Experimental Station - AAES). AAES, Fayetteville, p. 63-71. (Série 460).
- MACHADO, S.L.O., MARCHEZAN, E., VILLA, S.C.C. & CAMARGO, E.R. 2003. Os recursos hídricos e a lavoura arrozeira. *Ciênc. & Amb.* 27(2):97-106.
- MARCHEZAN, E., ZANELLA, R., AVILA, R.A., CAMARGO, E.R., MACHADO, S.L.O. & MACEDO, V.R.M. 2007. Rice herbicide monitoring in two Brazilian rivers during the rice growing season. *Sci. Agr.* 64(2):131-137.
- MATTOS, M.L.T., PERALBA, M.C.R., DIAS, S.P., PRATA, F. & CAMARGO, L. 2002. Monitoramento ambiental do glifosato e do seu metabólito (ácido aminometilfosfônico) na água de lavoura de arroz irrigado. *Pest.: Rev. Ecotox. Meio Amb.* 12(1):145-154.
- MAYER, F.L. & ELLERSIECK, M.R. 1986. *Manual of acute toxicity interpretation and data base for 410 chemicals and 66 species of freshwater animals*. United States Department of the Interior; Fish and Wildlife Service; Washington. (Resource Publication, 160).
- MIRON, D.S., SILVA, L.V.F., GOLOMBIESKI, J.I., MACHADO, S.L.O., MARCHEZAN, E. & BALDISSEROTTO, B. 2004. Lethal concentration of clomazone, metsulfuron-metil, and quinclorac for silver catfish, *Rhamdia quelen*, fingerlings. *Ciênc. Rur.* 34(5):1465-1469.
- MIRON, D.S., CRESTANI, M., SHETTINGER, M.R., MORSCH, V.M., BALDISSEROTTO, B., TIerno, M.A., MORAES, G. & VIEIRA, V.L.P. 2005. Effects of the herbicides clomazone, quinclorac, and metsulfuron methyl on acetylcholinesterase activity in the silver catfish (*Rhamdia quelen*) (Heptapteridae). *Ecotox. Environ. Saf.* 61(3):398-403.
- MOCHA, P.R.E., RENÉ, P., BARRAGÁN, S. & WILSON, R.D. 2007. Sobre los efectos del glifosato y sus mesclas: impacto en peces nativos. Universidad de los Llanos, Villavicencio, 150 p.
- MORAES, B.S., LORO, V.L., GLUSCZAK, L., PRETTO, A., MENEZES, C., MARCHEZAN, E. & MACHADO, S.L.O. 2007. Effects of four rice herbicides on some metabolic and toxicology parameters of teleost fish (*Leporinus obtusidens*). *Chemosph.* 68(8):1597-1601.
- MOSCARDI, F. 2004. Relatório final do Workshop de São Pedro: situação atual e perspectivas do uso de entomopatógenos (vírus, fungos e bactérias). Sociedade Entomológica do Brasil. Piracicaba-SP. www.ferobio.ufv.br/mod/book/view.php?id=8&chapterid=44. (último acesso em 25/07/2009).
- NAKAGOME, F.K., NOLDIM, J.A. & RESGALLA Jr., C. 2007. Toxicidade aguda de alguns herbicidas e inseticidas utilizados em lavouras de arroz

- irrigado sobre o peixe *Danio rerio*. Pest.: Rev. Ecotox. Meio Amb. 17(1):117-122.
- NIMMO, D.R. 1985. Pesticides. In Fundamentals of aquatic toxicology: methods and applications. (G.M. Rand & S.R. Petrocelli, eds.). Hemisphere, New York, p. 335-373.
- NOLDIN, J.A., HERMES, L.C., FAY, E.F., EBERHARDT, D.S. & ROSSI, M.A. 2001. Persistência do herbicida clomazone no solo e na água quando aplicado na cultura do arroz irrigado, sistema pré-germinado. Pl. Dan. 19(3):401-408.
- NORRIS, R.F. 1992. Case history for weed competition population ecology: barnyardgrass (*Echinochloa crus-galli*) in sugarbeets (*Beta vulgaris*). Weed Technol. 6(1):220-227.
- OMOREGIE, E. & OKPANACHI, M.A. 1992. Growth of *Tilapia zilli* exposed to sublethal concentrations of crude extracts of *Azadirachta indica*. Acta Hydrob. 34(3):281-286.
- PANIZZI, R.A. 2007. Nutritional ecology of plant feeding arthropods and IPM. In Perspectives in ecological theory and integrated pest management (M. Kogan & P. Jepson, eds.). Cambridge University Press, Cambridge, p. 171-222.
- PARMA de CROUX, M.J., LOTESTE, A. & CAZENAVE, J. 2002. Inhibition of plasma cholinesterase and acute toxicity of monocrotophos in neotropical fish *Prochilodus lineatus* (Pisces, Curimatidae). Bull. Environ. Con. Toxicol. 69(3):356-363.
- PATHIRATNE, A. & GEORGE, S.G. 1998. Toxicity of malathion to Nile tilapia, *Oreochromis niloticus* and modulation by environmental contaminants. Aquatic Toxicol. 43(4):261-271.
- PEDROSO, B.A. 1982. Arroz irrigado: obtenção e manejo de cultivares. Sagra, Porto Alegre, 175 p.
- PERSCHBACHER, P.W., LUDWIG, G.M. & SLATON, N. 2002. Effects of common aerially applied rice herbicides on the plankton communities of aquaculture ponds. Aquac. 214(1-4):241-246.
- PRIMEL, E.G., ZANELLA, R., KURZ, M.H.S., GONÇALVES, F.F., MACHADO, S.O. & MARCHEZAN, E. 2005. Poluição das águas por herbicidas utilizados no cultivo do arroz irrigado na região central do estado do Rio Grande do Sul, Brasil: predição teórica e monitoramento. Quím. Nova. 28(4):605-609.
- PINHEIRO, A. & ROSA, F.C. 2008. Classificação dos pesticidas usados na bacia hidrográfica do Itajaí (SC) quanto ao risco de degradação dos recursos hídricos. Pest.: Rev. Ecotox. Meio Amb. 18(1):45-58.
- RESGALLA Jr., C., NOLDIN, J.A., SANTOS, A.L., SATO, G. & EBERHARDT, D.S. 2002. Toxicidade aguda de herbicidas e inseticidas utilizados na cultura de arroz irrigado sobre juvenis de carpa (*Cyprinus carpio*). Pest.: Rev. Ecotox. Meio Amb. 12(1):59-68.
- RODRIGUES, E.N.L., MENDONÇA Jr., M.S. & OTT, R. 2008. Fauna de aranhas (Arachnida, Araneae) em diferentes estágios do cultivo do arroz irrigado em Cachoeirinha, RS, Brasil. Iheringia S. Zool. 98(3):362-371.
- ROTHUIS, A.J., DUONG, L.T., RICHTER, C.J.J. & OLLEVIER, F. 1998. Polyculture of silver barb, *Puntius gonionotus* (Bleeker), Nile tilapia, *Oreochromis niloticus* (L.), and common carp, *Cyprinus carpio* L., in Vietnamese ricefields: feeding ecology and impact on rice and ricefields environment. Aquac. Res. 29(9):649-660.
- ROTHUIS, A.J., VROMANT N., XUAN V.T., RICHTER, C.J.J. & OLLEVIER F. 1999. The effect of rice seeding rate on rice and fish production, and weed abundance in direct-seeded rice-fish culture. Aquac. 172(3):255-274.
- SAGLIO, P. & TRIASSE, S. 1998. Behavioral to atrazine and diurin in goldfish. Arch. Environ. Con. Toxicol. 35(3):484-491.
- SALLES C.M.C., SALLES, J.B., CUNHA-BASTOS, V.L.F., SILVA, C.C. & CUNHA-BASTOS, J. 2002. Avaliação do efeito do metil paration sobre as enzimas do metabolismo da serotonina em cérebro de pacu por cromatografia líquida de alta eficiência. Analyt. 1(2):49-58.
- SANCHO, E., FERRANDO, M.D. & ANDREU, E. 1997. Sublethal effects of an organophosphate insecticide on the European eel, *Anguilla anguilla*. Ecotox. Environ. Saf. 36(1):57-65.
- SATO, G. 2002. Rizipiscicultura: uma alternativa rentável para o produtor de arroz irrigado. Agrop. Cat. 15(3):47-50.
- SILVA, M.T.B & KLEIN, V.A. 1997. Efeito de diferentes métodos de preparo do solo e infestação e danos de *Sternelus subsignatus* (Boheman) em soja. Ciênc. Rur. 27(4):533-536.
- TSUDA, T., AOKI, S., KOJIMA, M. & HARADA, H. 1990. Bioconcentration and excretion of diazinon, malathion and fenitrothion by carp. Comp. Biochem. Physiol. Part C. 96(1):23-26.
- TSUDA, T., AOKI, S., INOUE, T. & KOJIMA, M. 1995. Accumulation and excretion of diazinon, fenthion and fenitrothion by killifish: comparison of individual and mixed pesticides. Water Res. 29(2):455-458.
- VENCILL, W.K. 2002. Herbicide handbook. 8 ed. Weed Science Society of America, Lawrence, 493 p.
- WALTON, W.J., BROWN, K.L. & LYDY, M.J. 1997. Diurnal fluctuations in toxicity in two fish species: *Gambusia affinis* and *Notropis ludibundis*. Bull. Environ. Con. Toxicol. 59(3):414-421.
- YAN, Y.S., SHANG, W.W., FU, W.H., AN, K.D. & RONG, X.J. 1995. Ability of fish to control rice diseases, pests, and weeds. In Rice-fish culture in China. (K.T. Mackay, ed.). International Development Centre, Ottawa, p. 223-228.
- ZANELLA, R., PRIMEL, E.G., MACHADO, S.L.O., GONÇALVES, F.F. & MARCHEZAN, E. 2002. Monitoring of the herbicide clomazone in environmental water samples by solid-phase extraction and high-performance liquid chromatography with ultraviolet detection. Chromat. 55(9-10):573-577.
- ZHANG, J., SHEN, H., WANG, X., WU, J. & XUE, Y. 2003. Effects of chronic exposure of 2,4-dichlophenol on the antioxidant system in liver of freshwater fish *Carassius auratus*. Chemosph. 55(2):167-174.

Recebido em 28/04/09

Versão reformulada recebida em 01/08/09

Publicado em 01/10/09