

<b><u>CONTAMINAÇÃO DE MICROBACIA HIDROGRÁFICA PELO USO DE PESTICIDAS</u></b>	<b>1</b>
<b>RESUMO</b>	<b>1</b>
<b>DEFINIÇÃO DE PESTICIDAS</b>	<b>2</b>
<b>PESTICIDAS MAIS USADOS NO BRASIL</b>	<b>3</b>
<b>COMO OCORRE A CONTAMINAÇÃO COM PESTICIDAS EM MICROBACIAS</b>	<b>6</b>
<b>LEGISLAÇÃO BRASILEIRA PERTINENTE AOS PESTICIDAS</b>	<b>15</b>
<b>TÉCNICAS ALTERNATIVAS AO USO DE PESTICIDAS</b>	<b>17</b>
<b>REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS</b>	<b>20</b>

# Contaminação de microbacia hidrográfica pelo uso de pesticidas

Luiz Roberto Guimarães Guilherme<sup>1</sup>  
Marx Leandro Naves Silva<sup>1</sup>  
José Maria de Lima<sup>1</sup>  
Renê Luís de Oliveira Rigitano<sup>2</sup>

## Resumo

---

A aplicação de insumos agrícolas nos solos e nas culturas é prática comum na agricultura devido à crescente demanda de alimentos. Os principais objetivos do uso destes insumos são o aumento do suprimento de nutrientes, correção do pH e a proteção das lavouras dos patógenos e pragas. Essas práticas, quando mal utilizadas, podem causar degradação química, com o acúmulo de elementos e/ou de compostos nocivos em níveis indesejáveis.

O estudo do comportamento de pesticidas em solos reveste-se a cada dia de maior importância em face das suas implicações de natureza ambiental. Embora exista um considerável volume de informações na literatura sobre os problemas de poluição ambiental com estes compostos, a maioria das investigações tem sido conduzida em solos sob condições de clima temperado, predominantemente na Europa e América do Norte. Entretanto, no Brasil, tais estudos se ressentem da falta de dados que propiciem conhecimentos em relação ao destino destes pesticidas no ambiente de microbacias hidrográficas. Portanto, o destino de pesticidas e seus metabólitos em solos tropicais e os mecanismos que regem a distribuição destes produtos devem ser melhor estudados.

O contato do pesticida com o solo e a água pode desencadear vários processos como a adsorção pelo solo, degradação biótica, degradação abiótica e volatilização, dentre outros. Quando o pesticida entra no ciclo hidrológico da microbacia, esse pode sofrer lixiviação e arraste superficial pela enxurrada e sedimentos, contaminando águas sub-superficiais e superficiais. O pesticida também pode ser absorvido e translocado pelas plantas, podendo ser transferido para outras cadeias alimentares, através da bioacumulação, aumentando o risco de contaminação.

Para o controle da contaminação é necessário lançar mão de uma série de medidas no contexto de uma microbacia, considerada unidade básica de conservação do solo e da água.

---

<sup>1</sup> Professor do Departamento de Ciência do Solo da Universidade Federal de Lavras. Caixa postal 37, 37200-000, Lavras (MG). Bolsista do CNPq. E-mail: [guilherm@ufla.br](mailto:guilherm@ufla.br); [marx@ufla.br](mailto:marx@ufla.br); [jmlima@ufla.br](mailto:jmlima@ufla.br).

<sup>2</sup> Professor do Departamento de Entomologia da Universidade Federal de Lavras. Caixa postal 37, 37200-000, Lavras (MG). E-mail: [rigitano@ufla.br](mailto:rigitano@ufla.br).

Uma série de fatores como precipitação, tipo de solo, topografia (declive e comprimento de rampa), cobertura vegetal e práticas de manejo (preparo do solo, rotação de culturas, cultivo do solo, plantio direto e controle biológico) e conservação do solo e da água (terraceamento, bacias de captação de água, uso de plantas de cobertura, quebra vento e cordões de vegetação) devem ser consideradas. Além destes aspectos, devem ser implementadas tecnologias de aplicação de pesticidas no intuito de se usar doses mínimas e cultivares específicas, além do monitoramento de contaminação de bacias hidrográficas e fiscalização rigorosa no uso destes insumos.

Palavras-Chave: Defensivos agrícolas; Manejo de solo e água; Poluição de solo e água; Impacto ambiental.

### ***Definição de pesticidas***

---

Pesticidas são produtos químicos usados para controlar ou matar pragas, tais como fungos, bactérias, insetos ou plantas indesejáveis que infestam áreas agrícolas, ou animais que causam ou transmitam doenças. Embora os pesticidas sejam geralmente associados a substâncias tóxicas, produtos químicos que repelem ou impedem o desenvolvimento de um organismo indesejável são também incluídos nesta categoria.

Pesticidas, classificados quanto ao espectro de ação, podem ser de amplo espectro, os quais matam todos os organismos vivos. Neste grupo estão os fumigantes, tais como o brometo de metila, que são usados para proteger grãos armazenados ou esterilizar o solo. Geralmente, para situações específicas, prefere-se o uso de agentes de espectro mais estreito, direcionados a um tipo específico de praga. Neste caso, os pesticidas podem ser classificados como herbicidas (usados para controlar plantas daninhas), inseticidas (para controlar insetos); fungicidas (para controlar fungos), acaricidas (para controlar ácaros), nematocidas (para controle de nematóides) e, até, rodenticidas (para o controle de roedores). Os pesticidas podem também ser definidos de acordo com o seu método de dispersão (fumigação, por exemplo) ou por seu modo de ação (tal como um ovicida, que mata os ovos de uma praga). Em um sentido amplo, os antibióticos usados na medicina para combater infecções são também pesticidas (Cunningham & Saigo, 1995).

Os pesticidas foram primeiramente usados em larga escala na produção agrícola, em meados do século 19. Alguns exemplos incluem arsênico, cobre, sais de zinco e compostos

naturalmente produzidos pelas plantas, tais como a nicotina, os quais foram usados para o controle de insetos e doenças em culturas. Nas décadas de 30 e 40, foram introduzidos compostos orgânicos como o 2,4-D, um herbicida, e o DDT, um inseticida. Subseqüentemente, quantidades crescentes de pesticidas passaram a ser usados nas atividades agrícolas em todo mundo (Sparks, 1995).

Os benefícios dos pesticidas no sentido de garantir a produção de colheitas crescentes a um custo razoável são inquestionáveis. Entretanto, com o aumento do uso desses produtos, aumentaram-se também as preocupações com a contaminação de solos e águas superficiais e sub-superficiais, bem como os seus efeitos sobre seres humanos e animais.

### ***Pesticidas mais usados no Brasil***

No Brasil, os pesticidas são utilizados basicamente na agricultura e o seu consumo tem aumentado em taxas muito acima daquelas verificadas para o crescimento de área plantada. A evolução no consumo pode ser inferida pelo aumento de cerca de 42% nas vendas no período 1995-1997 (Figura 1).

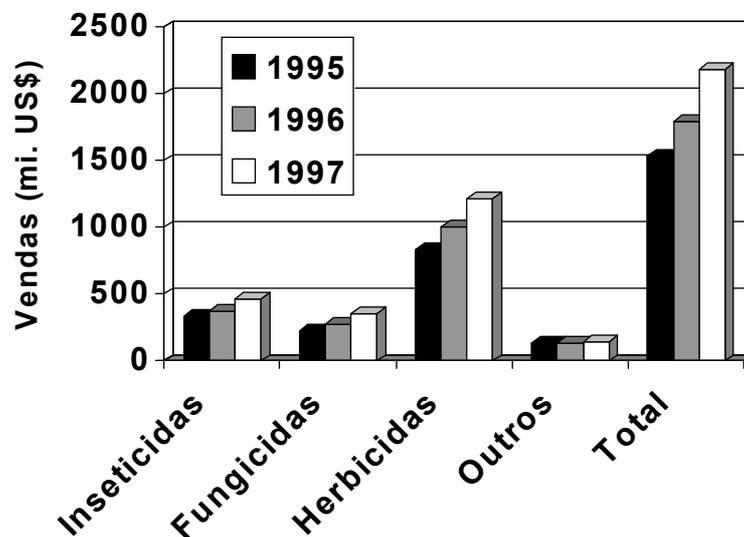


FIGURA 1. Evolução das vendas de pesticidas no Brasil no período 1995-1997.

Fonte: Guilherme (1999).

Dentre os pesticidas vendidos no Brasil em 1997, os herbicidas representaram a maioria (cerca de 56% das vendas), seguidos dos inseticidas (21%) e fungicidas (16%). Outros produtos como acaricidas, nematicidas, etc, somaram 7% do total. A figura 2 ilustra este aspecto, não somente em termos de vendas, mas também em termos de consumo de produto comercial e de ingrediente ativo. Estatísticas mais recentes revelam uma queda nas vendas de pesticidas de 1998 para 1999, embora, para o fechamento do ano de 2000, a expectativa do setor seja de aumento de 10% nas vendas, voltando-se aos níveis de 1998 (SINDAG, 2000).

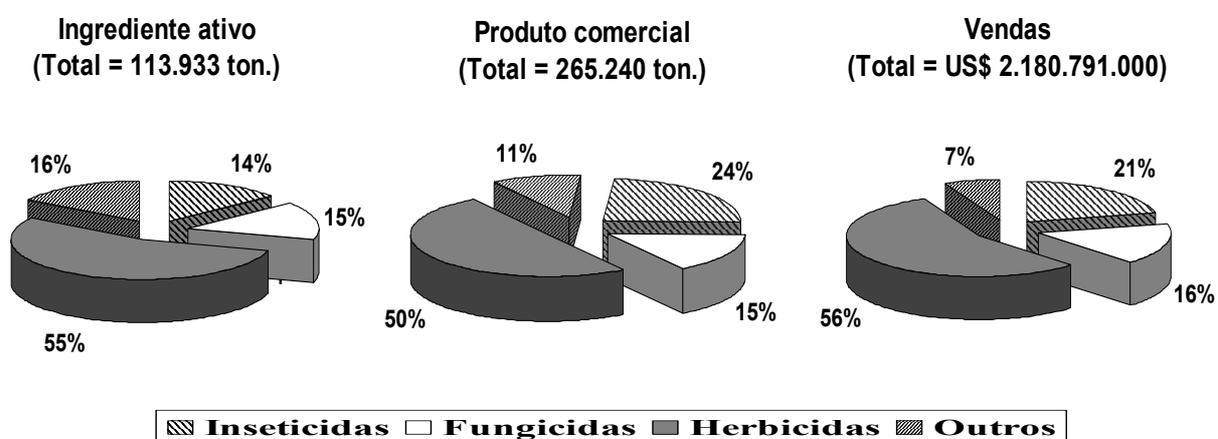


FIGURA 2. Participação relativa dos herbicidas, inseticidas, fungicidas e outros (acaricidas, nematicidas, rodenticidas, etc.) no consumo de ingrediente ativo e produto comercial e nas vendas de pesticidas no Brasil em 1997.

Fonte: SINDAG (1998).

O quadro 1 traz algumas informações pertinentes aos herbicidas e inseticidas mais consumidos no Brasil, segundo Racke et al. (1997). Uma lista completa dos produtos em linha de comercialização no Brasil, em julho de 1999, pode ser obtida em <http://www.sindag.com.br/index.html>. Essa lista inclui cerca de 300 ingredientes ativos isolados ou em misturas e 550 marcas comerciais.

Quadro 1. Principais herbicidas e inseticidas consumidos no Brasil.

Classe/subgrupo	Ingrediente ativo	Culturas/Práticas de utilização
<b>Herbicidas</b>		
Triazina	Ametrina	Cana-de-açúcar, citros, café, abacaxi, uva, banana
Triazina	Atrazina	Milho, cana-de-açúcar, abacaxi, seringueira, sisal, sorgo
Triazina	Atrazina + Simazina	Cana-de-açúcar, milho, abacaxi, sisal, sorgo, seringueira
Sulfonilurêia	Clorimuron Etilico	Soja
Fenoxi-ácido	2,4-D Éster Butílico	Arroz, trigo, soja, aveia, milho
Fenoxi-ácido	2,4-D Sal Dimetilamina	Cana-de-açúcar, milho, trigo, soja, arroz sequeiro, arroz irrigado, aveia, centeio, cevada, café, açudes, represas ou canais, pastagens formadas, gramados e áreas não cultivadas
Fenoxi-ácido	2,4-D Éster	Cana-de-açúcar, arroz, soja, milho, trigo, aveia
Fenoxi-ácido	2,4-D Amina	Cana-de-açúcar, café, soja, milho, arroz, trigo, gramados/áreas não cultivadas
Fosfono-amino-ácido	Glifosato	Milho, soja, trigo, citros, arroz, café, cana-de-açúcar, cacau, banana, ameixa, maçã, nectarina, pêra, pêssego, uva, seringueira, eucalipto, pastagens, eliminação da soqueira e como maturador, uso não agrícola e florestal
Imidazole	Imazaquim	Soja
Imidazole	Imazetapir	Soja
Uréia substituída	Tebutiuron	Cana-de-açúcar, pastagens
Nitroanilina	Trifluralina	Soja, algodão, alho, amendoim, tomate, berinjela, brócolis, couve-flor, couve-manteiga, repolho, pimentão, quiabo, feijão, feijão-vagem, cebola, cenoura, girassol, citros, berinjela, gladiolo, roseira, fumo, culturas florestais (eucalipto e seringueira)
<b>Inseticidas</b>		
Avermectina	Abamectina	Citros, algodão, plantas ornamentais e flores (crisântemo, rosa, cravo), batata, maçã, melancia, morango, pepino, pimentão
Carbamato	Aldicarbe	Citros, café, batata, algodão, feijão
Carbamato	Carbofuran	Café, arroz, cana-de-açúcar, milho, batata, fumo, banana, algodão, cenoura, amendoim, trigo, feijão, tomate, repolho
Organofosforado	Clorpirifós	Tratamento de sementes: arroz, algodão, milho, banana Algodão, café, batata, citros, fumo, feijão, pastagem, soja, sorgo, tomate, trigo, cevada, couve, repolho, milho
Piretróide sintético	Deltametrina	Formicida Algodão, café, alho, cebola, batata, tomate, fumo, soja, milho, arroz, trigo
Organofosforado	Dissulfoton	Café, algodão, amendoim, batata, cebola, melão, melancia, feijão, gladiolo, dália, rosa, tomate, fumo, abacaxi
Organoclorado	Endossulfan	Tratamento de sementes: algodão Algodão, café, soja, cacau, cana-de-açúcar
Piretróide sintético	Lambdacyhalotrina	Algodão, soja, tomate, fumo, trigo, milho, café, batata, cebola, couve, feijão
Organofosforado	Monocrotofós	Algodão, soja, trigo, amendoim, batata, feijão
Piretróide sintético	Permetrina	Algodão, soja, café, fumo, tomate envarado, tomate rasteiro, milho, arroz, couve, repolho, trigo, couve-flor, trigo, grãos armazenados (milho a granel)

Fonte: Adaptado de Sindicato Nacional da Indústria de Defensivos Agrícolas – SINDAG (<http://www.sindag.com.br>)

## ***Como ocorre a contaminação com pesticidas em microbacias***

---

A preocupação ambiental com os pesticidas em microbacias hidrográficas ocorre pelo fato desses poderem ser levados, tanto por lixiviação, quanto por erosão, para além do local a que se destinam, causando possíveis efeitos adversos sobre organismos outros que não aqueles considerados como peste, no sentido agrônômico da palavra.

Para se avaliar o potencial de contaminação desses produtos em uma microbacia hidrográfica é necessário, inicialmente, entender o comportamento destas substâncias no solo, visto que os solos funcionam como "filtros" químicos e biológicos que diminuem o impacto ambiental dos produtos químicos introduzidos na biosfera, quer seja acidental ou propositalmente. Os solos são, dessa forma, a primeira linha de defesa para se evitar que resíduos dos pesticidas atinjam as águas.

### **Comportamento de pesticidas no solo**

Os solos reduzem a mobilidade de produtos químicos orgânicos de duas maneiras: pela adsorção (retenção) ou pela degradação biológica ou química. Conseqüentemente, a base para se prever o comportamento de pesticidas no solo e para se avaliar o risco de um produto químico lixiviar-se para o lençol freático ou ser transportado na água por escoamento superficial ou pela enxurrada depende da compreensão da natureza e da extensão dos processos de adsorção e degradação.

A seguir, são apresentadas informações resumidas, compiladas de McBride (1994) e Sparks (1995), para descrever alguns aspectos importantes sobre a adsorção de pesticidas em superfícies minerais e orgânicas que compõem os solos. O processo de degradação, embora muito importante, é um assunto demasiado complexo para ser coberto adequadamente neste trabalho<sup>3</sup>.

As superfícies minerais e orgânicas dos solos (também chamadas de adsorventes) podem adsorver os pesticidas com diferente força (fraca a fortemente adsorvido), dependendo da interação pesticida-adsorvente. Interações fortes são indicativas de um processo denominado adsorção química, em que uma ligação covalente ou eletrostática de curta distância ocorre entre a molécula do pesticida e a superfície adsorvente. Interações fracas, por

---

<sup>3</sup> No caso específico de microbacias, sabe-se que as **matas ciliares**, além de funcionarem como um "filtro" adicional ou uma barreira de impedimento à movimentação de pesticidas arrastados por lixiviação ou erosão, atuam também como um ambiente altamente favorável à ocorrência de processos microbiológicos que aceleram a degradação de pesticidas.

sua vez, são características do processo de adsorção física, em que as ligações não são muito energéticas.

A adsorção ou retenção de pesticidas nos solos é controlada pelas propriedades químicas das moléculas e pelas propriedades de superfície do solo (adsorvente) em particular.

As propriedades relevantes do pesticida são:

1. Identidade dos grupos funcionais ligados à molécula
2. Acidez ou basicidade dos grupos funcionais
3. Tamanho e forma da molécula
4. Polaridade e carga da molécula
5. Polarização da molécula

Estas propriedades determinam a solubilidade em água da molécula e a tendência das moléculas de ficarem adsorvidas na superfície das partículas do solo. A polaridade e a carga são propriedades suficientemente importantes para serem usadas como parâmetros para uma classificação ampla dos pesticidas, conforme mostrado na figura 3.

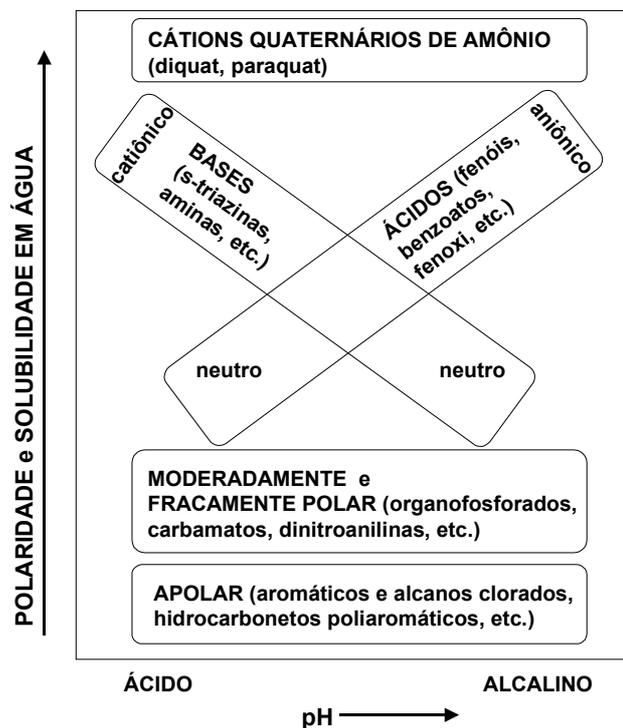


FIGURA 3. Classificação dos pesticidas com base em sua polaridade e carga

Fonte: McBride (1994).

Com relação ao adsorvente, a retenção dos pesticidas é afetada por vários atributos físico-químicos do solo, incluindo o teor e o tipo de argila, o teor de matéria orgânica, o pH e a capacidade de troca de cátions. Os pesticidas têm forte afinidade pela matéria orgânica do solo, a qual tem um efeito importante na bioatividade, na persistência, na biodegradabilidade, no potencial de lixiviação e na volatilidade dos pesticidas. De fato, talvez a matéria orgânica seja o componente isolado do solo mais importante na retenção desses compostos. Assim, a quantidade de pesticida que deve ser aplicada e a capacidade dos solos de atuar como "filtros" são afetadas fortemente pela quantidade de matéria orgânica presente nesses. Isto não descarta, porém, a necessidade do conhecimento de outros atributos do solo, uma vez que, no caso específico de solos tropicais, os altos teores de sesquióxidos de Fe e Al da fração argila podem influenciar fortemente a retenção de pesticidas aniônicos (Anderson & Guilherme, 1999).

Vários mecanismos estão envolvidos no processo de retenção de pesticidas em solos. O quadro 2 apresenta um resumo sobre o comportamento das diversas classes de pesticidas em solos, especialmente no caso de solos tropicais onde, além da matéria orgânica, também a contribuição dos sesquióxidos deve ser levada em consideração.

Quadro 2. Comportamento dos pesticidas com relação a sua adsorção pelos componentes do solo.

Tipo de molécula	Afinidade por	Força de ligação
Apolar ou fracamente polar	Sítios apolares (hidrofóbicos) da matéria orgânica (ácidos húmicos) do solo	Fraca
Polar, sem carga	Grupos polares da matéria orgânica; coordenação com metais de alta valência nas superfícies dos colóides; grupamentos Si-O-Si	Fraca a razoavelmente forte
Polar, catiônica	Grupamento carboxílicos da matéria orgânica; sítios de troca catiônica	Forte
Polar, aniônica	Superfícies de carga variável, como nos sesquióxidos de Fe e Al	Forte

Fonte: Adaptado de McBride (1994).

## **Poluição e conservação da microbacia**

O monitoramento da qualidade da água no Brasil, no que diz respeito à contaminação com pesticidas, não é uma prática comum. Em países com agricultura altamente tecnificada, estudos dessa natureza são freqüentes. Um recente estudo nos Estados Unidos, com 83 pesticidas, revelou que aproximadamente 60% dos cursos d'água localizados em áreas agrícolas continham um teor igual ou superior a 0,05 µg/L de um ou mais dos pesticidas analisados. Em áreas urbanas, o percentual de cursos d'água nessas condições foi de cerca de 80%. Os pesticidas mais detectados foram: i) áreas agrícolas: atrazina (e seu subproduto, desetilatraxina), metolacolor, cianazina e alacolor; ii) áreas urbanas: simazina, prometon, 2,4-D, diuron e tebutiuron (Gilliom et al., 1999).

Os pesticidas presentes no material do solo perdido por erosão, quando atingem cursos de água e ou são depositados em áreas de preservação, poderão ser liberados com a mudança das condições físico-químicas do meio. O transporte de pesticidas na água por escoamento superficial ou enxurrada, tem sido considerado como um dos maiores meios de contaminação de rios e lagos (Gaynor et al. 1995). No deflúvio, a água carrega substâncias solúveis ou adsorvidas nas partículas de solo erodido.

Estudos têm mostrado que as perdas de herbicidas variam de 1 a 4%, dependendo das práticas de manejo e a declividade do terreno (Hall et al., 1972; Hall, 1994). Em solos tratados com atrazina, foi estimado que aproximadamente 2 a 5% do produto aplicado podem ser perdido para as águas superficiais (Wauchope, 1978). O transporte de atrazina e metolacolor por enxurrada tem sido observado em numerosos sistemas de águas superficiais nos Estados Unidos (Tierney et al., 1993; Goolsby et al., 1994; Spalding et al., 1994). Pesticidas com solubilidade em água superior a 10 mg L<sup>-1</sup> (atrazina = 33 mg L<sup>-1</sup>) tendem a se mover largamente na fase líquida, enquanto pesticidas menos solúveis tendem a se mover associados à matéria orgânica solúvel ou adsorvidos em partículas de solo (Racke, 1990).

O sistema de manejo convencional do solo praticado na região nordeste do estado de Kansas tem comprometido a qualidade ambiental por causa dos níveis elevados de atrazina na enxurrada e alta taxa de erosão do solo (Quadro 3). Assim, Koo & Diebel (1996) propuseram uma série de manejos alternativos em substituição ao cultivo convencional, objetivando reduzir esta contaminação. Os sistemas de manejo alternativos foram os mais bem sucedidos no controle da contaminação e de erosão (Quadro 3). Os níveis de atrazina na enxurrada foram bem inferiores em relação ao sistema convencional. Os resultados finais sugerem que

existe uma necessidade imediata de mudança de filosofia no uso de alguns produtos. O uso de rotação de culturas, cultivo mecânico, redução de doses dos produtos e terraceamento são práticas incorporadas nos sistemas alternativos que contribuem em muito para a redução dos níveis de atrazina na enxurrada e no sedimento, por reduzirem a erosão hídrica. Entretanto, a adoção de manejos alternativos demanda técnica, tempo e dinheiro, fazendo dessa transição uma tarefa complexa. Formulários básicos de sistemas transicional são discutidos em Diebel et al. (1993) em que o sistema alternativo é incorporado gradualmente no sistema convencional dentro de um programa previamente definido.

Quadro 3. Perdas de solos e contaminação do sedimento e enxurrada com atrazina em sistemas de cultivo convencional e alternativo (valores médios para o período de 1972 a 1991).

Perdas/Contaminação	Sistemas de Cultivo do Solo	
	Cultivo Convencional*	Cultivo Alternativo**
Sedimentos (t ha <sup>-1</sup> )	14,58	7,11
Atrazina no sedimento (g ha <sup>-1</sup> )	0,50	0,015
Atrazina na enxurrada (g ha <sup>-1</sup> )	27,10	1,75

\* valores médios de perdas de solo e contaminação do sedimento e enxurrada no sistema de preparo convencional com cultivo contínuo de milho (aplicação de 1,75 kg ha<sup>-1</sup> do princípio ativo da atrazina);

\*\* valores médios de perdas de solo e contaminação no sistema alternativo com preparo convencional, uso de rotação de culturas e cultivo mecânico do solo (aplicação de 1,45 kg ha<sup>-1</sup> do princípio ativo da atrazina).

Fonte: Adaptado de Koo & Diebel (1996).

Na literatura, existe uma série de estudos mostrando as concentrações de herbicidas na água da enxurrada oriundas de áreas agrícolas, entretanto estudos relacionados a concentrações do herbicida na água depositada nas depressões, passível de infiltrar no solo são poucos. Para caracterizar esta contribuição potencial de contaminação, Edwards et al. (1997) desenvolveram um estudo com o seguinte manejo: cultivo convencional do milho com arado de discos e plantio direto do milho, com e sem adubação orgânica. No controle de plantas daninhas foram utilizados 2,24 e 3,36 kg ha<sup>-1</sup> do princípio ativo, respectivamente, de atrazina e de alaclor. Após a aplicação dos herbicidas, foram aplicadas chuvas simuladas no 1º e no 32º dias, procedendo-se, então, a coleta da água acumulada nas depressões à superfície do solo, nos tempos t = 0 e t = 30 minutos após a formação da poça (Quadro 4). Segundo os autores, as concentrações mais elevadas de atrazina nas poças foram encontradas no t = 0 do dia 1. Após 32 dias de aplicação, as concentrações de ambos os herbicidas decresceram muito em relação à concentração inicial. Comportamento semelhante ocorreu entre os tempos de amostragem da poça (Quadro 4). As menores concentrações foram observadas nos sistemas

de plantio direto. A rápida queda na concentração do herbicida nas poças indica que a infiltração no perfil do solo é o mecanismo preferencial do transporte do herbicida.

Quadro 4. Concentração média de atrazina e alaclor nas poças formadas nas depressões da superfície do solo.

Dias após aplicação do herbicida	Herbicidas			
	Atrazina (mg L <sup>-1</sup> )		Alaclor (mg L <sup>-1</sup> )	
	t = 0 *(min)	t = 30 (min)	t = 0 (min)	t = 30 (min)
Cultivo Convencional sem adubação orgânica				
1	6,65	0,51	5,26	0,21
32	0,23	0,04	0,39	0,07
Plantio direto sem adubação orgânica				
1	0,32	0,22	0,57	0,11
32	0,23	0,10	0,07	0,04
Plantio direto com adubação orgânica				
1	0,24	0,44	0,50	0,14
32	0,17	0,04	0,06	0,02

\*Tempo após a formação da poça na superfície do solo.

Fonte: Adaptado de Edwards et al. (1997).

Na Suécia, o uso excessivo de pesticidas no início da década de oitenta causou uma série de contaminações ambientais, colocando em risco a fauna, flora e a população. Os efeitos ambientais foram observados na redução da biodiversidade e contaminação de solo, lagos e cursos de água (Weinberg, 1990). A partir de 1985, o governo Sueco acionou as agências NAB (National Agricultural Board), EPB (Environmental Protection Board) e NCI (National Chemicals Inspectorate) e propôs um programa para redução do uso de pesticidas. Em 1986, após 3 anos de implantação do programa, foi registrada uma queda de 55% no uso dos pesticidas (Quadro 5). O programa tinha como principais metas o aperfeiçoamento dos equipamentos de aplicação de pesticidas, redução nas doses, financiamento de programas de subsídio para a agricultura orgânica e serviços de advertências quanto ao uso indiscriminado de pesticidas.

Quadro 5. Consumo de pesticidas na atividade agrícola na Suécia (período de 1981 a 1989).

Ano	Fungicida	Herbicida	Inseticida	Total
----- Toneladas do princípio ativo -----				
1981 a 1985	599	3.536	150	4285
1986	869	4.207	160	5236
1987	470	1.781	63	2314
1988	662	2.029	112	2803
1989	445	1.871	50	2366

Fonte: Adaptado de Weinberg (1990).

Nos Estados Unidos, o uso de variedades de milho e tomate, tolerantes ao herbicida, resultou num grande impacto econômico e ambiental na produção agrícola (Hayenga et al., 1992). Segundo Hayenga et al. (1992), além do uso de variedades tolerantes, esta tecnologia considera diversas propriedades dos herbicidas, dentre elas, a solubilidade em água, a sua meia vida no solo, o índice de adsorção, a toxicidade no solo, o potencial de perda pela enxurrada e o potencial de lixiviação (Quadro 6). O uso desta tecnologia reduziu a variedade de pesticidas utilizados e os custos de produção declinaram.

Quadro 6. Propriedades dos pesticidas utilizados nas lavouras de milho (M) e tomate (T), nos Estados Unidos.

Pesticidas	Cult.	Dose	T	SO	MVS	ISS	PAE	PL
		PA ha <sup>-1</sup>	DL <sub>50</sub> (mg kg <sup>-1</sup> )	mg L <sup>-1</sup>	dias	L kg <sup>-1</sup>		
Atrazina	M	2,46-3,7 kg	1.780-3080	33	60	160	méd.	gran.
Dicamba	M	1,17 L	1707	800.000	14	2	peq.	gran.
Cinazina	M	1,23-2,69 kg	288	171	20	168	méd.	méd
Metolaclor	M	1,46-2,93 L	2534-2780	530	20	200	méd.	méd
Butilato	M	5,56-8,58 L	3500-5431	45	12	540	méd.	peq.
Alaclor	M	4,10-8,19 L	1800	242	14	190	méd.	méd
Porpaclor	M	9,36-14,04 L	710	580	7	420	méd.	peq.
2,4-D	M	0,59-1,17 L	375-805	50*	10*	1.000*	méd.	peq.
Glifosato	T	0,34-1,12 kg	5000	1.000.000	30	10.000*	gran.	peq.
Pebulato	T	4,48-6,72 kg	1900	60	14	190	méd.	méd
Napropamida	T	1,12-1,24 kg	>500->5000	73	60	600	gran.	méd
EPTC	T	2,24-6,72 kg	1325-1630	375	30	280	méd.	méd

\*Valor estimado; Cult.: M: milho; T: Tomate; PA: Princípio ativo; T: Toxicidade; SO: Solubilidade em água; MVS: Meia vida no solo; ISS: índice de adsorção no solo (constante de partição para carbono orgânico, K<sub>CO</sub>); PAE: Potencial de arraste na enxurrada; PL: Potencial de lixiviação.

Fonte: Hayenga et al. (1992).

Stearman & Wells (1997) desenvolveram um estudo sobre transporte de pesticidas por enxurrada e lixiviação em solos, cujos resultados são mostrados no quadro 7, onde se observa as percentagens de perdas de solo, água e pesticidas, em relação ao cultivo convencional sem uso de plantas de cobertura. As menores perdas de solo e pesticidas ocorreram no solo sob plantio direto.

Quadro 7. Comparação de perdas de solo, água e pesticidas em vários sistemas de manejo do solo.

Sistemas	Cobertura	Área coberta (%)	Perdas relativas ao cultivo convencional (%)			
			Solo	água	simazina*	2,4 D*
Outono (Precipitação de 653 mm)						
Convencional	Descoberto	0	100	100	100	100
Mínimo	Centeio	30	27	79	86	26
Mínimo	Trevo	30	12	77	94	178
Plantio Direto	<i>Lespedeza</i>	100	4	97	48	6
Primavera (Precipitação de 284 mm)						
Convencional	Descoberto	0	100	100	100	100
Mínimo	Centeio	75	1	42	20	58
Mínimo	Trevo	75	1	24	13	12
Plantio Direto	<i>Lespedeza</i>	100	0	38	6	6

\*Aplicado 4 kg ha<sup>-1</sup> do princípio ativo. Perdas de pesticidas referente à soma no sedimento e enxurrada.

Fonte: Adaptado de Stearman & Wells (1997).

No Quadro 8 são observados os valores de perda de pesticidas por erosão hídrica para os tratamentos com diferentes tipos de cobertura (solo descoberto, trevo, *Lespedeza* e centeio; Stearman & Wells, 1997). Os resultados indicam que o simazina persistiu no perfil do solo por vários meses, enquanto o 2,4 D se dissipou após duas semanas. Grande parte da simazina e do 2,4 D permaneceram na camada de 0 a 20 cm do solo, embora parte da simazina tenha sido lixiviada para camadas mais profundas no perfil. A principal forma de transporte dos produtos químicos foi a lixiviação. Somente após dois a três dias, os produtos químicos foram retidos no solo por mecanismos de adsorção. Segundo estudos de Stearman & Wells (1997), maiores perdas de água e de sedimento e, conseqüentemente, de pesticidas, ocorreram no solo descoberto (Quadro 8). De 3,3 a 6,9% e de 0,1 a 3,2% da simazina e do 2,4 D, respectivamente, foram arrastados do sistema pela enxurrada e sedimentos da erosão, sendo mais de 90% da quantidade total de herbicidas retirada na enxurrada e menos do que 10% nos sedimentos. As menores concentrações de pesticidas na enxurrada e sedimento foram observados para o tratamento com cobertura de *Lespedeza*, seguido da cobertura com centeio. Estas diferenças entre sistemas de cobertura podem ser causadas primeiramente por diferenças nas operações de cultivo e manejo do solo associadas com os mecanismos de adsorção de pesticidas e taxa de degradação.

Quadro 8. Transporte de simazina e 2,4 D na enxurrada e sedimentos em parcelas de perdas sob solo descoberto (SD), cobertura de centeio (CE), trevo (CC) e *Lespedeza* (CA) para alguns eventos de chuva.

	Cobertura do solo			
	SD	CE	CC	CA
	Simazina			
Total na enxurrada (mg)	1680,86	217,64	237,45	121,51
% do total aplicado	6,9	5,9	6,4	3,3
	2,4 D			
Total na enxurrada (mg)	445,41	16,51	118,66	4,00
% do total aplicado	1,8	0,5	3,2	0,1

Fonte: Adaptado de Stearman & Wells (1997).

No Brasil, os estudos com deslocamento por erosão hídrica e lixiviação de pesticidas são incipientes. Assim, visando contribuir com estas informações, Correia (2000) desenvolveu estudos objetivando avaliar o destino da atrazina no que diz respeito à sua capacidade de lixiviação no solo ou deslocamento superficial por arraste na enxurrada, empregando simulação de chuvas torrenciais. O estudo foi desenvolvido em um Podzólico Vermelho-Amarelo com 12% de declividade. Aplicou-se atrazina na dose de 3 kg ha<sup>-1</sup> do princípio ativo, 30 dias após o cultivo de milho. A porcentagem de atrazina deslocada pelo escoamento da enxurrada e por sedimentos foi maior nos 2 primeiros dias após a aplicação. Em amostras coletadas de 15 até 90 dias após a aplicação do herbicida, os teores de atrazina foram inferiores a 2% na enxurrada e a 0,5% nos sedimentos. A atrazina aplicada foi lixiviada e distribuída em profundidade (< 50 cm), representando, portanto, um potencial poluidor de águas sub-superficiais.

Na região de Maria da Fé (MG), uma das principais regiões produtoras de batata do estado de Minas Gerais, análises de resíduos de inseticidas em amostras de água, coletadas de março de 1993 a fevereiro de 1994, revelaram a presença de resíduos do inseticida aldicarbe (Temik) em várias amostras, embora abaixo do limite máximo permitido (Rigitano e Gouveia, 1995). Entretanto, por se tratar de um composto extremamente tóxico, iniciou-se um programa de monitoramento dos resíduos desses compostos, envolvendo a Companhia de Saneamento de Minas Gerais (COPASA) e a Universidade Federal de Lavras (UFLA). Nos anos de 1995 e 1996, não foram detectados resíduos de aldicarbe na referida região, o que foi atribuído à redução no uso do pesticida (Prof. René Luís O. Rigitano, UFLA - relatório não publicado). Tal tipo de monitoramento deveria ser estendido a outras microbacias com potenciais problemas de poluição ambiental (Curi et al. 1992).

## ***Legislação brasileira pertinente aos pesticidas***

---

A legislação brasileira que estabelece limites à presença de pesticidas em águas é a Resolução CONAMA nº 20, de 18 de junho de 1986 (publicada no D.O.U. de 30/7/86), a qual estabelece a classificação das águas doces, salobras e salinas do Território Nacional. No seu artigo 1º, as águas doces são classificadas, segundo seus usos preponderantes, em cinco classes, quais sejam:

### I - Classe Especial - águas destinadas:

- a) ao abastecimento doméstico sem prévia ou com simples desinfecção;
- b) à preservação do equilíbrio natural das comunidades aquáticas.

### II - Classe 1 - águas destinadas:

- a) ao abastecimento doméstico após tratamento simplificado;
- b) à proteção das comunidades aquáticas;
- c) à recreação de contato primário (natação, esqui aquático e mergulho);
- d) à irrigação de hortaliças que são consumidas cruas e de frutas que se desenvolvam rentes ao Solo e que sejam ingeridas cruas sem remoção de película;
- e) à criação natural e/ou intensiva (aquicultura) de espécies destinadas à alimentação humana.

### III - Classe 2 - águas destinadas:

- a) ao abastecimento doméstico, após tratamento convencional;
- b) à proteção das comunidades aquáticas;
- c) à recreação de contato primário (esqui aquático, natação e mergulho);
- d) à irrigação de hortaliças e plantas frutíferas;
- e) à criação natural e/ou intensiva (aquicultura) de espécies destinadas à alimentação humana.

### IV - Classe 3 - águas destinadas:

- a) ao abastecimento doméstico, após tratamento convencional;
- b) à irrigação de culturas arbóreas, cerealíferas e forrageiras;
- c) à dessedentação de animais.

### V - Classe 4 - águas destinadas:

- a) à navegação;

- b) à harmonia paisagística;
- c) aos usos menos exigentes.

Os artigos 4º a 7º dessa resolução estabelecem os limites e/ou condições para as águas de classe 1 a 4, incluindo os teores máximos permissíveis para substâncias consideradas potencialmente prejudiciais, dentre as quais encontram-se alguns pesticidas. O quadro 9 traz uma compilação desses teores para uma série de substâncias orgânicas, incluindo pesticidas, alguns dos quais não são mais utilizados no Brasil.

Quadro 9. Teores máximos permissíveis (em µg/L) para substâncias potencialmente prejudiciais em águas classificadas como doce (salinidade igual ou inferior a 0,5 ‰), pela resolução 2086 do CONAMA.

Substância	Águas de classe 1 e 2	Águas de classe 3
Aldrin	0,01	0,03
Clordano	0,04	0,3
DDT	0,002	1,0
Dieldrin	0,005	0,03
Endrin	0,004	0,2
Endossulfân	0,056	150
Lindano (gama.BHC)	0,02	3,0
Toxafeno	0,01	5,0
Demeton	0,1	14,0
Malation	0,1	100,0
Paration	0,04	35,0
Carbaril	0,02	70,0
Compostos organofosforados e carbamatos (totais em Paration)	10,0	100,0
2,4-D	4,0	20,0
2,4,5-T	2,0	2,0

A portaria nº 36, de 19 de janeiro de 1990, do Ministério da Saúde, também estabelece normas e padrões de potabilidade da água destinada ao consumo humano. Os teores máximos de pesticidas permissíveis na água potável são semelhantes àqueles listados para águas de classe 3 da resolução CONAMA 2086, à exceção do 2,4-D (valor máximo da portaria nº 36 = 100 µg/L).

Destaca-se que a legislação brasileira é bastante confusa e, em parte, desatualizada e não consoante com a legislação de outros países. No caso de organofosforados e carbamatos (totais), recomenda-se a realização de análises pelos métodos da atividade anticolinesterásica, cujo limite mínimo de detecção é igual a 10 µg/L, implicando em teores máximos admitidos até este valor. Contudo, métodos cromatográficos já disponíveis permitem a análise de compostos individuais, com limites mínimos de detecção muito inferiores.

Tal análise é relevante, pois os compostos têm toxicidade muito diferenciada. Além disso, em outros países, como os da Comunidade Econômica Européia (CEE), a legislação é mais rigorosa. A diretiva 98/83/EEC, de 3 de novembro 1998, que trata da qualidade da água potável, estabelece teores máximos admissíveis de 0,1 µg/L, para qualquer pesticida individualmente, ou 0,5 µg/L, para o caso de misturas de compostos (Strosser et al., 1999). A Organização Mundial de Saúde (OMS) também estabelece valores limites para teores dos pesticidas na água potável. Esses valores são baseados em considerações toxicológicas e são menos restritivos que aqueles permitidos pela CEE (Strosser et al., 1999), o mesmo ocorrendo com as recomendações da Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos, que editou um documento recente contendo uma extensa revisão dos padrões para água potável, os quais contemplam uma série de pesticidas (USEPA, 2000).

### ***Técnicas alternativas ao uso de pesticidas***

---

Os pesticidas são projetados para serem biologicamente ativos, sendo, portanto de significativo interesse do ponto de vista ambiental. O nível de preocupação é função de fatores como a toxicidade do produto, sua persistência no ambiente e o método e a intensidade de aplicação. Progressos, em cada uma destas áreas, foram realizadas em anos recentes, mas esforços continuados são aconselháveis (Graedel & Allenby, 1999).

Embora a indústria de pesticidas seja regulada pesadamente, a necessidade de produzir alimentos para populações crescentes tem criado uma forte pressão no sentido do uso continuado de produtos objetivando controlar pragas, doenças e plantas daninhas. Esta é uma tarefa complexa devido à possibilidade de adaptação rápida de algumas populações do organismo indesejável em resposta à alguns agentes comuns de controle. Crescentes evidências da contaminação de águas superficiais e sub-superficiais e o conseqüente incremento de controles regulatórios sobre os pesticidas estão incentivando o desenvolvimento de produtos menos tóxicos. O uso de substâncias menos tóxicas em combinação com práticas como o plantio direto e a aplicação mínima de produtos

fitossanitários têm um grande potencial para corrigir muitos problemas e minimizar os efeitos ambientais decorrentes do uso dos pesticidas.

Apresenta-se a seguir, informação compilada de Cunningham & Saigo (1995) que descreve possíveis alternativas aos usos atuais dos pesticidas, alternativas essas que podem diminuir o consumo de pesticidas entre 50 e 90%, sem reduzir a produção e a qualidade da colheita ou criar novas doenças.

### **Mudanças de comportamento**

A rotação de culturas é uma prática que evita que populações de uma mesma praga cresçam. Em alguns casos, o cultivo mecânico pode substituir os herbicidas. O uso da inundação antes do plantio, quando pertinente, ou o uso de plantas de cobertura são também eficientes para controlar pragas e plantas daninhas. A restauração de quebra ventos e cordões em contorno bem como a vegetação de escoadouros de água são exemplos de práticas que não somente previnem a erosão do solo, mas também criam áreas de refúgio para inimigos naturais das pragas e doenças, através da diversificação de habitats<sup>4</sup>. O ajuste de épocas de plantio pode evitar o ressurgimento de pragas e doenças, enquanto que a mudança de campos de monocultura para culturas mistas torna mais difícil que pragas e doenças encontrem as colheitas preferidas.

Uma importante mudança de comportamento pode ocorrer também em nossas atitudes e preferências pessoais. Os agricultores podem ser persuadidos a enxergar que a inexistência total de plantas daninhas pelo uso de herbicidas pode não ser o melhor para o solo ou para o próprio agricultor. Permitir que algumas plantas daninhas cresçam entre as fileiras de plantio pode fazer mais sentido a longo prazo. Adicionalmente, os consumidores podem ter que aprender a aceitar frutas e verduras menores e menos perfeitas.

### **Controle Biológico**

Esta prática, que se vale do uso de diversos predadores ou patógenos, pode controlar muitas pragas e doenças de maneira mais barata e segura comparativamente ao uso de quantidades maciças de pesticidas. O *Bacillus thuringiensis* ou Bt, por exemplo, é uma bactéria natural que mata larvas de lepidópteros (borboletas e mariposas) mas que é

---

<sup>4</sup> No caso específico de microbacias, a preservação das matas ciliares é extremamente importante também para alojar inimigos naturais das pragas e doenças das culturas.

inofensiva aos mamíferos. Grandes espécies animais, como aves, podem também ser utilizadas no controle de pragas e plantas daninhas em campos de cultivo. Plantas repelentes para controle de insetos e insetos herbívoros para controlar plantas daninhas são também alternativas importantes de controle biológico.

A genética e a biotecnologia podem ser também importantes aliados no controle de pragas, doenças e plantas daninhas. A transferência de genes contendo características desejáveis de uma espécie para outra afim ou mesmo entre espécies não afins, como ocorre hoje em dia com os organismos geneticamente modificados, são exemplos concretos de ações neste sentido.

Outra alternativa é o uso de feromônios como atraentes de insetos para armadilhas localizadas, contendo pequenas quantidades de pesticidas, ação esta que pode apresentar o inconveniente de atrair não somente insetos-pragas, mas também insetos outros que podem constituir parte da cadeia alimentar de aves e anfíbios, além de polinizadores das plantas cultivadas.

### **Manejo integrado de pragas**

O manejo integrado de pragas (MIP) é uma estratégia flexível e ecológica de controle baseada numa combinação de técnicas aplicadas em épocas específicas, em culturas específicas e para pragas específicas. Usa frequentemente técnicas mecânicas como alternativa à aplicação química. O MIP não abdica integralmente do uso de pesticidas, mas sim usa a quantidade mínima necessária, junto com algumas práticas mecânicas, para efetuar o controle. Onde não há nenhuma alternativa ao controle químico, a dose única de um pesticida não persistente pode ser aplicada no momento em que os insetos ou as plantas daninhas estão mais vulneráveis. O monitoramento cuidadoso e científico das populações dos organismos indesejáveis para se determinar o ponto ótimo econômico, bem como a melhor época, tipo e método de aplicação do pesticida são críticos no MIP.

Culturas que funcionam como armadilha e pequenas áreas plantadas uma ou duas semanas antes da cultura principal também são úteis. Estas áreas atingem a maturação mais cedo, podendo atrair pragas e doenças de outras plantas. Procede-se então a um controle químico nesta área restrita, de tal modo que todos os organismos indesejáveis sejam eliminados. A cultura que recebeu aplicação de altas doses de pesticidas é então destruída de maneira segura para se evitar possível exposição e risco de contaminação do homem e do

ambiente com o pesticida. Usando-se esta estratégia, espera-se que o campo principal de cultivo fique livre da maior parte das pragas e doenças e, conseqüentemente, dos pesticidas. Exemplos de programas de sucesso envolvendo o manejo integrado de pragas e doenças são sumarizados no quadro 10

Quadro 10. Situações onde o manejo integrado de pragas foi adotado com sucesso.

Local	Cultura	Comentário
Massachusetts (EUA)	Maçã	Redução de 43% no uso de inseticidas
Brasil	Soja	Redução de 90% no uso de inseticidas
Costa Rica	Banana	Eliminação do uso de diversos pesticidas
África	Mandioca (60% da produção comprometida)	Controle de insetos em 65 milhões de hectares em treze países
Indonésia	Arroz	Eliminação de 65 dos 67 pesticidas anteriormente usados na cultura; redução de 75% nos custos com controle fitossanitário

Fonte: Adaptado de Cunningham & Saigo (1995).

Uma revisão recente sobre alternativas para reduzir a possibilidade de contaminação de águas com pesticidas provenientes de fontes pontuais (nas quais o pesticida pode entrar em contato direto com a água) ou difusas (onde o contato do pesticida com a água ocorre de maneira indireta) pode ser encontrada no trabalho de Carter (2000). Adicionalmente, sugere-se uma consulta ao trabalho de Malcolm (1998), o qual trás uma compilação de diversas fontes de informações sobre pesticidas que estão disponíveis na rede mundial de computadores, com acesso gratuito.

### **Referências Bibliográficas**

- ANDERSON, S.J. & GUILHERME, L.R.G. Sorption of pesticides by tropical soils. Revista Brasileira de Toxicologia, Ribeirão Preto, v.12, n.1, p.21, 1999.
- CARTER, A. How pesticides get into water - and proposed reduction measures. Pesticide Outlook, London, v. 11, n. 4, p. 149-156, 2000.
- CORREIA, F.V. Distribuição e degradação do herbicida atrazina em solo Podzólico Vermelho-Amarelo sob condições de clima tropical úmido. Lavras: UFLA, 2000. 83p. (Dissertação - Mestrado em Solos e Nutrição de Plantas).

- CUNNINGHAM, W.P. & SAIGO, B.W. Environmental science: a global concern. (3 ed.).  
Duduque: Wm. C. Brown Publishers, 1995. 612 p.
- CURI, N.; CARMO, D.N.; BAHIA, V.G.; FERREIRA, M.M.; SANTANA, D.P. Problemas relativos ao uso, manejo e conservação do solo em Minas Gerais. Informe Agropecuário, Belo Horizonte, v.16, n.176, p.5-16, 1992.
- DIEBEL, P.L., LLEWELYN, R.V., WILLIAMS, J.R. An economic analysis of conventional and alternative cropping systems for northeast Kansas. Report of progress 687, Agricultural Experiment Station, Kansas State University, Manhattan, Kansas, 1993.
- EDWARDS, W.M.; SHIPITALO, M.J., LAL, R., OWENS, L.B. Rapid changes in concentration of herbicides in corn field surface depressions. Journal of Soil and Water Conservation, v.52, n.4, p.277-281, July/Aug. 1997.
- GAYNOR, J.D.; MACTAVISH, D.C.; FINDLAY, W.I. Atrazine and metolachlor loss in surface and subsurface runoff from three tillage treatments in corn. Journal of Environmental Quality, Madison, v.24, p.246-256, 1995.
- GILLIOM, R.J.; BARBASH, J.E.; KOLPIN, D.W.; LARSON, S.J. Testing water quality for pesticide pollution. Environmental Science and Technology, 33(7):164A-169A. 1999.
- GOOLSBY, D.A.; BATTAGLIN, A.; THURMAN, E.M. Occurrence and transport of agricultural chemicals in the Mississippi River Basin, July through August 1993. Lawrence, KS: Geological Survey Circular 1120-C, p.1-22, 1994.
- GRAEDEL, T.E. & ALLENBY, B.R. Industrial ecology. Englewood Cliffs: Prentice Hall, 1995. 412 p.
- GUILHERME, L.R.G. Poluição do solo e qualidade ambiental. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 27, Brasília, DF, 1999. Anais... Brasília, SBCS, 1999. (CD ROM).
- HALL, J.K.; PAWLUS, M.; HIGGINS, E.R. Losses of atrazine in runoff water and soil sediment. Journal of Environmental Quality, Madison, v.1, p.172-176, 1972.
- HALL, J.K. Erosional losses of s-triazine herbicides. Journal of Environmental Quality, Madison, v.3, p.174-180, 1974.
- HAYENGA, M.; THOMPSON, L.C.; CHASE, C.; KAARIA, S. Economic and environmental implications of herbicide – tolerant corn and processing tomatoes. Journal of Soil and Water Conservation, Ankeny, v.47, n.5, p. 411-416, Sep./Oct., 1992.

- KOO, S.; DIEBEL, L. A comparison of potential contamination from conventional and alternative cropping systems in northeast Kansas. *Journal of Soil and Water Conservation*, Ankeny, v.51, n.4, p. 329-335, July/Aug., 1996.
- MALCOLM, H.M. Pesticides on-line: a review of pesticide resources on the internet. *Pesticide Outlook*, London, v. 9, n. 6, <http://www.rsc.org/is/journals/current/pest/ponet.htm>. 1998.
- McBRIDE, M.B. *Environmental chemistry of soils*. New York: Oxford University Press, 1994. 406 p.
- RACKE, K.D. Pesticide in the soil microbial ecosystem. In: Racke, K.D.; Coats, J.R. *Enhanced biodegradation of pesticides in the environment*. Washington: ACS, 1990. p.1-12. (ACS Symposium Series, 426).
- RACKE, K.D., SKIDMORE, M.W., HAMILTON, D.J., UNSWORTH, J.B., MIYAMOTO, J. & COHEN, S.Z. Pesticide fate in tropical soils. *Pure Appl. Chem.*, v.69, n.6, p.1349-1371, 1997.
- RIGITANO, R.L.O.; GOUVEIA, A.V. Contaminação de manancial hídrico com resíduos de pesticidas em Maria da Fé – MG. In: Congresso de Entomologia, 15. Caxambu, 12 a 17 de março de 1995. p. 485.
- SINDAG. [http://www.sindag.com.br/html/stats\\_julho.html](http://www.sindag.com.br/html/stats_julho.html). 2000.
- SINDAG. *Estatísticas de consumo de defensivos agrícolas no Brasil*. 1998. n.p.
- SPALDING, R.F.; SNOW, D.D.; CASSADA, D.A.; BURBACH, M.E. Study of pesticide in two closely spaced lakes in northeastern Nebraska. *Journal of Environmental Quality*, Madison, v.23, p.571-578, 1994.
- SPARKS, D.L. *Environmental soil chemistry*. San Diego: Academic Press, 1995. 267 p.
- STEARMAN, G.K.; WELLS, M.J.M. Leaching and runoff of simazine, 2,4 – D, and bromide from nursery plots. *Journal of Soil and Water Conservation*, Ankeny, v.52, n.2, p. 137-144, Mar./Apr., 1997.
- STROSSER, P.; PAU VALL, M.; PLÖTSCHER, E. Water and agriculture: contribution to an analysis of a critical but difficult relationship. In: *AGRICULTURE, ENVIRONMENT, RURAL DEVELOPMENT: FACTS AND FIGURES - A CHALLENGE FOR AGRICULTURE*. [http://europa.eu.int/comm/dg06/envir/report/en/eau\\_en/report.htm](http://europa.eu.int/comm/dg06/envir/report/en/eau_en/report.htm). 1999.
- TIERNEY, D.P.; CHRISENSEN, B.R.; NEWBY, L. A review of historical surface water monitoring for atrazina in the Mississippi, Missouri, and Ohio rivers, 1975-1991. In:

NATIONAL CONFERENCE PESTICIDES, 4., 1993, Virginia, Polytechnic Institute and State University. 1993. p.724-740.

USEPA. Drinking water standards and health advisories. United States Environmental Protection Agency, Office of Water. EPA 822-B-00-001. Summer, 2000.

WAUCHOPE, R.D. The pesticide content of surface water draining from agricultural fields. A review. *Journal of Environmental Quality*, Madison, v.7, n.4, p.459-472, 1978.

WEINBERG, A.C. Reducing agricultural pesticide use in Sweden. *Journal of Soil and Water Conservation*, Ankeny, v.45, n.6, p.610-613, Nov./Dec., 1990.