

AVALIAÇÃO DE RISCO DE CONTAMINAÇÃO PONTUAL EM LOCAIS DE CARGA DE EQUIPAMENTOS PULVERIZADORES DE AGROTÓXICOS

RISK ASSESSMENT OF PUNCTUAL CONTAMINATION IN PESTICIDE LOAD PADS



Luciano Gebler*

Embrapa Uva e Vinho. Pesquisador, Engenheiro Agrônomo, MSc. Engenharia Ambiental; Doutorando em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental, IPH/UFRGS.

Sergio João De Luca

Universidade Federal do Rio Grande do Sul.

Flávio Bello Fialho

Embrapa Uva e Vinho

Dirección: Embrapa Uva e Vinho; rodovia BR-285, KM 115, caixa postal 1513, Vacaria, RS - Brasil - Tel: +55(54) 3232-1300 - e-mail: lugebler@m2net.com.br

RESUMEN:

Índices ambientales son, en la mayoría de los casos, las herramientas de poco detalle, pero ayudan a la comprensión de los fenómenos analizados. Una amplia gama de índices o incluso modelos para los estudios ambientales de la propagación de productos químicos agrícolas en el medio ambiente, pero hay algunos que están interesados en el análisis de riesgo de este punto a todas las explotaciones, los locales de manipulación de plaguicidas en su forma concentrada. Más específicamente, los puntos de suministro de aspersores. El Índice de Riesgo Ambiental in situ (IRAP), es una variación de uno de estos índices ambientales (ERI), que intenta cubrir esta deficiencia. En las pruebas preliminares mostraron sensibilidad en relación a este riesgo en la manipulación y carga de productos plaguicidas servirá como indicador para la evaluación de riesgos se producen en los puntos donde las operaciones de carga de los rociadores, además de prestar apoyo a los gestores del sistema de producción y el medio ambiente.

ABSTRACT

Environmental indices are limited tools employed for interpretation of natural phenomena. There is a vast number of environmental indices or environmental simulation models for studying agrochemicals dispersion. Only a few consider the environmental risks associated to the operation of pulverizer's loading. A new index, called IRAP, Environmental Risk Index, point source, is being proposed. Preliminary results showed sensitivity to risks associated with handling and loading of distinct agrochemical products. This way it will help agribusiness management in controlling environmental and human health risks.

Keywords: Análisis de riesgos, Contaminación puntual, Impactos ambientales, Índice de riesgos ambientales, Modelado de contaminación por agroquímicos.

INTRODUÇÃO

Na moderna agricultura mundial os agrotóxicos passaram a ser ferramenta chave dos sistemas produtivos, representando, na maioria das vezes, a diferença entre o sucesso e o fracasso de uma safra agrícola. Entretanto, além da segurança à produção, estes produtos fitossanitários também produzem riscos ambientais e toxicológicos para o trabalhador e arredores na forma de resíduos, pelo manuseio indevido dos recipientes de armazenamento e derrames acidentais.

O significado de risco pode ser descrito como o produto Perigo X Exposição, que implica na possibilidade de que algo adverso possa ocorrer para alguém ou alguma coisa (Alister & Kogan, 2006), . O processo de se avaliar riscos deve ser claramente ordenado, representando diferentes graus de refinamento, sempre buscando a melhor representação possível da realidade (Sutter, 1996; USEPA, 1998). Indicadores servem como orientadores de respostas a eventos, sem preocupação com a quantificação física do processo analisado, pois perdem em eficiência e precisão para modelos matemáticos numéricos (Bilyard et al, 1997). Mesmo com esta limitação, os indicadores demonstram ser um sistema eficaz e valioso, pelo seu baixo custo operacional e razoável significância do resultado, podendo ser aplicados mesmo por usuários leigos, classificando-se como ferramentas de avaliação preliminar de risco. A partir disso, um conjunto de indicadores poderá resultar num índice resumo de atributos.

O Índice de Risco Ambiental pontual (IRAp) é um indicador teórico/prático baseado em um sistema similar, desenvolvido por Alister e Kogan (2006) (Environmental Risk Index – ERI), e embasado nos critérios ambientais exigidos para a liberação comercial de agrotóxicos no Brasil. Propõe reduzir a condição de incerteza sobre o grau de risco destes produtos em um tipo de local específico de alta probabilidade de ocorrência de impacto ambiental, os pontos (rampas) de abastecimento de pulverizadores de agrotóxicos. Nestes locais se trabalha repetidamente com grande variedade de agroquímicos comerciais concentrados, podendo afetar em diferentes graus os seres humanos envolvidos e os processos locais de atenuação ambiental natural.

METODOLOGIA DE ADAPTAÇÃO DO IRAP

Para aplicar modelos e indicadores ambientais é necessário aproximar ou reduzir a realidade a um número representativo de parâmetros e fatores que descrevam o ambiente de avaliação, mas suficientemente pequeno que permita o manuseio dos dados.

No IRAp são adotadas características físicoquímicas dos agrotóxicos que refletem o pior cenário (maior lixiviação, menor coeficiente octanol/água, K_{ow} , maior persistência, dentre outros), considerando-se este procedimento como margem de segurança. Por isto, mesmo existindo no local da carga um piso com certo grau de impermeabilidade, este será considerado como solo sem impedimento da lixiviação.

O índice de risco ambiental original (ERI) (Alister & Kogan, 2006), previa a distribuição e análise dos parâmetros físico-químicos e ecotoxicológicos de agrotóxicos numa equação linear simples, a fim de avaliar qual dos produtos poderia apresentar maior risco ambiental em relação a outro onde, à medida que o resultado numérico final aumentasse, maior seria o risco.

$$ERI = (P + L + V + TP) * D \quad (1)$$

Na equação 1, P = Persistência no solo (meia vida); L = Lixiviação (LIX) (Spadotto, 2002); V = Volatilização (Pressão de vapor); D = Dose (quantidade aplicada de ingrediente ativo por ha) e TP, Perfil toxicológico do agrotóxico (propriedades químicas e testes de campo), será dado por:

$$TP = K_{OW} + Rfd + CL_{50} + AT \quad (2)$$

Na equação 2, K_{OW} = Coeficiente de partição octanol-água do agrotóxico; Rfd = Dose de referência; CL_{50} = Dose letal dermal humana para 50% da população; AT = Parâmetros toxicológicos para animais de referência. Os dados para a execução do modelo podem ser obtidos de publicações científicas ou banco de dados específicos (Wauchope et al, 1991; Gebler et al, 2007).

Assim, manteve-se os fatores de risco sugeridos por Alister & Kogan (2006), com algumas adaptações, segundo a legislação brasileira ou baseadas nas sugestões de testes de campo específicos para este trabalho, mas idêntico objetivo inicial: traduzir os parâmetros a um fator único, porém com conhecimento das características ambientais do agrotóxico.

- a. **Persistência no solo (P)**: representada pela meia vida no solo, permite uma aproximação de quanto tempo o agrotóxico levará para ser degradado no solo, baseado na perda de 50% de sua massa inicial.

$$t_{1/2} = \ln(2) / k \quad (3)$$

onde $t_{1/2}$ = meia vida em dias. É baseada na conhecida equação de degradação de agrotóxicos com cinética de primeira ordem (Walker & Barnes, 1981).

- b. **Lixiviação (L)**: Este fator busca relacionar a possibilidade do agrotóxico lixiviar e a velocidade de descida no perfil do solo. Para tal foi utilizado o cálculo do Leacheability Index – LIX (Spadotto, 2002), que é uma adaptação do índice desenvolvido por Gustafsson (GUS) (Gustafson, 1989), com a vantagem de variar somente entre zero e um, enquanto que o GUS varia de $-\infty$ a $+\infty$. O LIX é representado pela seguinte equação:

$$LIX = \exp^{-k * K_{oc}} \quad (4)$$

onde k = constante de degradação de primeira ordem do agrotóxico e K_{oc} = coeficiente de adsorção ao carbono orgânico do solo.

Os limites de cada categoria dos LIX utilizados no IRAp foram calculados estatisticamente com base na diversidade e no volume de produtos utilizados neste trabalho, buscando-se uma correlação mais apropriada com o GUS, em relação ao trabalho original (Kogan et al, 2007). Utilizando-se o software estatístico R (2008), foi determinada uma relação não-linear entre os valores de LIX e GUS de 33 princípios ativos através do modelo:

$$LIX = 1 / (1 + \exp(-8 * \log(2) * (GUS - xt) / dx)) \quad (5)$$

onde xt e dx são os parâmetros estimados. A partir da equação resultante ($R^2 = 0,983$), os limites de GUS tradicionalmente utilizados (1,8 e 2,8) foram transformados em valores de LIX e estabelecidas classes, cujos limites podem ser vistos na Tabela 1.

- c. **Volatilização (V)**: Este parâmetro busca estabelecer uma relação entre a degradação do agrotóxico no solo pela evaporação e a remediação deste solo. Parte-se do princípio da diluição ambiental, onde quanto menor for a concentração no ponto de interesse, mais rapidamente o agrotóxico será eliminado. No ERI o fator volatilização (V) é derivado da equação:

$$V = 0,0029 * P * M^{0,5} \quad (6)$$

Nessa equação, V = taxa de perda do agrotóxico a campo, P = pressão de vapor e M = peso molecular, gerando um ranking de 1 a 4. Como no IRAp, a volatilização passa a ser uma ferramenta para remediação naquele ponto, o parâmetro é baseado diretamente na escala da pressão de vapor das substâncias, mantendo-se uma relação de uma ordem de grandeza entre cada classe (Tabela 1).

Os fatores seguintes (dose e perfil toxicológico), sofreram modificações mais aprofundadas, uma vez que o IRAp aqui apresentado foi desenvolvido para analisar a contaminação pontual no momento do carregamento do pulverizador, e não a contaminação difusa, como o ERI. Alister e Kogan (2006), demonstraram ser possível alterações profundas no índice, ao sugerirem a aplicação de um índice alternativo, usado para águas subterrâneas, denominado $ERI_{loading}$. A este foi sugerido a retirada do fator TP, considerado pelos autores originais como um fator de medida de impacto ambiental. Entretanto, na equação no IRAp, o fator TP passou a ser considerado como um fator de risco toxicológico direto ao operador do ponto de abastecimento, não considerando a poluição difusa. Além disso, no IRAp foi alterado também o fator dose (D), acrescentando-se os parâmetros NC e CT (Novas Cargas e Toxidez). Isto permitiu ao modelo espelhar o risco potencial de derrames, potencializado pela repetibilidade da operação de carregamento do pulverizador sempre no mesmo local.

Assim, os fatores adaptados passam a ser descritos como:

- d. **Dose (D)** a dose aplicada em uma área, normalmente uma única vez por período, determina o incremento do risco a ser considerado. O IRAp, pela recorrência da natureza da atividade de risco, propõe associar dois sub-fatores relacionados com o incremento do risco de acidentes naquele ponto. O sub-fator NC deriva do incremento estatístico de haver pelo menos um derrame à medida que aumenta o número de operações de mistura de calda no ponto de abastecimento de pulverizador, para cumprir uma sessão de aplicação. Isto se dá independente da área total a ser tratada, o que acontece na avaliação do IRA, onde o fator Dose se refere à concentração do princípio ativo em um hectare somente. Além disso, foi adotado um sub fator de risco toxicológico como segurança ao operador daquele ponto, CT, utilizando-se a classe toxicológica do produto como indicador do nível de segurança humana em relação a operação. Isto se deve ao conceito de que há menor risco ao se tratar com maiores volumes de agrotóxicos menos tóxicos do que com pequenos volumes muito tóxicos. Isto resulta em:

$$iDp = D + (Nc * \exp^{-CT}) \quad (7)$$

- e. **Toxicologia:** O perfil toxicológico (TP) representa o fator de segurança que o agrotóxico representa ao operador (visto como parte do ambiente). Por conta disto, o sub fator AT, presente no IRA pode ser desconsiderado, uma vez que se busca nível de risco causado pelo contato recorrente direto com o agrotóxico pelo manejo.

$$TP = K_{OW} + Rfd + CL_{50} \quad (8)$$

Na equação 8, TP = Perfil Toxicológico; K_{OW} = Coeficiente de partição octanol-água, responsável por indicar o potencial de bioconcentração que o agrotóxico pode oferecer ao trabalhador (Briggs, 1981; Isnard &

Lambert, 1988), uma vez que o log do K_{ow} é um fator diretamente correlacionado com o potencial de acumulação nos ácidos graxos dos seres vivos. Substâncias com valores de log acima de 2,0 requerem maiores cuidados no manejo, e, acima de log 3,0 passam a ser consideradas como alto risco ambiental e toxicológico (Gebler et al, 2008).

Além dos dados físico químicos dos agrotóxicos obtidos de fontes bibliográficas e Internet, e outras, é necessário se conhecer dados relacionados com o agrotóxico ou com o manejo, uma vez que o usuário fará uso de produtos comerciais. As informações necessárias para o uso do IRAp além dos dados físico-químicos são:

1) Concentração do princípio ativo no produto formulado comercial – Devido à existência de diversas formulações comerciais do mesmo princípio ativo, com concentrações diferentes, afetando principalmente o fator Dose;

2) Classe toxicológica – O mesmo produto ativo pode apresentar diferentes classes toxicológicas, por questões de concentração no formulado comercial ou relacionadas aos demais componentes do agrotóxico;

3) Número de carregamentos de agrotóxicos – Normalmente é necessário mais de um procedimento de enchimento de tanque de pulverizador para a execução do serviço que, na maioria das vezes, abrange mais do que um hectare, afetando o grau de risco de acidentes, também representado no fator Dose.

Mantendo a equação final na forma linear, estabeleceu-se a nova conformação do IRAp:

$$\text{IRAp} = (P + L + V + TP) * iDp \quad (9)$$

APLICAÇÃO DO IRAP

O IRAp foi desenhado para ser aplicado diretamente pelo usuário final a partir de planilhas de cálculo computadorizadas, seja na forma de preenchimento de cada parâmetro, seja através de banco de dados pré definidos para os dados fixos referentes aos agrotóxicos. A variável que sempre fica a encargo do usuário é a definição do número de carregamentos para cada sessão de aplicação de produto, que sozinha pode alterar o escore final da análise.

A avaliação de risco ambiental feita pelo índice pode exigir parâmetros fixos para possibilitar comparação entre os dados. Muitas vezes isto não é possível, principalmente em casos onde há variação da concentração por hectare do mesmo princípio ativo sob análise, afetando o número de carregamentos e refletindo no fator iDp . Isto pode contribuir para a alteração do fator final de risco, como por exemplo, comparando-se os valores do IRAp entre o Malathion 1000CE da Cheminova (Dose máxima por ha = 1000 g/L) e o Malathion 500CE da Cheminova (Dose máxima/ha = 750 g/L). Aplicando uma regra-de-três direta, seriam necessárias somente 7,5 cargas do Malathion 1000Ce para se igualar à concentração de ingrediente ativo por hectare de 10 cargas do Malathion 500CE. Porém, caso seja mantido o mesmo número de cargas para ambos durante a simulação, pode haver alteração de categoria no resultado final da avaliação.

Os fatores para cada agrotóxico são classificados como potencial baixo risco (1), médio risco (2), alto risco (3) ou muito alto risco (4), gerando no final da equação um número inteiro entre 4 e 64, que representa o nível de risco estimado, conforme a Tabela 1.

TABELA 1: Tabela de classificação de parâmetros humanos, físico-químico e ecotoxicológicos, para aplicação no Índice de Risco Ambiental pontual – IRAp.

Tipo Nível de risco	P (dias)	L (LIX)	V (Pascal)	Rfd mg/kg p.v.	K _{ow} (adimen- sional)	D kg	CL ₅₀ (mg/kg p.v.)	TP	iDp	IRAp
1 Baixo	< 30	0	< 0,00133	> 0,1	< 1	≤ 1	> 4000	3	≤ 1	4 a 8
2 Médio	30 a 60	> 0 a 0,025	0,00133 a 0,0133	0,1 a 0,01	1 a 2	1 a 2	4000 a 400	3 a 6	1 a 2	9 a 24
3 Alto	60 a 90	0,025 a 0,135	0,0133 a 0,133	0,01 a 0,001	2 a 3	2 a 3	400 a 40	6 a 9	2 a 3	25 a 48
4 Muito alto	> 90	> 0,135	> 0,133	< 0,001	> 3	≥ 3	< 40	> 9	≥ 3	> 48

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Como descrito previamente, o grande objetivo do IRAp é quantificar os riscos em áreas onde a contaminação ocorre pontualmente (concentrada), tornando-a diferente do objeto do estudo do IRA. Espera-se que a aplicação deste índice demonstre um incremento na segurança, à medida que diferentes volumes de trabalho com agrotóxicos são feitos no mesmo ponto. Certamente não se espera que haja deposição de produto como prática normal num ponto de abastecimento de pulverizadores, porém, por deficiências de equipamento e de manejo, ocorrem desde pequenos gotejamentos até grandes derrames naqueles pontos. Foram testados 32 ingredientes ativos de agrotóxicos, distribuídos em 67 formulações comerciais usadas na agricultura no Brasil. Estes produtos e seus parâmetros físico-químicos foram retirados da bibliografia corrente (Gebler et al, 2007).

Individualmente, utilizando-se a dose prescrita para a máxima eficiência agrônômica de cada produto, tomando-se a cultura da maçã como base, e fixando-se o número de cargas em 10, o IRAp indicou níveis mais críticos em relação ao ERI quando os produtos apresentavam classe toxicológica de maior risco (1 ou 2), ou diferentes concentrações do princípio ativo no produto comercial, chegando a resultar diferentes níveis de risco entre os resultados (sempre mais baixos no ERI). Com este índice, o IRAp, o produtor pode decidir antecipadamente se aplica métodos de prevenção aos riscos (barreiras físicas, químicas, compostagem, redução da toxicidade dos produtos, redução do número de cargas, treinamento, dentre outros), ou terá a indicação do possível grau de mitigação posterior (se necessário).

A Tabela 2 apresenta o IRAp aplicado a três princípios ativos comumente empregados em diversos cultivos: herbicida, fungicida, e um inseticida para efeitos de ilustração.

TABELA 2. Avaliação de Risco Ambiental pontual (IRAp) de Três Princípios Ativos.

Marca comercial	Princípio Ativo	Classificação de uso	Classificação IRA Valor/classe	Classificação IRAp Valor/classe
Agrisato 480 CS	Glifosato	Herbicida	33/Alto	44/Alto
Tiomet 400CE	Dimetoato	Inseticida	13/Médio	52/Muito Alto
Bravonil 750PM/	Clortalonil	Fungicida	20/Médio	30/Alto

CONCLUSÃO

O Índice de Risco Ambiental pontual reproduziu os resultados de campo esperados durante as simulações. Apresenta fácil manuseio em planilhas eletrônicas e clareza de resultado, através de escala numérica direta. Demonstra ser uma ferramenta de grande alcance na análise preliminar (“*screening*”) dos riscos envolvidos nas repetidas operações de carga e limpeza de pulverizadores de agrotóxicos, permitindo o planejamento de longo prazo da escolha de produtos a serem utilizados na atividade, segundo a necessidade de segurança do ambiente, necessidade de segurança toxicológica ao trabalhador ou o conjunto de ambas.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALISTER, C.; KOGAN, M. (2006). ERI: Environmental Risk Index. A simple proposal to select agrochemicals for agriculture use. CROP PROTECTION. v. 25.202 – 211.
- BILYARD, G. R.; BECKERT, H.; BASCIETTO, J. J.; ABRAHAMS, C. W.; DYER, S. A.; HASELOW, L. A.(1997). Using the data quality objectives process during the design and conduct of ecological risk assessment. Washington, D. C.: U. S. Department of Energy. 124 p.
- BRIGGS, G.(1981) Theoretical and experimental relationships between soil adsorption, octanol-water partition coefficients, water solubilities, bioconcentration factors. Journal of Agriculture and Food Chemistry. V. 20, p.1050–1059.
- GBLER, L., PELIZZA, T. R., ALMEIDA, D. L. de. (2007). Variáveis ambientais e toxicológicas de agroquímicos utilizados na Produção Integrada de Maçãs visando modelagem matemática. Revista de Ciências Agroveterinárias. , v.5, p.169 – 184.
- GBLER, L.; ESPANHOL, G. L.; FIRTA, I. N.; SPADOTTO, C. A.(2008) Dispersão dos Poluentes e seu monitoramento na Agropecuária. In: Luciano Gebler; Julio Cesar Pascale Palhares. (Org.). Gestão Ambiental na Agropecuária. 1 ed. Brasília, DF: Embrapa Informação Tecnológica. v. 1, p. 105-166.
- GUSTAFSON, D. I.(1989) Groundwater ubiquity score: a simple method for assessing agrochemical leachability. Environmental Toxicology Chemistry, v. 58, p. 339 – 357.
- ISNARD, P., LAMBERT, S.(1988). Estimating bioconcentration factors from octanol-water partition coefficient and aqueous solubility. Chemosphere, v. 17, p. 21–34.
- KOGAN, M; ROJAS, S.; SUÁREZ, F.; MUNÓZ, J. F.; ALISTER, C.(2007). Evaluation of six pesticide leaching indexes using field data of herbicide application in Casablanca Valley, Chile. Water Science & Technology, v. 56 n.2, p.p. 169 – 178.
- R DEVELOPMENT CORE TEAM (2008). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL <http://www.R-project.org>.
- SPADOTTO, C. A. (2002). Screening Method for Assessing Pesticide Leaching Potential. Pesticidas, Curitiba. v.12, p. 69-78.
- SPADOTTO, C. A. (2002). Screening Method for Assessing Pesticide Leaching Potential. Pesticidas, Curitiba. v.12, p. 69-78.
- SUTTER, G. W. II. (1996). Guide for developing conceptual models for ecological risk assessment. Oak Ridge, Tennessee: Oak Ridge National Laboratory. 14 p.
- U. S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (EPA),(1998). Guidelines for ecological risk assessment. Washington, D.C.: U.S. Environmental Protection Agency. 173 p.
- WALKER, A.; BARNES, A.(1981). Simulation of herbicide persistence in soil: a revised computer model. Pesticide Science, Chichester, V.12, p. 123-132.

WAUCHOPE, R. D.; BUTTLER, T. M.; HORNSBY, A. G.; AUGUSTIJN-BECKERS, P. W. M.; BURT, J. P. (1991). The SCS/ARS/CES pesticide properties database for environmental decision-making.; ENVIRONMENTAL CONTAMINATION TOXICOLOGY. v.123. p.p.1-36.