

Pesticidas e seus impactos no ambiente

Roseli Freire de Melo
Luiza Teixeira de Lima Brito
Vanderlise Giongo Petreire
Francislene Angelotti
Aurélio Antas Miguel

A expansão da população mundial, estimada para o ano 2050, em 9 bilhões de habitantes, aumentará a demanda por alimentos e matérias-primas (ONU, 2008). Isso tem impulsionado o desenvolvimento de tecnologias inovadoras no segmento do agronegócio, como biotecnologia, nanotecnologia, manejo adequado dos recursos naturais, entre outras, de forma a se utilizar esses recursos de forma econômica, variedades mais produtivas e resistentes às pragas e doenças. Embora este avanço seja notório, ainda não tem sido suficiente para erradicar as pragas e combater as doenças do componente produtivo agropecuário, e a cada dia aumenta o uso de agroquímicos. Produzir alimentos constitui-se prioridade em muitos países, mas há necessidade de que isso seja feito de forma a promover a conservação ambiental e a preservação da biodiversidade.

Os pesticidas, também conhecidos por agrotóxicos, produtos fitossanitário, defensivos agrícolas e os agroquímicos são substâncias químicas com ação tóxica e incluem os fertilizantes, herbicidas, inseticidas, acaricidas, fungicidas, nematicidas e rodenticidas, que têm como ingredientes ativos compostos químicos formulados para aumentar o potencial produtivo dos solos, prevenir, combater ou destruir espécies indesejáveis ou doenças que possam interferir na produção, no processamento, armazenamento e transporte de alimentos, agroprodutos, madeira e seus derivados.

Os pesticidas têm sido utilizados principalmente para combater pragas e doenças de plantas para que as mesmas possam atingir maior produtividade. Para isso, é necessário que estes produtos apresentem toxicidade intrínseca ao organismo alvo, porém, na maioria das vezes, estes atingem os organismos não-alvo, causando impactos negativos ao meio ambiente, incluindo o homem.

Os impactos gerados da aplicação dos pesticidas, têm sido motivo de preocupação em diferentes áreas do conhecimento, pois tem provocado mudanças adversas na qualidade ambiental e, assim, reduzindo o potencial produtivo das culturas, principalmente por causa da resistência das pragas e doenças aos produtos aplicados, ao surgimento de novas pragas e a morte de inimigos naturais. A avaliação do efeito do uso desses produtos no ambiente se faz em função da natureza do produto (toxicidade e propriedades), do organismo alvo e da exposição (quantidade/dose, frequência e duração) (PIERZYNSKI et al., 1994).

De acordo com Vilela (1989), o homem ainda não foi capaz de desenvolver uma agricultura estável que pudesse suportar o crescimento populacional sem afetar o ambiente. Para controlar as pragas e doenças das plantas cultivadas, cada vez mais são utilizadas volumosas quantidades de produtos químicos tóxicos e, alguns até não específicos. A não especificidade do produto favorece o seu uso indiscriminado, pelo menor preço, podendo provocar maiores danos ao ecossistema.

O consumo mundial de produtos químicos tem aumentado gradativamente, atingindo 2,6 milhões de toneladas por ano; deste total 85% são utilizados na agricultura. Entre os países da América Latina, o Brasil assume o primeiro lugar, com um consumo estimado em 50% da quantidade comercializada (WILSON; TISDELL, 2001; BARBIERI, 2006). Em 2003, o Brasil assumiu o oitavo lugar entre os maiores consumidores de pesticidas, perdendo apenas para a Holanda, Bélgica, Itália, Grécia, Alemanha, França e Reino Unido (CALDAS; SOUSA, 2000) e, em 2006, foi o segundo maior consumidor de agrotóxico do mundo (ANVISA, 2006).

O Relatório de Indicadores de Desenvolvimento Sustentável revela que o uso de agrotóxico no Brasil durante o período de 2002 e 2003 aumentou de 2,3 kg/ha para 2,8 kg/ha, uma elevação de 22% (IBGE, 2004). A Figura 1 mostra o consumo de agrotóxicos no período de 2000 e 2004. Entre estes, o herbicida é o mais consumido no Brasil, mas o consumo de fungicida apresentou aumento.

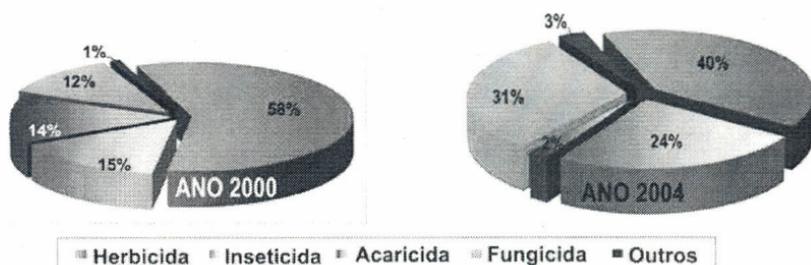


Figura 1. Consumo de agrotóxicos por classe no Brasil, nos anos 2000 e 2004.

No Brasil, o consumo de agrotóxicos tem crescido nos últimos anos e isso se deve ao aumento das áreas agrícolas mediante a necessidade de aumentar a produção de alimentos. Segundo Salomão e Seibel (2005), o Brasil é o país que possui maior potencial de expansão de áreas cultiváveis, com 328 milhões de hectares ainda disponíveis para a agricultura, seguido pela Rússia, (88 milhões de hectares e Estados Unidos, 81 milhões de hectares).

Os pesticidas são potencialmente tóxicos ao homem, mas por causa da sua importância para o agronegócio, seu consumo é muito difundido (CALDAS; SOUZA, 2000; PRESIBELLA, 2004). De modo geral, em função do tipo de produto, a necessidade do uso de pesticidas pela atividade agrícola, decresce na seguinte ordem: herbicidas>inseticidas>fungicidas. Embora os herbicidas sejam mais utilizados, em geral, a toxicidade desse grupo de substâncias é inferior à dos inseticidas. Os inseticidas englobam compostos quimicamente diferenciados, que podem ser agrupados em quatro categorias principais: organofosforados, piretroides, organoclorados e carbamatos (OLIVEIRA-SILVA et al., 2001).

A Lei 7.802, de 11 de julho de 1989, dispõe sobre a pesquisa, a experimentação, a produção, a embalagem e rotulagem, o transporte, o armazenamento, a comercialização, a propaganda comercial, a utilização, a importação, a exportação, o destino final dos resíduos e embalagens, o registro, a classificação, o controle, a inspeção e a fiscalização de agrotóxicos; seus componentes e afins, além de outras providências, como punições para o empregador, profissional responsável ou prestador de serviços que deixar de adotar as medidas necessárias à proteção da saúde e do meio ambiente (BRASIL, 1989).

Esta Lei prevê ainda as seguintes sanções administrativas:

- Embargo do estabelecimento e apreensão do produto ou alimento contaminado.
- Advertência e multa no caso de reincidência.
- Condenação do produto.
- Inutilização do produto.
- Suspensão da autorização, registro ou licença.
- Interdição temporária ou definitiva do estabelecimento.
- Destruição de vegetais, partes de vegetais e alimentos que contiverem resíduos acima do permitido.
- Destruição de vegetais, partes de vegetais, nos quais se realizou aplicação de agrotóxico de uso não autorizado, a critério do órgão competente.

Muitos dos problemas relacionados com o uso de agroquímicos são decorrentes do desrespeito às normas de segurança para manipulação e a forma de aplicação. Como resultado, os alimentos e o ambiente poderão apresentar teores de resíduos acima dos níveis recomendados pela legislação.

A preocupação com a contaminação do meio ambiente por pesticidas tem crescido no meio científico. De acordo com dados da Organização Mundial de Saúde, estima-se que ocorram cerca de três milhões de envenenamentos humanos por pesticidas por ano, em todo o mundo, e mais de 220.000 mortes. Estes envenenamentos têm se tornado um dos maiores problemas de saúde pública nos países em desenvolvimento, como no caso do Brasil (CARLTON, 1998). Este capítulo contém informações sobre os riscos ambientais que o uso indiscriminado dos agroquímicos pode causar, suas principais propriedades e formas de transporte no ambiente. Tais informações foram extraídas da literatura disponível e de experiências de campo.

Características dos pesticidas

Os pesticidas, em função de sua composição, do número e da maneira como os átomos são arranjados na estrutura molecular, possuem propriedades físico-químicas e biológicas específicas. Estas propriedades interagem com os diferentes compartimentos do ambiente, resultando em padrões de comportamento em função dos tipos de compostos e, conseqüentemente, orientando o destino final dos mesmos.

Os pesticidas comerciais são formulações, cujos componentes principais são chamados de ingredientes ativos. Os ingredientes ativos são misturados com ingredientes inertes (inativos) sendo mais fácil seu controle e aplicação, e, assim, mais eficiente (WAXMAN, 1998). Esta mistura de ingredientes ativos e inertes é chamada de pesticida formulado. Segundo a Organização Mundial da Saúde (WORLD HEALTH ORGANIZATION, 2005) e o Manual de Vigilância da Saúde de Populações Expostas a Agrotóxicos (ORGANIZAÇÃO PAN-AMERICANA DE SAÚDE, 1996) os pesticidas podem ser classificados nos seguintes grupos (MELNIKOV, 1971): acaricidas, avicidas, bactericidas, fungicidas, herbicidas, inseticidas, carrapaticidas, entre outros, conforme apresentado na Tabela 1.

Tabela 1. Classificação dos agrotóxicos segundo o organismo-alvo.

Grupo de pesticidas	Controle
Acaricidas	Ácaros
Avicidas	Aves
Bactericidas	Bactérias
Carrapaticidas	Carrapatos
Columbicidas	Pombos
Formicidas	Formigas
Fungicidas	Fungos
Herbicidas	Ervas daninhas
Inseticidas	Insetos
Larvicidas	Larvas
Molusquicidas	Moluscos
Nematicidas	Vermes
Piolhidas	Piolhos
Pisticidas	Peixes
Predacidas	Vertebrados
Purguicidas	Pulgas
Raticidas	Roedores

Fonte: Melnikov (1971).

A extensa utilização de pesticidas representa um grave problema à saúde pública em muitos países em desenvolvimento, especialmente naqueles que têm o agronegócio como a base da economia, como exemplo, o Brasil. Segundo a Agência de Proteção Ambiental (EPA), nos Estados Unidos existem mais de 18 mil produtos licenciados para uso, e a cada ano cerca

de 1 bilhão de litros de pesticidas são aplicados na produção agrícola, residências, escolas, parques e florestas (EPA, 202).

As estimativas da incidência de problemas de saúde humana, relacionados com a utilização de pesticidas são muito variáveis. Os danos para o organismo humano começaram a ser noticiados a partir dos anos 1960. O livro *Primavera silenciosa*, de Rachel Carson, tratou de forma exemplar a destruição e os impactos ambientais causados pelo DDT (dicloro-difenil-tricloroetano), inseticida orgânico utilizado no combate de insetos. O DDT se bioacumula na cadeia alimentar, sendo considerado uma substância potencialmente cancerígena. A publicação deste livro foi um dos principais instrumentos que levou a proibição da venda do DDT, muito utilizado na época e causou grande inquietação em todo o mundo, pelo modo como tratou a degradação da qualidade de vida. A autora também mostrou como o DDT entra na cadeia alimentar e se acumulava nos tecidos adiposos dos animais, inclusive do homem.

Esta classe de produtos passou a ser proibida em vários países. Atualmente, estima-se que entre 500 mil a 2,9 milhões de pessoas no mundo são envenenadas anualmente, com uma taxa de fatalidade de 1%, aproximadamente. Isso representa mortes que variam entre 5 a 29 mil pessoas. A maioria dos casos de doenças relacionadas a pesticidas envolve o uso de organoclorados e os organofosforados que possuem princípios neurotoxicológicos (ARAÚJO et al., 2000).

No Brasil, alguns casos adquiriram grande repercussão, como aqueles do Estado de São Paulo, onde foram encontrados elevados teores de pesticidas nas águas superficial e subterrânea, por causa do derramamento de pesticidas de uma fábrica, que contaminou várias chácaras vizinhas à área. Os agrotóxicos organoclorados como Endrin, Dieldrin e Aldrin foram encontrados no lençol freático e nas águas do rio Atibaia, um dos principais afluentes do Piracicaba, que abastece, entre outras, as cidades de Americana e Sumaré (SHELL, 2005). Outro caso de contaminação de grande impacto foi o da indústria de pesticidas da "Cidade dos Meninos", em Duque de Caxias, no Rio de Janeiro. Nestes casos foi observada severa contaminação humana, principalmente de crianças, animais e pastagem chegando a contaminar, inclusive, o leite materno por pesticidas organoclorados (ARAÚJO et al., 2000).

Conforme a Fundação Oswaldo Cruz (FIOCRUZ) (2005), no Brasil foram registrados mais de 90 mil casos de intoxicação por agrotóxicos, em 2005. O número de mortes por intoxicação cresceu 18% em relação ao ano anterior,

tendo como principal causa os agrotóxicos. Segundo Alves (1999), pesquisa realizada pela Fundacentro com 1.064 agricultores de nove municípios de Minas Gerais, entre 1991 e 2000, constatou que, um trabalhador rural desprotegido, isto é, sem o uso de Equipamento de Proteção Individual (EPI) tem chance de se intoxicar aumentada em 72%, em relação ao protegido.

Propriedades dos pesticidas

As principais propriedades relacionadas aos efeitos dos agrotóxicos no ambiente referem-se à toxicidade, à persistência, ao transporte e à degradação (FAO, 1996).

Toxicidade - a toxicidade é medida por meio da variável DL_{50} (Dose Letal), que representa a concentração do pesticida que é capaz de matar 50% dos organismos testados. Baixos valores de DL_{50} (0-10) são altamente tóxicos. Os efeitos tóxicos podem ser agudos (morte dos organismos) ou crônicos (doenças cancerígenas, tumores, abortos, inibição de crescimento, etc.). A toxicidade de uma substância não depende apenas de sua qualidade, mas, também, da quantidade introduzida no organismo. Por isso, costuma-se dizer que não há tóxicos, mas doses tóxicas. Quanto menor a dose letal de uma substância, maior será a sua toxicidade.

A Organização Mundial da Saúde (OMS) classificou os efeitos tóxicos dos agrotóxicos em quatro classes (WHO, 2005). O Brasil, por meio da Lei 7.802, segue essa mesma classificação (BRASIL, 1989), como apresentado a seguir:

- Classe I - Extremamente tóxicos - Faixa vermelha
- Classe II - Altamente tóxicos - Faixa amarela
- Classe III - Mediamente tóxicos - Faixa azul
- Classe IV - Pouco ou muito pouco tóxicos - Faixa verde

A maioria dos agrotóxicos de Classe I é proibida ou estritamente controlada no mundo industrializado mas, nem sempre, tal controle ocorre em países emergentes onde os agrotóxicos de Classe I são, muitas vezes, livremente disponíveis em lugares que não têm os recursos para o uso de produtos mais seguros. Esta classificação tem como base inicial a toxicidade aguda oral e dérmica para ratos, em que a Dose Letal (LD_{50}) do composto é o valor estimado da dose necessária, em $mg.kg^{-1}$ de peso corpóreo, que irá causar a morte de 50% dos animais em experimentação. Como forma de melhor

esclarecer a população, há a obrigatoriedade de, nas embalagens de pesticidas, apresentar no rótulo a cor correspondente à classe de sua toxicidade, conforme demonstrado na Tabela 2.

Tabela 2. Classificação dos pesticidas quanto ao grau de toxicidade.

Classes	Categoria*	LD50 para ratos (mg/kg peso)			
		Oral		Dérmico	
		Sólido ¹	Líquido ¹	Sólido ¹	Líquido ¹
Ia - Extremamente Perigoso	Extremamente Tóxico (faixa vermelha)	<5	<20	<10	<40
Ib - Altamente Perigoso	Altamente Tóxico (faixa amarela)	5 - <50	20 - <200	10 - <100	40 - <400
II - Moderadamente Perigoso	Moderadamente Tóxico (faixa azul)	50 - <500	200 - <2000	100 - <1000	400 - <4000
III - Levemente Perigoso	Levemente Tóxico (faixa verde)	> 500	>2000	>1000	>4000

¹Os termos "sólidos" e "líquidos" se referem ao estado físico do ingrediente ativo. Fonte: WHO (2004) e Brasil (1989).

Conforme pesquisas realizadas pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), em 2002, sobre o destino das embalagens de agrotóxicos, poluição da água e do solo, foram constatadas maiores concentrações em áreas onde o modelo agrícola era baseado na monocultura. Dos 5.560 municípios avaliados, em 996 os produtores destinavam as embalagens para postos de coleta localizados em outros municípios e 978 descartavam os recipientes em vazadouros a céu aberto. Em todo o País, 600 municípios informaram que possuem posto ou central de recebimento de embalagens de agrotóxicos. O destaque foi para o Estado de Santa Catarina, com a maior proporção de postos de recebimento (IBGE, 2002).

Persistência - é definida como o período no qual uma molécula de pesticida permanece inalterada, isso é, a longevidade do produto. A recalcitrância é um termo relacionado à persistência; no entanto, é usado para indicar substâncias que podem persistir no ambiente por muitos anos sem modificações, sejam por processos de fotodegradação ou biodegradação, podendo causar sérios impactos ecológicos (WAGNER;

FREHSE, 1976). Normalmente, a persistência é medida como meia vida ($\Gamma^{-1/2}$) e corresponde ao tempo para a concentração diminuir em 50%. A persistência é determinada pelos processos de degradação biótica (biodegradação e metabolismo) e abiótica (hidrólises, fotólises e oxidação) (CALAMARI; BARG, 1993).

De acordo com o Instituto Brasileiro do Meio Ambiente (IBAMA) (1990) a classificação dos compostos químicos, quanto à sua persistência, é dada pela porcentagem de desprendimento de $^{14}\text{CO}_2$, em 28 dias, sendo:

- 0% a 1% - persistência alta ($\Gamma^{-1/2}$ acima de 180 dias).
- 1-10% - persistência média ($\Gamma^{-1/2}$ entre 90 e 180 dias).
- 11-25% - persistência reduzida ($\Gamma^{-1/2}$ entre 30 e 90 dias).
- > 25% - não persistente ($\Gamma^{-1/2}$ abaixo de 30 dias).

Para Musumeci (1992) os pesticidas são agrupados em não persistentes ou biodegradáveis, moderadamente persistentes, persistentes ou recalcitrantes. São considerados não persistentes aqueles com $\Gamma^{-1/2} < 30$ dias (aldicarb, captan), moderadamente persistentes aqueles com $\Gamma^{-1/2}$ entre 30 e 100 dias (atrazina, carbofuran), e persistentes aqueles com $\Gamma^{-1/2} > 100$ dias (hidrocarbonetos clorados). Entretanto, esta classificação não pode ser rigorosa, pois, a degradabilidade depende muito da classe e do tipo de solo, além das condições ambientais.

Os principais pesticidas com potencial poluidor são os denominados Poluentes Orgânicos Persistentes (POPs), que estão numa lista de 12 substâncias altamente persistentes e tóxicas ao meio ambiente. Entre estas substâncias, estão presentes sete pesticidas, além do DDT (Dicloro-Difenil-Tricloroetano), Aldrin, Clordane, Dieldrin, Endrin, Heptacloro, Mirex e Toxapene. Outros dois são produtos químicos industriais: o Hexaclorobenzeno (HCB) - também utilizado como fungicida - e o Bifenilas Policlorinado (PCBs) - utilizado como óleo isolante em transformadores elétricos. Dois subprodutos que são formados da decomposição química de alguns compostos clorados ou então da fabricação de alguns herbicidas são as Dioxinas e os Furanos, compostos altamente cancerígenos. A Tabela 3 apresenta alguns pesticidas e sua persistência em relação aos compartimentos ambientais.

Tabela 3. Persistência dos principais pesticidas nos diferentes compartimentos ambientais

Substâncias	Meia vida			
	Ar	Água	Solo	Sedimentos
Diclorodifeniltricloroetano (DDT)	2 dias	> 1 ano	> 15 anos	sem dados
Aldrin	< 9.1 horas	< 590 dias	5 anos	sem dados
Dieldrin	< 40.5 horas	> 2 anos	> 2 anos	sem dados
Endrin	1.45 horas	> 112 dias	Até 12 anos	-
Clordane	< 51.7 horas	> 4 anos	1 ano	sem dados
Heptacloro	Sem data	< 1 dia	120-240 anos	sem dados
Hexaclorobenzeno (HCB)	< 4.3 anos	> 100 anos	> 2.7 anos	-
Mirex	Sem dados	> 10 horas	> 600 anos	> 600 anos
Toxafeno	< 5 dias	20 dias	10 anos	-
Bifenilos policlorados (BPCs)	3-21 dias	> 4.9 dias	> 40 dias	-
Dioxina (2,3,7,8-tetraclorodibenzo-p-dioxina -TCDD)	< 9 dias	> 5 dias	10 anos	> 1ano
Furanos (2,3,7,8)	7 dias	> 15.5 dias	sem datas	sem dados

*Fonte: Adaptado do Conselho Internacional da Associação Química (ICCA) (1998).

Pesticidas e seus impactos no solo

O transporte dos pesticidas em solos ocorre principalmente por escoamento superficial *runoff* e lixiviação. O escoamento superficial acontece em razão do excesso de água de chuva que não é absorvida pelo solo, e escoar sobre sua superfície, carreando resíduos de pesticidas para regiões mais baixas, podendo resultar na contaminação de rios e lagos. Essa forma de contaminação pode ser relativamente rápida, dependendo dos fatores que

influenciam o escoamento superficial, tais como: relevo e tipo de cobertura vegetal, quantidade de precipitação versus taxa de infiltração da água no solo, propriedades físico-químicas do solo e do pesticida, e taxa de aplicação (HARTLEY; GRAHAM-BRYCE, 1980; CHENG, 1990).

Por causa de sua utilização generalizada no passado e a sua persistência no ambiente, os inseticidas organoclorados, inclusive Clordano, Aldrin, Dieldrin, Heptacloro e o DDT e seus metabólitos, são alguns dos contaminantes mais frequentes do solo nas áreas urbanas. Outros possíveis contaminantes de elevando impacto no meio ambiente e na saúde do homem incluem o arsênico, o mercúrio, o chumbo, o cádmio e os PCBs. Os pesticidas à base de arsênico foram comumente utilizados na produção de frutas e hortaliças até serem substituídos pelos organoclorados, a partir da Segunda guerra mundial (TULIDA; FOGAÇA, 2007). Porém, os resíduos desses elementos foram depositados no ambiente, podendo ser encontrados altos índices de poluição por arsênico no solo e na água, resultantes do uso de pesticidas (herbicidas e fungicidas) e fertilizantes (BAIRD, 2002), água de irrigação contaminada (ROYCHOWDHURY et al., 2002) e conservantes de madeiras e bio-sólidos (O'NEILL 1990). O mercúrio também foi utilizado em pesticidas, sendo mais encontrado como contaminante do solo em áreas que foram utilizadas para armazenamento ou disposição final de baterias, tintas, lâmpadas a vapor e interruptores elétricos.

O efeito ambiental dos pesticidas sobre os componentes do solo, como: parte sólida (matéria orgânica, partículas minerais e carbono orgânico); líquida (solubilidade); gases (volatilização) e biota estão relacionados com as propriedades físicas e químicas dos produtos como: solubilidade (S), pressão de vapor, volatilização e ponto de fusão e propriedades de separação dos produtos, envolvendo a determinação da Constante de Henry (H), coeficiente de partição do carbono orgânico (K_{OC}) no solo e coeficiente de separação ou partição n-octanol/água (K_{ow}). No solo, as propriedades que estão diretamente relacionadas são: teor de matéria orgânica, pH, profundidade e capacidade de troca de cátions (CALAMARI 1992; LAVORENTI, 1996). O valor numérico de cada parâmetro indica o grau de afinidade do produto com o meio: ar, água, solo e biota. A Tabela 4 apresenta os limites admissíveis das classes de afinidades dos produtos químicos orgânicos com relação ao meio.

Tabela 4. Classes de afinidade de produtos químicos e orgânicos em relação ao meio.

Afinidade	Ar	Água	Solo	Biota
	H (Pa m ³ /mol)	S (g/m ³)	Log K _{oc}	Log K _{ow}
Baixa	< 0,001	< 1,0	< 1,0	<1,0
Média	-	1-1000	1-3,0	1-3,0
Alta	>1,0	>1000	>3,0	>3,0

Fonte: Calamari (1992).

Os processos de retenção e transporte dos pesticidas no meio ambiente estão relacionados com as propriedades físico-químicas dos produtos, quantidade e frequência de aplicação, métodos de aplicação, características bióticas e abióticas do ambiente, e condições ambientais (FRIGHETTO, 1997). Em função desses fatores, cada produto químico se comporta de forma diferente no ambiente, dependendo de suas interações com o meio. Estes fatores são governados por processos como retenção, degradação e transporte, apresentados na Tabela 5, juntamente com as consequências e fatores que os influenciam.

Tabela 5. Dinâmica e destino dos pesticidas

Processos	Consequências	Fatores
Transporte – processo que realoca a molécula sem alterar sua estrutura		
Deriva física	Movimento pela ação do vento	Velocidade do vento, tamanho de gotas
Volatilização	Perda por evaporação do solo, da planta ou do ecossistema aquático	Pressão de vapor, temperatura, velocidade do vento
Adsorção	Remoção pela interação com solo, sedimentos e plantas	Conteúdo mineral e matéria orgânica, tipo de mineral, umidade
Absorção	Absorção pelas raízes ou ingestão pelo animal	Transporte pela membrana celular, tempo de contato e suscetibilidade
Lixiviação	Translocação lateral e vertical através do solo	Conteúdo de água, macroporos, textura do solo, qualidade do mineral e matéria orgânica
Erosão	Movimento pela ação da água ou do vento	Chuva, velocidade do vento, tamanho das partículas do mineral e da matéria orgânica com moléculas absorvidas
Degradação		
Fotoquímica	Quebra da molécula por causa da absorção de luz solar	Estrutura química, intensidade e duração da luz solar, exposição
Microbiana	Degradação microbiana	Fatores ambientais: pH, umidade, temperatura, condições de nutrientes, matéria orgânica
Química	Alteração por processos químicos como hidrólise e reações de óxido-redução	Alto ou baixo pH e fatores ambientais
Metabolismo	Transformação química após absorção pelas plantas e animais	Capacidade de ser absorvido, ser metabolizado e interagir com organismos

Fonte: Pierzynski, et al., (1994).

Há diversas vias de transporte de resíduos de pesticidas dentro ou fora do ecossistema do solo. O processo de volatilização transporta a molécula do pesticida do solo para a atmosfera. Pesticidas com pressão de vapor superior a 10^{-16} mmHg a 25 °C são altamente afetados, e perdas de 80-90% em 24 horas já foram registradas (TRIEGEL; GUO, 1994). A volatilização de pesticidas tem comumente se transformada numa importante consequência com respeito à diminuição da camada de ozônio. Outro tipo de transporte é por lixiviação ou *runoff*, em que as moléculas dissolvidas ou adsorvidas às partículas do solo são levadas para outros compartimentos. A adsorção é o processo pelo qual a molécula do pesticida é transferida da fase móvel (líquida ou gasosa) para a fase estacionária (sólida). Os solos argilosos têm maior capacidade de adsorção. Essa capacidade reduz a lixiviação para as água subterrâneas.

Vários fatores influenciam a adsorção de compostos orgânicos como tipo e concentração dos solutos na solução do solo, tipo e quantidade de minerais de argila, quantidade de matéria orgânica no solo ou sedimentos, pH, temperatura, capacidade troca de cátions, cátion que está saturando à argila (SILVA; FAY, 1997). No entanto, Triegel e Guo (1994) afirmam que as características mais importantes e determinantes na adsorção do pesticida no solo são conteúdo de matéria orgânica e a solubilidade do composto orgânico.

As populações suscetíveis à contaminação por pesticidas podem estar expostas à concentrações significativamente distintas e, dependendo da forma de exposição, poderá ter diferentes implicações para a saúde. Na Tabela 6 apresentam-se as formas de exposição específicas para cada compartimento ambiental.

Tabela 6. Rotas de exposição específica de cada meio

Compartmento	Rotas de Exportação
Água	Ingestão direta Contato e reação dérmica Contato e reação oculares Inalação secundária pelo uso doméstico (vapor, aerossol)
Solo	Ingestão direta (principalmente crianças de 9 meses a 5 anos) Contato e reação dérmica Contato e reação oculares Inalação de compostos químicos voláteis presentes no solo Inalação de pó
Ar	Contato e reação dérmica Inalação Contato e reação oculares
Biota/Cadeia Alimentar	Consumo de plantas, animais ou produtos contaminados, secundário ao consumo de água contaminada Consumo de plantas, animais ou produtos contaminados, secundário ao consumo ou contato com solo, pó ou ar contaminado Consumo de plantas, animais ou produtos contaminados, secundário à inalação ou à evapotranspiração de ar contaminado Contato dérmico com, ou reação a plantas, animais ou produtos contaminados
Meios Miscelâneos	Ingestão direta Contato e reações dérmicas Contato e reação oculares Inalação secundária à volatilidade ou arraste dos contaminantes de meios miscelâneos

Fonte: ATSDR (1992).

Outros fatores que influenciam o transporte dos pesticidas no solo

As características do solo e suas interações com as propriedades dos pesticidas afetam sua mobilidade.

Algumas características mais importantes do solo, como textura e permeabilidade, assim como o teor de matéria orgânica exercem influência direta na sorção/dessorção de substâncias transportadas pelo do solo (KAH; BROWN, 2007). A seguir, serão apresentadas algumas características dos solos que afetam a persistência dos pesticidas.

Tipo de solo - Influencia não somente a persistência e a atividade dos pesticidas no solo, mas, também, a taxa com que são convertidos em outros

compostos: o conteúdo de material coloidal pode ser tão importante quanto a porcentagem de carbono orgânico (%C). Os solos que apresentam maiores teores de argila possuem uma grande área superficial interna e, portanto, apresentam potencial para reter mais moléculas de pesticidas, por causa da maior área para adsorção. A quantidade e variedade dos minerais no solo influenciam seu tipo e estrutura e, também, a persistência dos pesticidas. Por exemplo, a adsorção é provavelmente a primeira etapa no processo de decomposição catalítica, e ocorre muito rapidamente em solos com alto teor de ferro (PASQUALETTO et al., 1999; MULLER et al., 2007; KAH et al., 2007).

Manejo do solo - Estudos têm mostrado que práticas conservacionistas de solo reduzem as perdas por escoamento superficial, com menores riscos de contaminação. Nos de textura arenosa, o efeito do preparo do solo é menos acentuado do que em solos argilosos (FLURY, 1996). Isensee e Sadeghi (1994) e Flury (1996) estudando a sorção da atrazina no solo observaram menores taxas no sistema convencional, e estes resultados foram atribuídos ao aumento da lixiviação do produto no solo preparado ou ao aumento da adsorção na superfície do solo não preparado, onde o carbono orgânico foi quatro vezes maior. O arranjo estrutural, os átomos constituintes e grupos funcionais caracterizam a molécula do pesticida com propriedades físico-químicas específicas, o que influencia o seu grau de sorção pelo solo (LAVORENTI et al., 2003). A polaridade do pesticida é uma das propriedades determinantes de sua sorção em solos. Compostos apolares tendem a ser adsorvido pela matéria orgânica presente nos solos e compostos polares tendem à solução do solo possuindo, assim, uma maior mobilidade (HORNSBY; DAVIDSON, 1973; GUO et al., 1993).

Em geral, os sistemas de manejo de solo que contribuem para aumentar e/ou preservar a matéria orgânica no solo têm reduzido a lixiviação de pesticidas apolares. Nesse sentido, práticas agronômicas que aumentam o conteúdo de matéria orgânica no solo, a exemplo do plantio direto e cultivo mínimo, podem contribuir para redução do movimento de pesticidas no solo (GUO et al., 1993; DAVIS-CARTER; BURGOA, 1993; BARRIUSO et al., 1997). No entanto, pode-se verificar que, em decorrência do aumento na permeabilidade do solo nos sistemas de manejo conservacionistas, consequência de alteração de sua estrutura, ocorrem fluxos preferenciais de água nos macroporos formados, podendo elevar a lixiviação de pesticidas (LANGENBACH, 1997). Sob condições de campo, Jarvis et al. (1995) argumentam que o fluxo preferencial de pesticidas deve ser considerado uma regra e não uma exceção. No que diz respeito às práticas de manejo de pesticidas, observa-se que a forma de aplicação, formulação, dose

aplicada, frequência e/ou intensidade de aplicação do produto afetam a lixiviação e o escoamento superficial dos compostos (ZHENG et al., 1993; COHEN et al., 1995; FLURY, 1996).

Teor de matéria orgânica - Este é o fator mais importante na persistência das moléculas de agroquímicos no solo. A porcentagem de carbono orgânico (%C) pode variar de menos de 1% até 50%. Vários estudos enfatizam que quanto maior a %C maior será a persistência dos pesticidas no solo (PASQUALETTO et al., 1999; MULLER et al., 2007; KAH et al., 2007).

Acidez do solo - A concentração de íons hidrogênio pode influenciar a quebra das moléculas dos pesticidas no solo de muitas maneiras. Pode afetar a estabilidade do material argiloso, a capacidade de troca iônica, ou as taxas pela quais as decomposições químicas e bacterianas ocorrem. Entretanto, não há muitas evidências de que a acidez influencie na persistência dos pesticidas no solo (MULLER et al., 2007; KAH et al., 2007).

Umidade do solo e lixiviação - O excesso de água no solo pode resultar em lixiviação de pesticida, que consiste na movimentação dos pesticidas ao longo do perfil do solo, de tal forma que as moléculas presentes na solução do solo percolam em direção ao lençol freático, contaminando as águas subterrâneas (CHENG, 1990). De um lado, lixiviação dos pesticidas ocorre, principalmente, por fluxo de massa, tendo influência da água de chuva ou da irrigação (CASTRO, 2005). Por outro lado, a baixa umidade do solo pode afetar a atividade microbiana, pois a água é um componente do protoplasma celular, portanto, indispensável na realização dos processos microbianos (SILVA; FAY, 1997). A umidade do solo afeta vários processos que contribuem para o transporte e degradação de pesticidas em um dado volume de solo. O baixo conteúdo de umidade pode afetar a degradação do pesticida por meio da redução da biomassa microbiana e de sua atividade, reduzindo o pesticida na solução do solo (SILVA; FAY, 1997). Entre os fatores que influenciam o processo de lixiviação, Hartley e Graham-Bryce (1980), Barizon et al. (2006) e Correia et al. (2007) citam como principais: o grau sorção do pesticida no solo, a condutividade hidráulica do solo, as condições ambientais e as práticas de manejo do solo e de aplicação do pesticida.

Tipo de irrigação - O tipo de irrigação tem grande efeito no transporte de água no solo. Ghodrati e Juri (1992) investigaram o efeito da irrigação por aspersão em solo areno-argiloso com aplicação de água contínua e intermitente, no transporte dos pesticidas atrazina, prometrin e

napropamide, e encontraram diferenças quanto ao sistema de irrigação. A atrazina tem maior tendência de lixiviação sob condições inundadas que em inundação intermitente, o inverso ocorreu para prometrin e napropamide.

Temperatura - Sob a influência da temperatura, os pesticidas nos solos estão sujeitos a processos de degradação química, decomposição bacteriana ou volatilização. À baixa temperatura, estes processos ocorrem muito lentamente e são pequenas as perdas de pesticidas (PASQUALETTO et al., 1999; MULLER et al., 2007; KAH et al., 2007).

Formulação do pesticida - Os pesticidas são formulados de diferentes maneiras, sendo as mais comuns às formulações líquidas, granular, pó-molhável e concentrados emulsionáveis. A taxa de desligamento dos produtos depende do tipo de formulação, como também das condições ambientais - temperatura e umidade. Segundo Furmidge (1984), formulações líquidas transformam o ingrediente ativo imediatamente após a aplicação; portanto, pode-se esperar que estas formulações não influenciem o transporte do composto no solo. Formulações granulares podem afetar o transporte de pesticidas, principalmente quando a chuva ou irrigação ocorre imediatamente após a aplicação. As granuladas, normalmente têm uma distribuição menos uniforme que formulações líquidas (spray), e isso pode afetar o transporte do ingrediente ativo (FLURY, 1996). Este autor afirma que são necessárias pesquisas aplicadas para avaliar o efeito do manejo de diferentes práticas sob as perdas de pesticidas, considerando a variabilidade das propriedades químicas do produto aplicado e, também, do solo. Estudos sobre o comportamento dos pesticidas no solo é um desafio; necessário para melhor entender e compreender os processos de contaminação ambiental.

Pesticida como fonte de contaminação dos recursos hídricos

Os agrotóxicos atingem o solo não só pela incorporação direta pela superfície, como também, por meio do tratamento de sementes com fungicidas e inseticidas, no controle de fungos patogênicos do solo ou da eliminação de plantas espontâneas por herbicidas. Esses compostos podem, ainda, atingir o solo de forma indireta pela pulverização das partes verdes dos vegetais e pela queda de folhas e frutos que receberam a aplicação dos produtos. Desta forma, os variados processos biológicos, bioquímicos e físicos, tomam pouco provável que, mesmo compostos altamente específicos não afetem outros organismos, além daquele ao qual

se destina o produto. As técnicas de aplicação de agrotóxicos são, na maioria dos casos, extremamente ineficientes, provocando elevadas perdas de produtos que contaminam o solo e a atmosfera. Os produtos que atingem o solo podem ser adsorvidos, degradados, lixiviados, ou levados pelas águas superficiais. As perdas variam com a técnica de aplicação empregada, com a dosagem, com o tipo de cultura e com as condições micrometeorológicas da região (MATTHEWS, 1982).

As áreas agrícolas, embora sejam consideradas como fontes difusas de contaminação, podem representar riscos para o ambiente, mais especificamente quanto à contaminação das águas superficiais e subterrâneas. Na avaliação do impacto causado por agrotóxicos aos recursos hídricos, as variáveis ambientais, como clima e principalmente aquelas relativas aos tipos de solo e declividade da área (SOMASUNDARAM; COATS, 1991), às propriedades dos agentes químicos, bem como às informações sobre o sistema de produção precisam ser analisados de maneira integrada, para se determinar o comportamento dos agrotóxicos na área em estudo (EDWARDS, 1993).

A poluição da água provocada por agrotóxicos ou fertilizantes é um problema para 16,2% (901) dos municípios brasileiros. Nas bacias costeiras do Sul, as águas de 31% dos municípios estão poluídas por agrotóxicos, e nas bacias do Rio da Prata e Costeira do Sudeste, a proporção foi de 19%. Entre as unidades da federação, a maior proporção de municípios com contaminação foi verificada em Santa Catarina (56%), no outro extremo, Amapá e Piauí registraram as menores proporções do País, ambos com 2%.

Em levantamento realizado pelo IBGE foi constatada poluição da água em 191 municípios da Bacia do Rio São Francisco (38% do total), 116 em Minas Gerais, 24 em Pernambuco e 31 na Bahia. As causas mais assinaladas pelos gestores ambientais da bacia para a poluição hídrica foram: esgoto doméstico (76%), disposição inadequada de resíduos sólidos (36%) e agrotóxico ou fertilizante (34%). Em âmbito nacional, as causas de poluição das águas mais apontadas são as mesmas entre os municípios, com percentuais de 75%, 39% e 42%, respectivamente. A contaminação por agrotóxicos ou fertilizantes tem grande impacto na poluição das águas, principalmente no Oeste da Bahia, no Polo Agroindustrial de Barreiras, englobando os municípios de Jaborandi até Barreiras, e no norte, na região de Sento Sé, Itaguaçu, Juazeiro e Curaçá, pertencentes ao Polo Agroindustrial de Petrolina/Juazeiro (IBGE, 2008). Embora seja determinado por lei (decreto nº 4.074, de 4 de janeiro de 2002), o descarte seguro das

embalagens vazias de agrotóxico, na prática, não é seguido em todo o País. No entanto, observa-se uma concentração de postos de recebimento de embalagens vazias nas principais áreas agrícolas do País, apontando certa adequação à legislação vigente.

Estudos desenvolvidos em várias regiões do mundo mostram que a percentagem dos produtos utilizados na agricultura que atingem o ambiente, principalmente as fontes hídricas é, geralmente, baixa, sobretudo por causa do efeito diluidor. Entretanto, pesticidas persistentes e com grande mobilidade no ambiente tem sido detectados nas águas superficiais e subterrâneas (PRIMEL et al., 2005). Um composto é persistente quando não hidrolisa ou biodegrada rapidamente, significando que tem baixa volatilização ou baixa constante de Henry, alto coeficiente de partição do carbono orgânico e, conseqüentemente, baixo potencial de mover-se e contaminar as águas subterrâneas.

A solubilidade dos pesticidas em água e a pressão de vapor são essenciais para determinar a distribuição ambiental de uma substância: um valor alto de solubilidade indica que o produto tem considerável afinidade com a fase aquosa, enquanto um baixo valor indica que facilmente o produto se separa da água. A solubilidade também regula a absorção pela biota e a adsorção em um meio aquoso em substratos sólidos. A pressão de vapor está relacionada com a tendência do produto se volatilizar; enquanto o ponto de fusão indica a energia de interação nos cristais, que se opõe à ação de solventes (CALAMARI, 1992). Pesticidas com solubilidade em água superior a 10 mg/L tendem a se mover largamente na fase solúvel, enquanto os menos solúveis tendem a se deslocar principalmente sorvidos em partículas superficiais de solos (RACKE, 1990).

Estudos têm mostrado que as perdas na aplicação de pesticidas, a exemplo dos herbicidas, geralmente variam de 1 % a 5 %, dependendo das práticas culturais, solo, dimensão da área, declividade, extensão do declive, cobertura, umidade do solo e das propriedades dos herbicidas (BELAMIE; GOUY, 1992; CARLUER et al., 1996; PATTY et al., 1997). O movimento da água carrega substâncias solúveis ou adsorvidas às partículas de solos erodidos e o material orgânico. Uma vez que o uso de pesticidas se distribui em grandes áreas agrícolas, devem-se priorizar as práticas preventivas da poluição das águas em detrimento de métodos de remoção desses contaminantes, como a biorremediação, por serem de alto custo e exequibilidade limitada. Inúmeros estudos têm identificado problema de poluição de águas superficiais e subterrâneas decorrentes do uso de pesticidas em regiões temperadas (SOLOMON et al., 1995; KREUGER,

1998), porém, o destino destes produtos em solos e água sob condições tropicais ainda é pouco conhecido.

O destino de um pesticida no ambiente é governado por processos de retenção (sorção), de transformação (biodegradação) e de transporte (deriva, volatilização, lixiviação, escoamento superficial) e por interações desses processos. Os compostos químicos uma vez liberado para o ambiente tem diferentes comportamentos como mostrado na Figura 2.



Figura 2. Comportamento do pesticida no ambiente. Fonte: Silva (2004).

Quanto à natureza orgânica das moléculas, muitos produtos permitem sua degradação. Neste contexto, ainda há muito a ser estudado para entendermos o destino e as consequências do transporte destas moléculas e seus resíduos no ambiente (MATTOS; SILVA, 1999). Segundo Goss (1992), em solos orgânicos raramente ocorre perda de pesticida por escoamento superficial e lixiviação, e pesticidas com coeficientes de adsorção (K_{oc}) acima de 300 mL.g^{-1} são fortemente adsorvidos pela matéria orgânica. O potencial de perda de pesticidas pela água superficial ou lixiviação depende da combinação de pesticida, solo, clima e fatores de manejo. Assim, a análise de pesticidas utilizados na cadeia produtiva das culturas possibilita a identificação dos produtos com potencial de riscos ou apresentar potencial de contaminação das águas superficiais e subterrâneas. Várias são as formas de elaborar tal análise, muitas das quais demandam informações detalhadas, como as obtidas por simulações da dinâmica de pesticidas no perfil dos solos.

Outro modo de se analisar o potencial de contaminação de águas subterrâneas envolve as próprias características dos produtos, usando os critérios de *screening* da Environmental Protection Agency (EPA) (COHEN et al., 1995) ou o índice de GUS (Groundwater Ubiquity Score) (FUNARI et al., 1991). O potencial de contaminação das águas superficiais também pode ser previsto pelas características dos pesticidas utilizando-se os critérios propostos por Goss (1992) e Gustafson (1989). Estes critérios classificam o risco de contaminação em alto, médio e baixo, em função do transporte de pesticidas em sedimentos ou dissolvido na água.

Os critérios de *screening* da EPA e o índice de GUS são utilizados para avaliar o risco de contaminação de águas subterrâneas. Nestes critérios, também devem ser consideradas as condições de campo que favorecem a percolação no solo, ou seja, pluviosidade anual >250 mm; porosidade do solo e existência de aquífero não confinado. Os critérios da EPA envolvem:

- Solubilidade em água > 30 mg.mL⁻¹.
- Coeficiente de adsorção à matéria orgânica: $K_{OC} < 300-500 \text{ mL.g}^{-1}$.
- Constante de Henry: $KH < 10^{-2} \text{ Pa.m}^3.\text{mol}^{-1}$.
- Meia-vida no solo (DT₅₀ no solo): > 14-21 dias.
- Meia-vida na água (DT₅₀ na água) > 175 dias.

Ferracini et al. (2001) observaram que o teor de carbono orgânico foi o parâmetro que exerceu maior influência no fluxo descendente de pesticidas nos solos, pois, quanto maior a presença de matéria orgânica no solo, menor o seu potencial de lixiviação e, conseqüentemente, menor a contaminação de água subterrânea. Para solos com teores similares de matéria orgânica, a maior vulnerabilidade para a contaminação das águas dá-se nos solos em que o lençol freático é menos profundo.

Atualmente, várias instituições vêm se preocupando com os impactos negativos que o uso indiscriminado de pesticidas vem causando no mundo. Nesse sentido a FAO e a WHO, em 2008, intensificaram sua colaboração por meio da aplicação do plano de gestão e manejo de pesticidas em âmbito internacional. Com esse plano, esperam reduzir os riscos de contaminação ambiental por meio da gestão de risco e redução dos pesticidas altamente tóxicos, desenvolvendo estudos em áreas especificadas com a utilização da Abordagem da Estratégica à Gestão Internacional dos Produtos Químicos.

Segundo a Agência de Vigilância Sanitária (ANVISA) (2006), diversos países como Estados Unidos, Holanda, Suécia e Inglaterra têm estabelecido programas de monitoramento de resíduos de agrotóxicos com

análises contínuas e programadas. Pode-se afirmar que, atualmente, é frequente a identificação de resíduos de agrotóxicos nos alimentos e, em muitos casos, se detectam concentrações acima dos limites máximos permitidos, além dos não autorizados. O Programa de Análise de Resíduos de Agrotóxicos em Alimentos (PARA) tem demonstrado que isso também ocorre no Brasil.

A Agência de Vigilância Sanitária do Estado de Pernambuco (ANVISA-PE) implementou o Plano de Controle de Qualidade de Produtos Hortifrutigranjeiros, no que se refere à presença de resíduos de agrotóxicos em alimentos denominado de “Parinha”, em conjunto com o Ministério Público Estadual, Promotorias de Saúde, Defesa do Consumidor e Saúde do Trabalhador e as empresas fornecedoras de alimentos (supermercados) (ANVISA, 2008). Com o apoio destes parceiros, a Anvisa – PE firmou um Termo de Ajustamento de Conduta (TAC) com os supermercados, que prevê a responsabilidade destes sobre o alimento posto à venda e também transfere os custos das análises laboratoriais para os supermercados. As irregularidades detectadas por meio de laudo laboratorial são punidas com multa. O sistema de rastreabilidade do PARA, adotado pelo plano “Parinha”, que permite identificar o produtor do alimento é outra ferramenta importante, pois possibilita, em caso de identificação de irregularidade, proibir a venda daquele alimento no Estado até que o produtor comprove, por meio de laudo, que a cultura está dentro das especificações da legislação (ANVISA, 2006).

De acordo com a Portaria nº 329, de 2 de setembro de 1985, do Ministério da Saúde (MS), outra preocupação é com o herbicida paraquat, o qual é amplamente utilizado na agricultura. Este produto só pode ser aplicado por pessoal especializado, contratado por firma prestadora de serviços, cadastrada no Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (MAPA). No entanto, a aplicação do produto é frequentemente realizada por pessoas não capacitadas.

Considerando-se as características do clima e do solo do Nordeste brasileiro, em especial do Vale do Submédio São Francisco, que tem a agricultura irrigada como a base de sua economia, os riscos de contaminação das águas superficiais e subterrâneas não podem ser desprezados. Somam-se a este fator, as características físicas dos solos da região (Neossolos Quartzarênicos, Argissolos, Latossolos e Vertissolos) que têm potencial para favorecer a lixiviação de moléculas para camadas mais profundas, podendo alcançar as águas superficiais e subterrâneas. Neste sentido, salienta-se também a forte demanda por água para consumo

humano e irrigação na região, cuja qualidade deve ser sistematicamente monitorada a fim de evitar problemas à saúde do homem e ao meio ambiente.

Pesquisas realizadas por Ferracini et al. (2001) no Submédio do Vale do São Francisco com base nos critérios de determinação da Agência de Proteção Ambiental (EPA), identificou-se 22 compostos com potencial de contaminação das fontes hídricas. Foi constatado que, para as fontes superficiais há grande número de pesticidas da classe dos organofosforados que apresentam potencial de ser dissolvido e transportado em água, tais como: benomil, dimetoato, diuron, fenarimol, fention, glifosato, iprodione, metalaxil, paclobutrazol, plocloraz, tebuconazole e thiran. Os autores ainda ressaltam que, benomil, fention, glifosato, iprodione, tebuconazole e thiran não são contaminantes potenciais de águas subterrâneas, por apresentarem alta afinidade pela matéria orgânica. Benomil, glifosato e tebuconazole podem ser transportados superficialmente, tanto dissolvidos em água como associados ao sedimento.

Casos de contaminação ambiental

Dados do Sistema Nacional de Informações Tóxico-Farmacológicas, da Fundação Oswaldo Cruz (FIOCRUZ) atribuem aos agrotóxicos 10% dos casos de intoxicações registrados pelo órgão, com 6.710 vítimas. A porcentagem estava abaixo, apenas, das referentes a medicamentos, com 18.824 casos ou 28%, sendo a maioria relacionada a acidentes individuais (2.531 pessoas) (FIOCRUZ, 1999). No ano 2000, o número subiu para 7.914 casos, com 149 mortes e porcentagem de 11% em relação ao total de intoxicações, conforme a FIOCRUZ.

No Submédio do Vale do São Rio Francisco, as fruteiras irrigadas e a expansão das áreas cultivadas com mangueira e videira tem contribuído, nos últimos anos, com números expressivos para a economia nacional, mediante exportação destes produtos, atualmente, com cerca de 120 mil ha irrigados. As empresas de produção, para tender à demanda local e, principalmente, às de exportação, consideram o uso de agrotóxicos como essencial para aumentar o período de conservação pós-colheita de muitos produtos.

Estudos realizados no Campo Experimental de Bebedouro, pertencente à Embrapa Semiárido, em Petrolina, PE, em um parreiral de uva variedade Superior Seedless, com 5 anos de idade, irrigado, não foi constatada

contaminação por pesticidas em amostras de solo e de água coletados em lisímetros de drenagem durante dois ciclos de produção da videira.

Em outro estudo da Fiocruz, realizado por Bedor et al. (2007) no Estado de Pernambuco, investigou-se o potencial de desenvolvimento de tumores malignos (carcinogênicos) causados por resíduos de agrotóxicos empregados na fruticultura do Vale do Submédio São Francisco, e concluiu que os trabalhadores rurais envolvidos na atividade estão expostos a riscos inaceitáveis de intoxicação. Estes problemas, muitas vezes, estão relacionados à ausência do uso de equipamentos de proteção individual (EPI) e à falta de pessoal capacitado para preparação e aplicação dos pesticidas.

De acordo com Bedor et al. (2007), nessa região foram detectados 108 tipos de pesticidas comercializados e classificados em 71 grupos ativos e sete misturas, com destaque para os organofosforados. Como a produção predominante é a fruticultura, a principal classe de agrotóxicos utilizada são: inseticidas (56%), seguido por fungicidas (30%), herbicidas (7%), reguladores de crescimento (4%), acaricidas (2%) e formicidas (1%). Também, foi detectado que 18% (19/108) dos agrotóxicos identificados são classificados como extremamente tóxicos e apenas 19% aparecem como pouco tóxicos ao homem (Figura 3). Além disso, 44% foram classificados como muito perigosos para o ambiente (Figura 4).

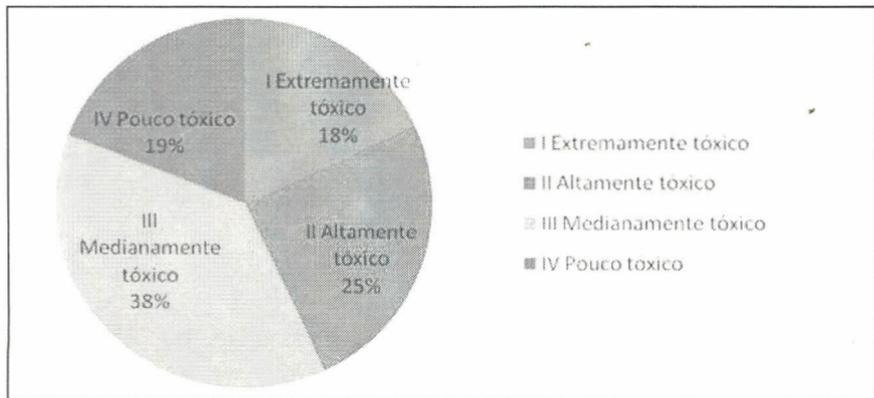


Figura 3. Classificação dos agrotóxicos segundo toxicidade humana no Vale do São Francisco.

Fonte: Bedor et al. (2007).

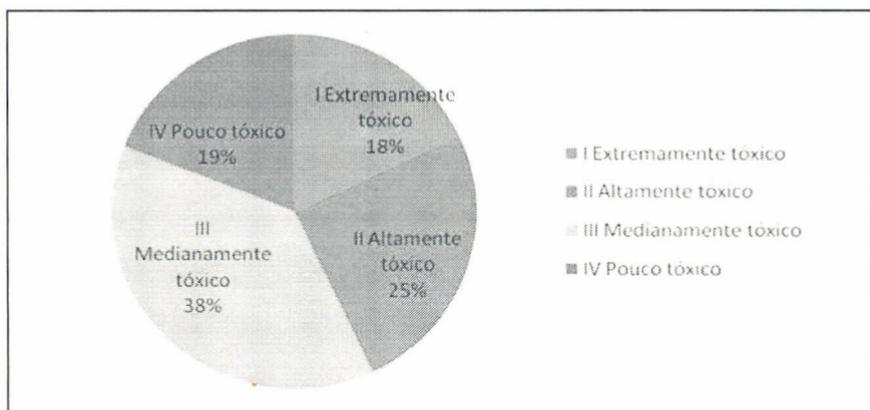


Figura 4. Classificação dos agrotóxicos segundo dano ambiental. Fonte: Bedor et al. (2007).

Recentemente, Bedor et al. (2007) realizaram o levantamento dos principais pesticidas usados nas culturas da mangueira, videira e bananeira, com maiores áreas cultivadas no Submédio do Vale do São Francisco, com seus respectivos princípios ativos e classes toxicológica (Tabela 7).

Tabela 7. Principais pesticidas usados nas culturas da mangueira(M), bananeira(B) e videira(V) no Submédio do Vale do Rio do São Francisco.

Princípio Ativo	Nome Comercial	Grupo Químico	Classe	Categ. Toxic.	Culturas
Dimetilavermectin	Abamectim	Avermectina	A-I	I	B
Pirazofós	Atugan	Organofosforado	F-I	II	V
Óxido cloreto de cobre	Agrinose	Cúprico	F	IV	V
	Cuprozan		F	III	V
	Cupravit		F	III	V
	Funguran		F	III	V
	Coprantol		F	IV	M
	Zineb 150		F	II	M
Fosetyl AL	Maneb 120		F	II	M
	Aliette	Monoetil fosfite metálico	F	III	V
Propineb	Propineb 140	Ditiocarbamato			M
Diazinon	Diazinon CE	Organofosforado	I	II	B
Triadimenol	Bayfidan	Triazóis	F	I	V
Benomyl	Benlate 500	Benzimidazol	F	III	M-V
	Benomil		F	III	B-M
	Cebotato 50CE				M-V
Tiofanato metálico	Cercobin 700	Benzimidazol	F	IV	M-V
Cimoxanil	Curzate (R)	Acetamidas + ditiocarbamato	F	III	V
Chlorothalonil	Daconil 500	Ftalonitrila	F	I	V
	Dacostar		F	I	V
	Clorotalonil		F	III	
Deltamethrine	Decis	Piretroide sintético	I	III	V
Dicofol	Dicofol	Organoclorado	A	I	V
	Kelthane		A	I	V
	Dimetoato	Dimetoato 500	Organofosforado	A-I	I
Trichlorfon	CE		A-I	I	V
	Agritoato 400				
	Dipterex	Organofosforado	I-A	I	B-V
Mancozeb	Triclorfon		I	I	B
	Dithane-M 22(R)	Ditiocarbamato	F	III	V
	Manzate BR		F	III	V
Tebuconazole	Folicur CE	Triazóis	F	III	M
Parathion Metil	Paration metílico	Organofosforado	A-I	I	B
	Folidol 600				V
	Folisuper		A-I	I	V
	Bravik 600 CE		A-I	I	V
Folpet	Folpan	Ftalimida	F	IV	V
Carbofuran	Furadan 50G	Carbamato	I-N	I	B
	Diafuran SC		I-N	I	B
	Ralzer 50G		I-N	I	B
	Carbofuran 350		I-N	I	B
Propiconazole	Juno	Triazóis	F	II	B
Enxofre	Kumulus	Enxofre	A-F	IV	V
	Microzol		A-F	IV	V
	Thiovit		A-F	IV	V
Fenthion	Lebaycid 50C	Organofosforado	I-A	II	V
Malathion	Malation	Organofosforado	A-I	II	B
Propargite	Omite	Fenoxi Ciclohexil	A	I	V

A=Acaricida I= Inseticida F= Fungicida N= Nematicida, Classe Toxicológica: I=Altamente Tóxico; II=Moderadamente Tóxico; III=Pouco Tóxico; IV=Praticamente não Tóxico. Fonte: Bedor et al. (2007).

Qualificação da produção de frutas no Vale do Submédio São Francisco

Nas últimas décadas tem aumentado a conscientização e a exigência dos consumidores em relação à qualidade dos produtos consumidos. Diante este cenário, o mercado internacional sinaliza para grandes mudanças nos sistemas de produção de frutas no Vale do Submédio São Francisco, exigindo dos produtores a adoção de critérios de qualidade, produção certificada e cumprimento de normas internacionais relacionadas à segurança alimentar, rastreabilidade e respeito ao meio ambiente e ao homem.

Essa realidade impôs aos produtores duas situações: ou adaptar-se e cumprir com as exigências para obtenção dos selos de qualidade, para assim garantir sua permanência no mercado, ou arriscar-se a perder espaços no mercado.

O Brasil é o terceiro maior produtor de mundial de frutas. Sua participação no mercado externo evoluiu nos últimos anos. Atualmente, quase 96% da uva de mesa, e 80% da manga exportadas pelo Brasil, são produzidas no Vale do Submédio São Francisco. Parte desta produção é oriunda de áreas menores que 12 ha (LEITE et al., 2004). Para atender as exigências internacionais, estes produtores contam com apoio técnico de instituições locais como Embrapa Semiárido, Valeexport, Codevasf, Sebrae, entre outras, provendo meios para a inserção da produção integrada, produção orgânica e certificação do produto.

Considerações finais

Persiste a preocupação de se desenvolver novos compostos para controlar as espécies que a cada dia se tornam resistentes aos produtos aplicados. Também, persistem os esforços para se promover maior controle não só das pragas e doenças das plantas em geral, mas, dos pesticidas usados para combatê-los, e, principalmente, a preocupação com os efeitos destes produtos no ambiente, incluindo o homem.

Diante do exposto nesse capítulo, existe grande preocupação com a saúde da população em relação à contaminação dos alimentos por agroquímicos. Pesquisadores de diferentes áreas do conhecimento têm considerado a atividade agrícola como uma das que mais contribui para a contaminação dos recursos naturais, principalmente com o uso indiscriminado de

agrotóxicos. A água tem efeito significativo nos processos de retenção, transporte e degradação dos pesticidas no solo.

Há necessidade de maior entendimento entre os processos físico-químicos e biológicos dos pesticidas no ambiente para monitorá-los adequadamente; bem como, necessidade de treinamento, ensino e pesquisa em todos os setores da sociedade, sobre as interações entre os fertilizantes e pesticidas versus ambiente.

Referências bibliográficas

ALVES, J. P. **Cartilha do trabalhador**: prevenção de acidentes no uso de agrotóxicos. Belo Horizonte, FUNDACENTRO 1999. 12 p.

AGÊNCIA NACIONAL DE VIGILÂNCIA SANITÁRIA (Brasil). **Programa de Análise de Resíduos de Agrotóxicos em Alimentos (PARA)**: monitoramento de resíduos de agrotóxicos nos alimentos: trabalho desenvolvido pela ANVISA, com as vigilâncias sanitárias dos Estados do AC, BA, DF, ES, GO, MG, MS, PA, PE, PR, RJ, RS, SC, SE, SP, TO, e com os laboratórios IAL/SP, IOM/FUNED e LACEN/PR - relatório de atividades de 2001 – 2007. Brasília, DF, 2008. 12 p.

AGÊNCIA NACIONAL DE VIGILÂNCIA SANITÁRIA (Brasil). Resíduos de agrotóxicos em alimentos. **Revista de Saúde Pública**, São Paulo, v. 40, n. 2, p. 361-363, 2006. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/rsp/v40n2/28547.pdf>>. Acesso em: 15 out. 2009.

AGÊNCIA NACIONAL DE VIGILÂNCIA SANITÁRIA (Brasil). **ANVISA**: relatório anual de atividades. Brasília, DF: Ministério da Saúde, 2006. 210 p.

ARAÚJO, A. J. de; PALADINO, L. T. do P.; ROSÁRIO, M. L. S. do; JESUS, M. C. N. de; QUEIROZ, M. S. de; ROLDAN, R.; BEZERRA, S. R. D.; SILVA, W. P. da. (Org.). **Meio ambiente, saúde e trabalho**: o movimento sindical pode ajudar a melhorar o ambiente. Rio de Janeiro: CUT-RJ, Comissão de Meio Ambiente, 2000. 80 p. il. Disponível em: <<http://www.sindipetro.org.br/extra/cartilha-cut/index.htm>>. Acesso em: 8 ago. 2006.

ARAÚJO, A. C.; NOGUEIRA D. P.; AUGUSTO, L. G. Impacto dos praguicidas na saúde: estudo da cultura de tomate. **Revista de Saúde Pública**, São Paulo, v. 34, n. 3, p. 309-313, 2000.

BAIRD, C. **Química ambiental**. 2. ed. Porto Alegre: Bookman, 2002. 622 p.

BARBIERI, E. Pesticidas: um problema grave de saúde pública e ambiental. **Boletim da ABDL**, São Paulo, v. 6, p. 1-5, fev. 2006.

BARIZON, R. R. M.; LAVORENTI, A.; REGITANO, J. B.; PRATA, F.; TORNISIELO, V. L. Simulação do transporte e da sorção de imazaquin em colunas de solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 30, n. 4, p. 615-623, 2006.

BARRIUSO, E.; HOUOT, S.; SERRA-WITTLING, H. Influence of compost addition to soil on the behaviour of herbicides. **Pesticide Science**, Oxford, v. 49, p. 65-75, 1997.

BEDOR, C. L. G.; RAMOS, L.; RÊGO, M. A. V.; PAVÃO, A. C.; AUGUSTO, L. G. Caracterização dos Principais Agrotóxicos Comercializados na Região do Sub-Médio do Vale do São Francisco. **Revista Baiana de Saúde Pública**, Salvador, v. 31, p. 68-76, 2007.

BELAMIE, R.; GOUY, V. Introduction des polluants dans le milieu fluvial. Influence du ruissellement des sols. **Oceanis**, v. 18, p. 505-521, 1992.

BRASIL. Lei nº 7.802, de 11 de julho de 1989. Dispõe sobre a pesquisa, a experimentação, a produção, a embalagem e rotulagem, o transporte, o armazenamento, a comercialização, a propaganda comercial, a utilização, a importação, a exportação, o destino final dos resíduos e embalagens, o registro, a classificação, o controle, a inspeção e a fiscalização de agrotóxicos, seus componentes e afins, e dá outras providências. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Brasília, DF, 12 jul. 1989.

CAIRES, S. M & CASTRO, J. G. D. Levantamento dos agrotóxicos usados por produtores rurais do município de alta Floresta – Mato Grosso. **Bio Terra – Revista de Biologia Ciências da Terra**, Campina Grande, v. 2, n. 1, p. 2002. Disponível em: <<http://eduep.uepb.edu.br/rbct/sumarios/pdf/agrotoxico.pdf>>, Acesso em: 15 out. 2008.

CALAMARI, D. Evaluación del riesgo de los productos químicos usados en la agricultura mediante simples modelos de simulación. In: FAO. **Prevenção de la contaminación del agua por la agricultura y actividades afins**. Rome, 1993. p. 225-239. (FAO. Informe sobre Temas Hidricos, 1)

CALAMARI, D.; BARG, U. Hazard assessment of agricultural chemicals by simple simulation models. In: PREVENTION OF WATER POLLUTION BY AGRICULTURE AND RELATED ACTIVITIES, 1992, Santiago, Chile. **Proceedings...** Rome: FAO, 1993. p. 207-222. (FAO. Water Reports, 1).

CALDAS E. D.; SOUZAL.C. K. R. Avaliação de risco crônico na ingestão de resíduos de pesticidas na dieta brasileira. **Revista de Saúde Pública**, São Paulo, v. 34, n. 5, p. 529-537, 2000.

CARLTON, F. B.; SIMPSON, W. M.; HADDAD, L. M. The Organophosphate and other insecticides. In: HADDAD, L. M.; SHANNON, M. W.; WINCHESTER, J. F. **Clinical management of poisoning and drug overdose**. 3. ed. Philadelphia: WB Saunders Company, 1998. p. 836-850.

CARLUER, N.; GOUY, V. E.; GRILL, J. N. Contamination des eaux de surface par produits phytosanitaires et modélisation. **Ingenieries - EAT**, Montpellier, n. 6, p. 19-30, jun. 1996. Disponível em: <<http://hal.archives-ouvertes.fr/docs/00/47/60/81/PDF/DG1996-PUB00016813.pdf>>. Acesso em: 15 set 2008.

CASTRO, N. R. A. **Sorção, degradação e lixiviação do inseticida tiametoxam em duas classes de solo**. 2005. 175 f. Tese (Doutorado em Entomologia) - Universidade Federal de Lavras, Lavras

CHENG, H. H. Pesticide in soil environment: an overview. In: CHENG, H. H. (Ed.). **Pesticide in the soil environment: processes, impacts and modeling**. Madison: SSAA, 1990. p. 1-5.

COHEN, S. Z.; WAUCHOPE, R. D.; KLEIN, A. W.; EADSPORTH, C. V.; GRANCY, R. Offsite transport of pesticides in water: mathematical models of pesticide leaching and runoff. **Pure and Applied Chemistry**, London, v. 67, p. 2109-2148, 1995.

CORREIA, F.; MERCANTE, F.; FABRÍCIO, A.; CAMPOS, T.; VARGAS JÚNIOR, E.; LANGENBACH, T. Adsorção de atrazina em solo tropical sob plantio direto e convencional. **Pesticidas: Revista de Ecotoxicologia e Meio Ambiente**, Curitiba, v. 17, p. 37-46, 2007.

DAVIS-CARTER, J. G.; BURGOA, B. Atrazine runoff and leaching losses from soil in tilted beds as influenced by three rates of lagoon effluent. **Journal of Environmental Science and Health**, New York, v. 28, p. 1-18, 1993.

EDWARDS, C. A. The impact of pesticides on the environment. In: PIMENTEL, D.; LEHMAN, H. (Ed.). **The pesticide question: environment, economics and ethics**. New York: Chapman & Hall, 1993. p. 13-46.

EPA. Pesticide Program. **Promoting Safety for America's Future: Annual Report ETA 2002**. Disponível em: <[http://www.epa.gov/oppfod01annual/2002/2002 annualreport.pdf](http://www.epa.gov/oppfod01annual/2002/2002%20annualreport.pdf)>. Acesso em: 8 ago. 2006.

ESTADOS UNIDOS. Department of Human Services. Public Health Service, Agency for Toxic Substance and Disease Registry. **Case studies in environmental medicine: lead toxicity**. Atlanta, 1992. Disponível em: <<http://wonder.cdc.gov/wonder/prevguid/p0000017/p0000017.asp>>. Acesso em: 8 ago. 2006.

FAO. **Control of water pollution from agriculture**. Rome, 1996. 101 p. (FAO. Irrigation and Drainage Paper, 55).

FERRACINI, V.; PESSOA, M.; SILVA, A.; SPADOTTO, C. A. Análise de risco de contaminação das águas subterrâneas e superficiais da região de Petrolina (PE) e Juazeiro (BA). **Pesticidas: Revista de Ecotoxicologia e Meio Ambiente**, Curitiba, v. 11, p. 1-16, 2001.

FUNDAÇÃO OSWALDO CRUZ. **Estatística anual de casos de intoxicação e envenenamento – Brasil, 2005**. Disponível em: <<http://www.fiocruz.br/sinitox>>. Acesso em: 14 mar. 2009.

FUNDAÇÃO OSWALDO CRUZ. **Estatística anual de casos de intoxicação e envenenamento – Brasil, 1996**. Disponível em: <<http://www.fiocruz.br/sinitox>>. Acesso em: 14 mar. 2009.

FLURY, M. Experimental evidence of transport of pesticides through field soils: a review. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 25, p. 25-45, 1996.

FRIGHETTO, R. T. S. Impacto ambiental decorrente do uso de pesticidas agrícolas. In: MELO, I. S. de; AZEVEDO, J. L. de. **Microbiologia ambiental**. Jaguariúna: EMBRAPA-CNPMA, 1997. cap. 17, p. 415-438.

FUNARI, E.; BOTTONI, P.; GIULIANO, G. Groundwater contamination by herbicides. In: RICHARDSON, M. L. (Ed.). **Chemistry agriculture and environment**. Cambridge: Royal Society of Chemistry, 1991. p. 235-254.

FURMIDGE, C. Formulation and application factors involved in the performance of soil applied pesticides. In: HANCE, R. (Ed.). **Soils and crop protection chemicals**. Croydon: British Crop Protection Council, 1984. p. 49-64. (Monography, 27).

GHODRATI, M.; JURY, W. A. A field study of the effects of soil structure and irrigation method on preferential flow of pesticides in unsaturated soil. **Journal of Contaminant Hydrology**, v. 11, p. 101-125, 1992.

GOSS, D. W. Screening procedure for soils and pesticides for potential water quality impacts. **Weed Technology**, Champaign, v. 6, p. 701-708, 1992.

GUO, L.; THOMAS J. BICKI, T. J.; FELSOT, A. S.; HINESLY, T. D.. Sorption and movement of alachlor in soil modified by carbonrich waster. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 22, p. 186-194, 1993.

GUSTAFSON, D. I. Groundwater ubiquity score: a simple method for assessing pesticide leachability. **Environmental Toxicology and Chemistry**, Elmsford, v. 8, p. 339-357, 1989.

HARTLEY G. S.; GRAHAM-BRYCE, I. J. **Physical principles of pesticide behaviour**. London: Academic, 1980. 518 p.

HORNSBY, A. G.; DAVIDSON, J. M. Solution and adsorbed fluometuron concentration distribution in a water-saturated soil: experimental and predict evaluation. **Soil Science Society of America Proceeding**, Madison, v. 37, p. 823-828, 1973.

IBGE. **Indicadores de desenvolvimento sustentável - Brasil 2004**. Rio de Janeiro, 2004. 400 p. (IBGE. Estudos e Pesquisa. Informação Geográfica, 4).

IBGE. **Indicadores de desenvolvimento sustentável – Brasil 2008**. Disponível em: <http://www.ibge.gov.br/home/presidencia/noticias/noticia_visualiza.php?id_noticia=363&id_pagin> Acesso em: 15 dez. 2008.

IBGE. **Indicadores de Desenvolvimento Sustentável – Brasil 2002**. Rio de Janeiro, 195 p. Disponível em: <<http://www.ibge.gov.br/>>. Acesso em 15 dez. 2002.

IBAMA. **Manual de testes para avaliação de ecotoxicidade de agentes químicos**. Brasília, DF, 1990.

ISENSEE, A.; SADEGHI, A. M. Effect of tillage and rainfall on atrazine residue levels in soil. **Weed Science**, Champaign, v. 42, p. 462-467, 1994.

JARVIS, N. J.; BERGSTRÖM, L. F.; BROWN, C. D. Pesticide leaching models and their use for management purposes. In: ROBERTS, T. R.; KEARNEY, P. C. (Ed.). **Environmental behaviour of agrochemicals**. New York: J. Willey, 1995. p. 185-220.

KAH, M.; BROWN, C. D. Changes in pesticide adsorption with time at high soil to solution ratios. **Chemosphere**, Bethesda, v. 68, n. 7, p. 1335-1343, 2007.

KHAN, S. U. **Pesticides in the soil environment**. Amsterdam: Elsevier, 1980. 240 p.

KREUGER, J. Pesticides in stream water within an agricultural catchment in southern Sweden, 1990-1996. **The Science of the Total Environment**, Amsterdam, v. 216, p. 227-278, 1998.

LANGENBACH, T. Os destinos dos agrotóxicos no ambiente: o caso das triazinas. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 26., 1997, Rio de Janeiro. **Anais...** Rio de Janeiro, SBCE, 1997. 1 CD-ROM.

LAVORENTI, A. Comportamento dos herbicidas no meio ambiente. In: WORKSHOP SOBRE BIODEGRADAÇÃO, 1., 1996, Campinas. **Anais...** Campinas: CATI, 1996. p.77-80.

LAVORENTI, A.; PRATA, F.; REGITANO, J. B. Comportamento de pesticidas em solos: fundamentos. In: CURI, N.; MARQUES, GUILHERME, L. R. G.; LIMAS, J. M. de; LOPES, A. S.; ALVAREZ V.; V. H. (Ed.). **Tópicos em ciência do solo**. Piracicaba: ESALQ, 2003. v. 3, p. 335-400.

LEITE, E. M.; MONTEIRO, L. de C.; NORONHA FILHO, J. N.; GONÇALVES, S. A.; HAJI, F. N. P.; LOPES, P. R. C. Agricultura familiar e sustentabilidade: implantação do sistema de produção integrada de frutas - PIF em áreas de pequeno produtor no semi-árido do Brasil. In: SEMINÁRIO BRASILEIRO DE PRODUÇÃO INTEGRADA DE FRUTAS, 6., 2004, Petrolina. **Resumos...** Petrolina: Embrapa Semi-Árido: Valexport, 2004. 1 CD-ROM.

MATTHEWS, G. A **Pesticide applications methods**. New York: Longman, 1982. 336 p.

MATTOS, L. M.; SILVA, E. F. da. Influência das propriedades de solos e de pesticidas no potencial de contaminação de solos e águas subterrâneas. **Pesticidas: Revista de Ecotoxicologia e Meio Ambiente**, Curitiba, v. 9, p.103-124, jan./dez. 1999.

MELNIKOV, N. N. **Chemistry of pesticides**. New York: Springer- Verlag, 1971. 480 p.

MULLER, K.; MASESAN, G. N.; BOLAN, N. S. A critical review of the influence of effluent irrigation on the fate of pesticides in soil. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v; 120, N. 2/4, p. 93-116, 2007.

MUSUMECI, M. R. Defensivos agrícolas e sua interação com a microbiota do solo. In: CARDOSO, E. J. B. N.; TSAI, S. M.; NEVES, M. C. P. **Microbiologia do solo**. Campinas: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 1992. p. 341-360.

O'NEILL, P. Arsenic. In: ALLOWAY, B. J. (Ed.). **Heavy metals in soils**. New York: John Wiley, 1990. p. 83-99.

OLIVEIRA-SILVA, J. J.; ALVES, S. R.; MEYER, A.; PEREZ, F.; SARCINELLI, P. N.; MATTOS, R. de C. O. da C.; MOREIRA, J. C. Influência de fatores socioeconômicos na contaminação por agrotóxicos, Brasil. **Revista de Saúde Pública**, São Paulo, v. 35, n.1, p. 30-35, 2001.

ORGANIZAÇÃO MUNDIAL DAS NAÇÕES UNIDAS. **Relatório do Desenvolvimento Humano 2007/2008**. Disponível em: <http://www.pnud.org.br/arquivos/rdh/rdh20072008/hdr_20072008_pt_complete.pdf>. Acesso em: 15 out. 2009.

ORGANIZAÇÃO PAN-AMERICANA DE SAÚDE. **Manual de vigilância da saúde de populações expostas a agrotóxicos**. Brasília, DF, 1996. 69 p. Disponível em: <<http://www.opas.org.br/sistema/arquivos/livro2.pdf>>. Acesso em: 15 set. 2008.

PASQUALETTO, A.; ZITO, R. K.; RUIZ, H. A.; SILVA, A. A. da. Lixiviação de imazetapir e imazamox em diferentes solos. **Pesquisa Agropecuária Tropical**, Goiânia, v. 29, n. 1, p. 29-34, 1999.

PATTY, L.; REAL, B. E.; GRILL, J. J. The use of grassed buffer strips to remove pesticides, nitrates and soluble phosphorus compounds from runoff water. **Pesticide Science**, Oxford, v. 49, p. 243-251, 1997.

PIERZYNSKI, G. M.; SIMS, J. T.; VANCE, G. F. **Soils and environmental quality**. Boca Raton: Lewis Publishers, 1994. 313 p.

PRESIBELLA, K. M. **Efeitos da associação dos pesticidas deltametrina e endossulfano sobre o sistema reprodutivo de ratos wistar**. 2004.125 f. Dissertação (Mestrado em Farmacologia) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba.

PRIMEL, E.G.; ZANELLA, R.; KURZ, M. H. S.; GONÇALVES, F. F.; MACHADO, S. de O.; MARCHEZAN, E. 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. **Química Nova**, São Paulo, v. 28, n. 4, p. 605-609, 2005.

RACKE, K. D. Pesticide in the soil microbial ecosystem. In: RACKE, K. D.; COATS, J. R. (Ed.). **Enhanced biodegradation of pesticides in the environment**. Washington, DC: ACS, 1990. p. 1-12.

ROYCHOWDHURY T.; UCHINO T.; TOKUNAGA H.; ANDO M. Arsenic and other heavy metals in soils from an arsenic-affected area of West Bengal, India. **Chemosphere**, Bethesda, v. 49, p.: 605-618, 2002.

SALOMÃO, A.; SEIBEL; F. Os 10 novos pólos do agronegócio. **Revista Exame**, São Paulo, n. 849, p. 10-15, ago. 2005. Suplemento Agronegócio.

SHELL. **Relatório na Sociedade Brasileira 2004/2005**. Disponível em: <www.shell.com/static/br-pt/downloads/news_and_library/rel2004/relatorio_shell_2004.pdf>. Acesso em: 10 out. 2008.

SILVA, C. L. da. **Análise da vulnerabilidade ambiental aos principais pesticidas recomendados para os sistemas de produção de algodão, arroz, café, cana-de-açúcar, citros, milho e soja**. 2004. 116 f. Tese (Doutorado) – Universidade Estadual de Campinas, Campinas.

SILVA, C. M. M de S.; FAY, E. F. Persistência e biomagnificação de moléculas xenobióticas.- In: MELO, I. S. de; AZEVEDO, J. L. de. **Microbiologia ambiental**. Jaguariúna:EMBRAPA-CNPMA, 1997. cap. 3, p. 67-106.

SOLOMON, K. R.; BAKER, D. B.; RICHARDS, R. P.; DIXON, K. R.; KLAINE, S. J.; LA POINT, T. W.; KENDAL, R. J.; WEISSKOPF, C. P.; GIDDINGS, J. M.; GIESY, J. P.; HALL, L. W.; WILLIAMS, W. M. Ecological risk assessment of atrazine in North American surface waters. **Environmental Toxicology and Chemistry**, Elmsford, v. 15, p. 31-76, 1995.

SOMASUNDARAM, L.; COATS, J. R. Pesticide transformation products in the environment. In: SOMASUNDARAM, L.; COATS, J. R. (Ed.). **Pesticide transformation products: fate and significance in the environment**. Washington, DC: American Chemical Society, 1991. p. 2-9

TRIEGEL, E. K.; GUO, L. Overview of the fate of pesticides in the environment, water balance; runoff vs. leaching. In: HONEYCUTT, R. C.; SCHABACKER, D. J. (Ed.) **Mechanisms of pesticide movement into groundwater**. Boca Raton: CRC Press, 1994. p. 1-13.

TUTIDA, D.; FOGAÇA, R. **Como funciona a contaminação dos solos**. Disponível em: <<http://ambiente.hsw.uol.com.br/contaminacao-dos-solos.htm>>. Acesso em: 12 out. 2009.

VILELA, E. F. Produtos naturais no manejo integrado de pragas. In: WORKSHOP SOBRE PRODUTOS NATURAIS NO CONTROLE DE PRAGAS, DOENCAS E PLANTAS DANINHAS, 1., 1990, Jaguariuna. **Anais**. Jaguariuna: EMBRAPA-CNPDA, 1990. p.15-18 (EMBRAPA-CNPDA. Documentos, 16).

WAGNER, K.; FREHSE, H. Method for the determination of residues of Folimat insecticide/acaricide. **Pflanzenschutz-Nachrichten Bayer**, Leverkusen, v. 29, n. 1, p. 54-66, 1976.

WAXMAN, M. **Agrochemical and pesticide safety handbook**. Boca Raton: Lewis Publishers. 1998. 400 p.

WILSON, C.; TISDELL, C. Why farmers continue to use pesticides despite environmental, health and sustainability costs. **Ecological Economics**, Amsterdam, v. 39, n. 3, p. 449-462, 2001.

WORLD HEALTH ORGANIZATION. **Public health impact of pesticides used in agriculture**. Geneva, 1989. 129 p.

WORLD HEALTH ORGANIZATION. **The WHO recommended classification of pesticides by hazard and guidelines to classification 2004**. Geneva, 2005. 56 p. Disponível em: <http://www.who.int/ipcs/publications/pesticides_hazard_rev_3.pdf>. Acesso em: 15 set. 2009.

ZHENG, S. Q. et al. Distribution and dissipation of metolachlor in soil column. **Journal of Environmental Science and Health**, New York, v. 6, p. 641-653, 1993.