

Campinas, SP  
Dezembro, 2014

#### Autores

##### Claudio A Spadotto

Engenheiro Agrônomo,  
Ph.D. em Ciência de Solo  
e Água, pesquisador da  
Embrapa Gestão Territorial,  
Campinas, SP. E-mail:  
claudio.spadotto@embrapa.br

##### Rafael Mingoti

Engenheiro-agrônomo,  
Dr. em Ciências,  
analista da Embrapa  
Gestão Territorial. E-mail:  
rafael.mingoti@embrapa.br

## Base técnico-científica do *ARAQuá 2014* software para avaliação de risco ambiental de agrotóxico

### Introdução

O software ARAQuá foi desenvolvido em um projeto da Embrapa, em parceria com a Faculdade de Ciências Agrônômicas – FCA, da Unesp, e a Faculdade de Tecnologia do Estado de São Paulo – Fatec, de Botucatu, vinculada ao Centro Estadual de Educação Tecnológica Paula Souza.

A primeira versão do software foi tornada pública em 2008. Desde então, vem sendo modificado para auxiliar as avaliações de riscos ambientais de agrotóxicos em cenários de uso agrícola, considerando as possíveis contaminações de corpos de água superficiais e subterrâneos, por meio da comparação de suas concentrações estimadas com parâmetros de qualidade de água. Em 2014 foi lançada a versão 1.2.1, chamada de *ARAQuá 2014*, que pode ser obtida gratuitamente no endereço:

<https://www.embrapa.br/gestao-territorial/produtos-processos>

As sucessivas versões vêm sendo desenvolvidas no Ambiente de Desenvolvimento Integrado Delphi 7, em que Pascal é a linguagem de programação. O software utiliza dados do agrotóxico, solo e local para a realização de seus cálculos. Para executar o aplicativo, é necessário um sistema operacional da plataforma Windows e um computador com uma configuração básica de hardware.

Importante salientar que as equações no ARAQuá são conservadoras nas estimativas e, portanto, o software é para ser usado somente em etapas iniciais da Avaliação de Risco Ambiental – ARA de agrotóxicos. Por essa característica, as estimativas são feitas de forma que somente combinações ambientalmente seguras de agrotóxico-solo-cenário poderão ser dispensadas de cálculos mais refinados em etapas sucessivas da avaliação.

Na ARA de agrotóxicos, as etapas iniciais caracterizam-se por serem conservadoras e não muito próximas da realidade, guardando uma grande margem de segurança. Nas etapas mais avançadas da avaliação, são adotados procedimentos menos conservadores e mais próximos da realidade, o que demanda cálculos mais apurados e maior número de dados de entrada que, muitas vezes, são de difícil obtenção.

Antes da utilização do software, recomendamos a leitura do documento Avaliação de Riscos Ambientais de Agrotóxicos em Condições Brasileiras (SPADOTTO, 2006).

A interface do ARAQuá com o usuário foi planejada para ser amigável, e os dados de entrada necessários são de fácil obtenção, quando comparado com outros softwares para o mesmo fim. Outro ponto destacável é que o cadastramento, realizado pelo usuário, de condições do clima e do terreno e de propriedades do solo e do agrotóxico permite realizar os cálculos para situações específicas, além daquelas pré-cadastradas que acompanham o software. Dessa forma, o ARAQuá mostra-se adaptável às condições brasileiras de clima e solo e de pouca disponibilidade de dados.

Os dados de entrada cadastrados pelos desenvolvedores do software para "Agrotóxico", "Solo" e "Cenário" são apenas indicativos, sendo as alterações, exclusões e inclusões responsabilizadas de cada usuário. As doses cadastradas pelos desenvolvedores também são indicativas, cabendo a cada usuário cadastrar doses específicas para utilizar nos cálculos.

Alguns agrotóxicos, referidos por seus respectivos ingredientes ativos, foram cadastrados no banco de dados e acompanham o software, somente como exemplos. Os dados dos solos inicialmente cadastrados são provenientes do Comunicado Técnico de Gomes e Spadotto (2004). No cadastramento dos agrotóxicos pelo usuário, é importante atentar para as variações no nome do mesmo ingrediente ativo, como diuron ou diurom, bentazone ou bentazona, carbofuran ou carbofurano, ametrina ou ametrin, glifosate ou glifosato etc.

## Estimativa do carreamento e da concentração em água superficial

A estimativa da concentração do agrotóxico na água superficial é feita considerando um cenário conforme definido por Parker et al. (1995), no qual uma área cultivada de 10 ha está localizada ao redor de um "lago padrão" de 1 ha de superfície e 2 m de profundidade.

A estimativa da perda de agrotóxico na água escoada superficialmente  $M$  ( $\mu\text{g}$ ) é feita com base na *simplified formula for indirect loadings caused by run-off - SFIL* (OECD, 1999), considerando a dose de agrotóxico, como segue:

$$M = D \cdot c \cdot f \cdot \exp \left( -3 \cdot \frac{0,693}{t^{1/2}} \right) \cdot \frac{100}{1 + Kd} \quad [1]$$

em que  $D$  é a dose do agrotóxico ( $\text{g/ha}$  convertida em  $\mu\text{g/ha}$ );  $c$  é o coeficiente de escoamento superficial, que é a proporção entre volume de água escoada e volume da precipitação;  $f$  é um fator de correção, produto de três fatores componentes:  $f_1$ ,  $f_2$  e  $f_3$ ; a meia-vida do agrotóxico no solo está representada como  $t^{1/2}$  (dias) e o seu coeficiente de sorção como  $Kd$  ( $\text{mL/g}$ ).

Na Tabela 1 estão alguns valores do coeficiente de escoamento superficial ( $c$ ) para áreas rurais, em terras cultivadas. Esses valores foram originalmente recomendados pelo Serviço de Conservação de Solo dos EUA e posteriormente apresentados em publicações como Cruciani (1989) e Pruski et al. (2004). Nessa versão do ARAquá, foi inicialmente

cadastrado um cenário com valor de  $c$  de 0,60, porém outros valores podem ser usados.

O fator  $f_1$  está relacionado à declividade do terreno na área em torno do lago padrão. Se a declividade é maior ou igual a 20%,  $f_1 = 1$ ; no entanto, se a declividade for menor que 20%,  $f_1 = 0,02153 \cdot d + 0,001423 \cdot d^2$ ; em que  $d$  é a declividade (%). Segue cadastrado nessa versão do ARAquá um cenário com  $d = 10\%$ , o que pode ser alterado em outro cenário.

O fator  $f_2$  está relacionado à interceptação do agrotóxico pelas plantas cultivadas e é calculado por:  $f_2 = 1 - i/100$ ; em que  $i$  é a interceptação das plantas (%). Foi inicialmente considerado que não há plantas cultivadas, sendo  $i=0$  e, portanto,  $f_2=1$ . Contudo, o usuário pode inserir outro valor de  $i$  manualmente, em outro cenário.

O fator  $f_3$ , por sua vez, está relacionado à presença de faixa de contenção entre a área de aplicação do agrotóxico e o lago padrão e é calculada por:  $f_3 = 0,83^w$ ; em que  $w$  é a largura da faixa de contenção vegetada ( $m$ ). Inicialmente, foi considerado que não há nenhuma faixa de contenção vegetada, o que implica em  $w=0$  e, conseqüentemente,  $f_3 = 1$ . Assim como ocorre para o valor de  $i$  em  $f_2$ , o usuário pode cadastrar outro cenário com valor diferente de  $w$ . O fator de correção geral é adimensional e calculado como:  $f = f_1 \cdot f_2 \cdot f_3$ .

**Tabela 1.** Valores do coeficiente de escoamento superficial  $c$  para áreas rurais, em terras cultivadas.

Declividade do terreno (%)	Textura do solo		
	Arenosa	Média	Argilosa
0 – 5	0,30	0,50	0,60
5 – 10	0,40	0,60	0,70
10 – 30	0,50	0,70	0,80

**Fonte:** Cruciani (1989) e Pruski et al. (2004).

Na proposição da SFIL, foi assumido que, 3 dias após a aplicação do agrotóxico, ocorre um evento de escoamento superficial. Portanto, a SFIL estima a proporção de agrotóxico aplicado que é perdida em solução na água de escoamento superficial nesse evento.

As perdas são, então, calculadas para 10 ha ( $M_{10}$ ) e a concentração do agrotóxico na água do lago  $C_i$  ( $\mu\text{g/L}$ ) é estimada por:

$$C_i \cong \frac{M_{10}}{V} \quad [2]$$

em que,  $v$  é o volume de água no “lago padrão” ( $2 \cdot 10^7$  litros).

## Estimativa da lixiviação e da concentração em água subterrânea

O cálculo matemático da lixiviação do agrotóxico no solo tem como base o conjunto de equações apresentadas por Rao et al. (1976) e Rao et al. (1985). É utilizada a forma generalizada para solos com várias camadas (ou horizontes).

A expressão apresentada por Rao et al. (1985) é:

$$AF = \exp(-t_r \cdot k) \quad [3]$$

em que  $AF$  é o fator de atenuação (*massa/massa*),  $t_r$  representa o tempo de percurso (*dias*), e  $k$  a constante da taxa de degradação do agrotóxico no solo (*1/dias*).

A meia-vida do agrotóxico  $t^{1/2}$  (*dias*) está relacionada com  $k$  conforme a equação:

$$k = \frac{0,693}{t^{1/2}} \quad [4]$$

O tempo de percurso (*dias*) é calculado pela seguinte equação:

$$t_r = \left( \frac{L \cdot FC}{q} \right) \cdot RF \quad [5]$$

em que  $L$  representa a distância (*m*) até o corpo de água subterrâneo,  $FC$ , a *umidade* na capacidade de campo do solo (*volume/volume*) e  $q$  a taxa de recarga hídrica líquida (*mm/ano* convertida em  $m^3/m^2/dia$ ).

O fator de retardamento  $RF$  (*adimensional*) do movimento do agrotóxico é obtido pela equação:

$$RF = 1 + \frac{BD \cdot OC \cdot K_{oc}}{FC} \quad [6]$$

na qual  $BD$  é a densidade do solo ( $g/cm^3$ ),  $OC$  a fração de carbono orgânico do solo (*massa/massa*),  $K_{oc}$  o coeficiente de sorção do agrotóxico normalizado para a fração de carbono orgânico (*mL/g ou cm<sup>3</sup>/g*).

A massa ( $\mu g$ ) prevista do agrotóxico chegando até o corpo de água subterrâneo é dada por:  $m = D \cdot AF$ , em que  $D$  é a dose do agrotóxico (*g/ha* convertida em  $\mu g/ha$ ).

A concentração  $C_r$  ( $\mu g/L$ ) do agrotóxico na água subterrânea é estimada por meio da expressão:

$$C_r \cong \frac{m}{p \cdot d \cdot a} \quad [7]$$

em que  $p$  representa a porosidade do aquífero (*volume/volume*),  $d$  é a profundidade de mistura dentro do corpo de água subterrâneo (assumido como 2 m) e  $a$  representa a área de 1 ha ( $10.000 m^2$ ).

## Cálculo do Quociente de Risco

A Concentração Ambiental Estimada – CAE do agrotóxico na água superficial e na água subterrânea pode ser comparada com parâmetros de toxicidade. A determinação da CAE corresponde à caracterização da exposição ambiental, que é uma etapa da Avaliação de Risco Ambiental – ARA, e está apresentada mais detalhadamente em documentos especializados, como Solomon (1996) e Spadotto (2006). A caracterização do risco, como função do perigo e da exposição, pode ser realizada por meio do Quociente de Risco – QR (URBAN; COOK, 1986).

O QR é calculado pela divisão da CAE por um parâmetro de toxicidade aguda ou crônica de cada agrotóxico. De forma a auxiliar na interpretação do QR, utiliza-se o Nível de Preocupação, (ou *Level of Concern – LOC*), que é o valor do QR considerado como limite na avaliação de risco ambiental.

Para água superficial, o ARAquá 2014 calcula a CAE de pico (CAE máxima) na água do lago para um dado agrotóxico, em determinadas condições. Com isso, seu resultado não pode ser considerado para a caracterização do risco crônico para plantas e animais aquáticos. Nessa versão do ARAquá, os resultados da CAE para água subterrânea também são comparados com parâmetros de toxicidade aguda para plantas e animais aquáticos. Assim como, os padrões de potabilidade são considerados tanto para água subterrânea como para água superficial.

Na Tabela 2 estão apresentados os parâmetros de toxicidade e os LOC utilizados pela Agência de Proteção Ambiental dos EUA (*Environmental Protection Agency – EPA*) e adotados pelo Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Renováveis – Ibama (IBAMA, 2013).

**Tabela 2.** Parâmetros de toxicidade dos Quocientes de Risco e Níveis de Preocupação utilizados pela Agência de Proteção Ambiental dos EUA.

Tipo de efeito	Parâmetro de toxicidade	Nível de preocupação (LOC)
Animais aquáticos		
Agudo elevado	CL <sub>50</sub> ou CE <sub>50</sub>	0,5
Agudo uso restrito	CL <sub>50</sub> ou CE <sub>50</sub>	0,1
Agudo espécies em risco de extinção	CL <sub>50</sub> ou CE <sub>50</sub>	0,05
Crônico	CENO	1,0
Plantas aquáticas		
Agudo elevado	CE <sub>50</sub>	1,0
Agudo espécies em risco de extinção	CE <sub>05</sub> ou CENO	1,0

**Fonte:** EPA (ESTADOS..., 2013b). Obs.: CL<sub>50</sub> = Concentração Letal Média: que causa mortalidade de 50% da população de organismos submetidos às condições do teste no tempo de exposição (de 24 a 96 horas); CE<sub>50</sub> = Concentração Efetiva Média: que causa efeito agudo (p. ex.: imobilidade) de 50% da população de organismos submetidos às condições do teste no tempo de exposição (de 24 a 48 horas); CE<sub>05</sub> = idem ao anterior para 5% da população; CENO = Concentração de Efeito não Observado: maior concentração que não causa efeito deletério estatisticamente significativo nas condições do teste no tempo de exposição (7 dias).

De modo a calcular o QR para efeitos agudos (QR<sub>agudo</sub>), adotaram-se os valores de Concentração Efetiva – CE<sub>50</sub>, como segue:

$$QR_{agudo} = \frac{CAE}{CE_{50}} \quad [8]$$

Nessa nova versão do ARAquá, considerou-se o risco relacionado à toxicidade aguda para plantas aquáticas e animais aquáticos. Para isso, foi feito um levantamento de valores de CE<sub>50</sub> para plantas e animais aquáticos de alguns agrotóxicos, que seguem junto com o software (Tabela 3).

**Tabela 3.** Valores de toxicidade CE<sub>50</sub> de alguns agrotóxicos em plantas e animais aquáticos.

Agrotóxico	Toxicidade CE <sub>50</sub> (µg/L)	
	Plantas aquáticas	Animais aquáticos
2,4-D Amina	210	260
Ametrina (1)	3,6	1700
Atrazina	22	720
Bentazone (1)	5.400	48.000
Diuron	2,4	160
Glifosato	850	650
Malation (2)		0,5
Trifluralina	15,3	8,4

**Fonte:** EPA (ESTADOS..., 2013a); IUPAC (INTERNATIONAL..., 2013). Obs.: (1) = Não encontrado em EPA (ESTADOS..., 2013a) e encontrado em IUPAC (INTERNATIONAL..., 2013); (2) = Inseticida sistêmico sem efeito detectado em plantas nos testes realizados.

Considerou-se, também, o atendimento ao padrão de potabilidade da Portaria n. 2914/2011, do Ministério da Saúde ou, na sua inexistência, ao padrão da Agência de Proteção Ambiental dos EUA (ESTADOS..., 2012). Quando não havia padrão de potabilidade nessas fontes, foi utilizado o Nível Aceitável de um contaminante em água para consumo humano (Lifetime Health Advisory) da EPA (ESTADOS..., 2012). Para esse caso, adotou-se o LOC de 1,0. O Quociente de Risco para potabilidade (QR<sub>potab</sub>) é calculado como:

$$QR_{potab} = \frac{CAE}{VMP} \quad [9]$$

Os valores máximos de potabilidade (VMP) para alguns agrotóxicos estão na Tabela 4 e seguem com o software ARAquá 2014.

**Tabela 4.** Valores máximos de potabilidade para alguns agrotóxicos.

Agrotóxico	Potabilidade (µg/L)		
	Brasil	EUA	Adotado no ARAquá
2,4-D Amina	30	70	30
Ametrina	ND	60 <sup>(1)</sup>	60
Atrazina	2	3	2
Bentazone	ND	200 <sup>(1)</sup>	200
Diuron	90	ND	90
Glifosato	500	700	500
Malation	ND	500 <sup>(1)</sup>	500
Trifluralina	20	10 <sup>(1)</sup>	10

**Fonte:** Portaria do Ministério da Saúde n. 2914/2011 (BRASIL, 2011); EPA (ESTADOS..., 2012). Obs.: <sup>(1)</sup> = *Lifetime Health Advisory*. ND = Não disponível nas fontes consultadas.

## Referências

- BRASIL. Ministério da Saúde. Gabinete do Ministro. Portaria do Ministério da Saúde no 2914/2011. Dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. **Diário Oficial da União**, Brasília, 14 dez. 2011. Substitui integralmente a portaria MS n. 518, de 25 mar. 2004.
- CRUCIANI, D. E. **A drenagem na agricultura**. 4. ed. São Paulo: Nobel, 1989. 337 p.
- ESTADOS UNIDOS. Environmental Protection Agency. **2012 Edition of the Drinking Water Standards and Health Advisories**. Washington, DC: U.S. Environmental Protection Agency/Office of Water, 2012. Disponível em: < <http://water.epa.gov/action/advisories/drinking/upload/dwstandards2012.pdf> >. Acesso em: 11 fev. 2015.
- ESTADOS UNIDOS. Environmental Protection Agency. **Endangered Species Effects Determinations and Consultations and Biological Opinions**. 2013a. Disponível em: < <http://www.epa.gov/espp/litstatus/effects> >. Acesso em: 30 set. 2013).
- ESTADOS UNIDOS. Environmental Protection Agency. **Technical Overview of Ecological Risk Assessment**. 2013b. Disponível em < [http://www.epa.gov/oppefed1/ecorisk\\_ders/toera\\_risk.htm](http://www.epa.gov/oppefed1/ecorisk_ders/toera_risk.htm) > . Acesso em: 30 set. 2013.
- GOMES, M. A. F.; SPADOTTO, C. A. **Subsídio à avaliação de risco ambiental de agrotóxicos em solos agrícolas brasileiros**. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2004. 5p. (Embrapa Meio Ambiente. Comunicado Técnico, 11). Disponível em: < [http://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/CNPMA/5842/1/comunicado\\_11.pdf](http://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/CNPMA/5842/1/comunicado_11.pdf) >. Acesso em: 30 set. 2013.
- IBAMA. **Definição das rotinas e procedimentos para realização da avaliação de risco ambiental**. 2013. Disponível em: < <http://www.ibama.gov.br/qualidade-ambiental/avaliacao-de-risco-ambiental-de-agrotoxicos-no-ibama> >. Acesso em: 30 set. 2013.
- INTERNATIONAL UNION OF PURE AND APPLIED CHEMISTRY. Global Availability of Information on Agrochemicals. **THE PPDB: Pesticide Properties Database**. Disponível em: < <http://sitem.herts.ac.uk/aeru/iupac/index.htm> > . Acesso em: 30 set. 2013.
- OECD. **Annex 2: report of the OECD project pesticide aquatic risk indicators**. 1999. p. 28-32. Disponível em: < [www.oecd.org/dataoecd/31/36/2078678.pdf](http://www.oecd.org/dataoecd/31/36/2078678.pdf) >. Acesso em: 30 set. 2014.
- PARKER, R. D.; JONES, R. D.; NELSON, H. P. GENEEC: A screening model for pesticide environmental exposure assessment. In: INTERNATIONAL EXPOSURE SYMPOSIUM ON WATER QUALITY MODELING, 1995, Orlando. **Proceedings...** [Florida: American Society of Agricultural Engineers], 1995. p. 485-490.
- PRUSKI, F. F.; BRANDÃO, V. dos S.; SILVA, D. D. da. **Escoamento superficial**. 2. ed. Viçosa, MG: UFV, 2004. 87 p.
- RAO, P. S. C.; DAVIDSON, J. M.; HAMMOND, L. C. Estimation of nonreactive and reactive solute front locations in soils. In: HAZARDOUS WASTES RESEARCH SYMPOSIUM, Tucson, 1976. **Proceedings...** Washington: EPA, 1976. p. 235- 241. (EPA-600/19-76-015).
- RAO, P. S. C.; HORNSBY, A. G.; JESSUP, R. E. Indices for ranking the potential for pesticide contamination of groundwater. **Soil and Crop Science Society of Florida**, Florida, v. 44, p. 1-8, 1985.
- SOLOMON, K. R. **Ecotoxicological risk assessment of pesticides**. Guelph: University of Guelph, 1996. 76p.
- SPADOTTO, C. A. **Avaliação de riscos ambientais de agrotóxicos em condições brasileiras**. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2006. 20p. (Embrapa Meio Ambiente. Documentos, 58). Disponível em: < [http://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/CNPMA/7437/1/documentos\\_58.pdf](http://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/CNPMA/7437/1/documentos_58.pdf) >. Acesso em: 30 set. 2014.

URBAN, D. J.; COOK, N. J. **Standard evaluation procedures: ecological risk assessment.** Washington, DC: United States Environmental Protection Agency, Office of Pesticide Programs, Hazard Evaluation Division, 1986. (NTIS PD 86-247-657). Disponível em: < <http://nepis.epa.gov/Exe/ZyPDF.cgi/40001DVO.PDF?Dockey=40001DVO.PDF> >. Acesso em: 12 fev. 2015.

### Circular Técnica, 02

Exemplares desta edição podem ser adquiridos na:

#### Embrapa Gestão Territorial

**Endereço:** Av. Soldado Passarinho, 303/Campinas-SP  
Fazenda Chapadão | CEP 13070-115  
**Fone:** (19) 3211-6200  
**E-mail:** sac@embrapa.br

#### 1ª edição

1ª impressão (2015): 100 exemplares



Ministério da  
Agricultura, Pecuária  
e Abastecimento



### Comitê de publicações

**Presidente:** *Mirian Therezinha Souza da Eira*

**Secretário-Executivo:** *Rosângela Galon Arruda*

**Membros:** *Alba Chiesse da Silva, Helena Sicoli, Ivan Sérgio Freire de Souza, Eliane Gonçalves Gomes Assunta, Rosana Hoffman Câmara, Chang das Estrelas Wilches, Marita Féres Cardilo, Otávio Valentim Balsadi, Jeane de Oliveira Dantas.*

### Expediente

**Gerente-Geral:** *Claudio A. Spadotto*

**Gerente-Adjunto de Administração:** *Emerson J. Lourenço*

**Revisão Gramatical:** *Nilda Maria da Cunha*

**Normalização Bibliográfica:** *Daniela Maciel*

**Editoração eletrônica:** *Daniela Maciel*