

XIII RESÍDUOS DE AGROQUÍMICOS NO AMBIENTE

Claudio A. Spadotto
Marco Antonio F. Gomes

Introdução

A utilização de produtos químicos como fertilizantes (adubos químicos) e agrotóxicos (defensivos) nas atividades agrícolas e de reflorestamento pode resultar em resíduos que coloquem em risco a saúde humana e os organismos nos diferentes compartimentos ambientais. Como subsídio para a gestão ambiental, é necessário que os processos de perda dos agroquímicos como fonte difusa de contaminação e os possíveis efeitos adversos dos seus resíduos sejam conhecidos.

Para fins desse capítulo, são considerados resíduos de fertilizantes e agrotóxicos suas porções que, após a aplicação nas lavouras agrícolas e no reflorestamento, seguem para além da área cultivada – através de carreamento superficial –, para baixo da zona-de-raiz do solo – por lixiviação – ou para cima do dossel das plantas cultivadas – por volatilização. Portanto, não são aqui considerados os resíduos que permanecem nos limites da área cultivada e na zona-de-raiz do solo, nem os resíduos que contaminam os produtos agrícolas e florestais colhidos.

Uso de agroquímicos no Brasil

O consumo de fertilizantes no Brasil está em torno de 20 a 22 milhões de toneladas anualmente. O Mato Grosso ainda é o maior consumidor, e a soja, principal cultura da região, responde por 40% da

demanda total por fertilizantes.

No entanto, nota-se que tem havido uma importante mudança na distribuição geográfica do consumo desses insumos, motivada pelo bom desempenho de lavouras perenes, como cana-de-açúcar, café, citros, e pelo bom desempenho do reflorestamento. Assim, alguns estados têm mostrado recente aumento no uso de fertilizantes: Espírito Santo (+15%); Minas Gerais (+6%); Pernambuco (+3%); São Paulo (+3%). Essa mudança geográfica implica alterações na composição dos fertilizantes, já que essas culturas consomem mais nitrogênio do que a soja.

Por sua vez, o consumo anual de agrotóxicos no Brasil tem sido superior a 300 mil toneladas de produtos comerciais. Expresso em quantidade de ingrediente-ativo (i.a.), são consumidas anualmente cerca de 130 mil toneladas; isso representa um aumento no consumo de agrotóxicos de 700% nos últimos quarenta anos, enquanto a área com culturas agrícolas aumentou 78% nesse período.

O consumo de agrotóxicos difere nas várias regiões do país, nas quais se misturam atividades agrícolas intensivas e tradicionais. Os agrotóxicos têm sido mais usados nas regiões Sudeste (~39%), Sul (~31%) e Centro-Oeste (~23%). O consumo de agrotóxicos na região Norte é, comparativamente, muito pequeno (~1%), enquanto na região Nordeste (~6%) o uso está principalmente concentrado nas áreas de agricultura irrigada, nas quais grandes quantidades de agrotóxicos são usadas. O consumo de agrotóxicos na região Centro-Oeste aumentou nas décadas de 1970 e 1980 devido à ocupação dos cerrados, e continua crescendo pelo aumento da área plantada de soja e algodão naquela região. Destacam-se, quanto à utilização de agrotóxicos, os estados de São Paulo (25%), Paraná (16%), Minas Gerais (12%), Rio Grande do Sul (12%), Mato Grosso (9%), Goiás (8%) e Mato Grosso do Sul (5%).

Quanto ao consumo de agrotóxicos por unidade de área cultivada, a média geral no Brasil passou de 0,8 kg i.a./ha, em 1970, para 7,0 kg i.a./ha, em 1998. Em termos de quantidade total de ingredientes-ativos, as culturas agrícolas brasileiras nas quais mais se utilizam agrotóxicos são: soja, milho, citros e cana-de-açúcar. Pela quantidade total elevada de agrotóxicos usados, algumas culturas agrícolas merecem atenção, não por esses produtos serem aplicados intensivamente por unidade de área cultivada, e sim por essas culturas ocuparem extensas áreas no Brasil, como é o caso da soja, do milho e da cana-de-açúcar. Outras culturas agrícolas, apesar de ocuparem áreas pouco extensas, destacam-se pelo uso intensivo de agrotóxicos por unidade de área cultivada, como as culturas de tomate e batata.

Perdas de nutrientes e efeitos adversos dos fertilizantes

A intervenção do homem nos ecossistemas naturais com o objetivo de produzir alimentos, fibras e energia, transformando-os no que se convencionou chamar de agroecossistemas, influencia diversas etapas dos ciclos biogeoquímicos dos elementos (ciclos de nutrientes em escala global), afetando em consequência sua estabilidade. O grau de intervenção pode variar em função do sistema agrícola adotado, variando, em consequência, também o grau de alteração dos ciclos. As modificações impostas pelas atividades agrícolas alteram a dinâmica natural dos processos e vias dos ciclos dos elementos, o que pode resultar em aumento ou decréscimo das suas quantidades em alguns compartimentos e mesmo em perdas consideráveis para fora do sistema.

Agroecossistemas podem ser considerados sistemas abertos, pois os nutrientes são transportados para fora dos seus limites.

Além das perdas através da exportação dos elementos contidos nos produtos agrícolas que saem do campo, ocorrem perdas por meio de processos naturais como a erosão e o escoamento superficial das águas de chuvas – processos esses que, em geral, se intensificam em tais sistemas alterados. Isso ocorre devido às modificações impostas aos diversos compartimentos dos ciclos pelas práticas de manejo agrícola adotadas, que incluem, entre outros aspectos, movimentação do solo, substituição da vegetação nativa diversificada por uma única espécie ou poucas espécies, geralmente exóticas, adoção de práticas culturais e adubações químicas e orgânicas.

Os fertilizantes podem ser considerados contaminantes por causarem desvios na composição normal do meio, quando fornecem quantidades variáveis de elementos traços (MALAVOLTA, 1994), muitos deles reconhecidos como metais pesados e outros como micronutrientes. Portanto, o uso de fertilizantes deve obedecer sistematicamente às recomendações agrônômicas, mediante análises prévias da fertilidade do solo. Por causarem reações e alterações físicas, químicas e biológicas, podem levar a efeitos negativos no agroecossistema.

Assim, embora necessários na agricultura, por propiciarem aumento da produtividade das culturas e manutenção da fertilidade dos solos, os fertilizantes (e corretivos), sejam eles de natureza orgânica ou mineral, podem causar reações adversas no agroecossistema e alterar seu equilíbrio, quando utilizados inadequadamente. O nível dessas alterações, no entanto, está condicionado à qualidade (composição) e quantidade dos fertilizantes aplicados. A utilização desses produtos em doses elevadas causa consumo excessivo de nutrientes pelas plantas e aumenta a disponibilidade dos elementos no sistema solo-água, levando a desequilíbrios no ambiente (GOMES *et al.*, 2000). O equilíbrio dinâmico do sistema é quebrado no momento em que

elementos ou componentes estranhos interferem nos parâmetros físicos, químicos e biológicos do solo, que funciona como um reservatório com grande capacidade de reter e complexar elementos químicos. No entanto, sua capacidade de suporte é limitada e esse limite precisa ser determinado para cada elemento estranho que está sendo introduzido. A extrapolação dos limites de suporte do solo é que dá origem aos principais problemas de ordem físico-química.

O processo pelo qual as águas superficiais são enriquecidas com nutrientes que funcionam como adubos para plantas aquáticas é conhecido como **eutrofização**. Em sentido mais restrito, refere-se à mudança progressiva das águas superficiais, especialmente as de lagos e lagoas, devido ao grande crescimento de algas, e de outras plantas, seguindo-se um período de decomposição durante o qual a matéria orgânica que se desdobra remove oxigênio da água com uma velocidade maior que a de sua deposição. O processo causa o aparecimento de cheiro e sabor desagradáveis e dificuldades crescentes no tratamento destinado a fornecer água potável ou garantir o seu uso industrial ou agrícola. A falta de oxigênio que acompanha o processo de eutrofização pode ser muito prejudicial aos peixes.

O **nitrogênio (N)** do adubo, como se sabe, tem os seguintes destinos: absorção e exportação (em parte) pelas culturas, perda por carreamento superficial, lixiviação no solo, perda por volatilização (como amônia ou como N_2 ou óxido de nitrogênio, no caso de denitrificação); e as quantidades relativas variam muito. Na Figura 1 pode-se observar um esquema do ciclo do nitrogênio de forma mais completa.

Quantidades excessivas de amônia nas águas podem também mostrar efeitos tóxicos diretos sobre peixes; entretanto, somente NH_3 , e não NH_4^+ , apresenta essa condição. A fração não ionizada (NH_3) aumenta com o pH e a temperatura. A concentração tóxica mais baixa é 0,2 mg/L; a exposição prolongada a 0,025 mg NH_3 /L pode,

entretanto, já apresentar efeitos tóxicos.

O N está sempre presente nas águas superficiais porque, em média, cerca de 0,7 mg N/L são trazidos na água de chuva, e porque a fixação biológica incorpora o elemento e depois libera em parte no solo e na água. A concentração de N na água de lagos varia na faixa de alguns microgramas por litro ($\mu\text{g/L}$) até 5 mg N/L, quando ocorrer grande influxo de resíduos.

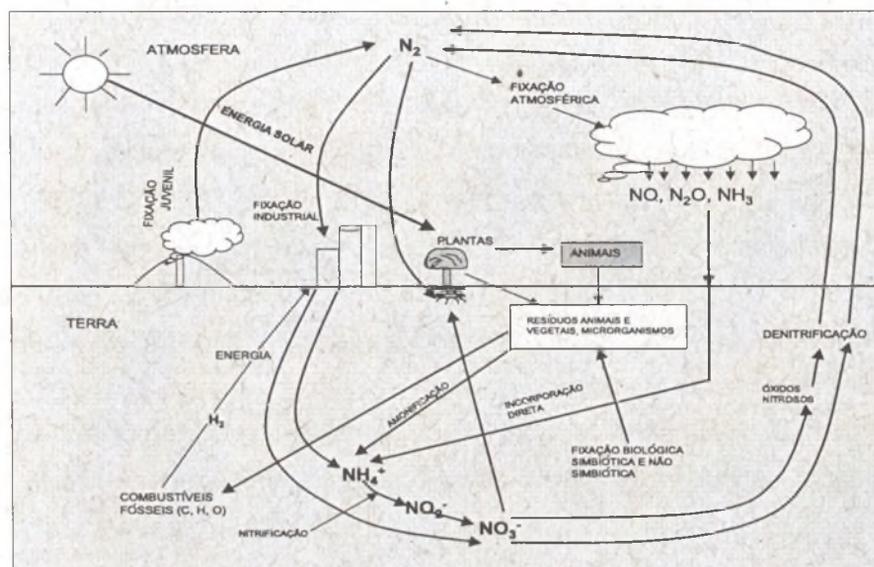


Figura 1. Ciclo do nitrogênio mostrando os principais processos envolvidos. Fonte: Gomes *et al.* (2000).

Qualquer que seja a sua origem, o N-nítrico carregado superficialmente ou lixiviado no solo pode passar aos reservatórios de água potável. Um excesso de nitrato (NO_3^-) na água potável é considerado indesejável principalmente por causa do perigo que representa para crianças com menos de quatro meses de idade, que são incapazes de se desintoxicar do nitrato que atinge seu sangue. A condição resultante é denominada metemoglobinemia ("crianças azuis"). O valor de 10 mg/L de N-NO_3^- é adotado em

vários países como limite máximo tolerável para padrão de potabilidade da água. Animais jovens podem também desenvolver essa doença, ingerindo N em concentrações de 5 mg/L de N-NO_3^- na água que bebem; em animais adultos com longo período de exposição pode ocorrer queda na produção de leite, deficiência de vitamina A, distúrbios da tireóide, problemas na reprodução e abortos (Pimentel, 1996).

Através dos alimentos, o nitrato ingerido pode sofrer também uma reação de desnitrificação no trato intestinal de animais e do homem, ocasionando intoxicações graves. O nitrato não é tóxico, mas sim o nitrito (NO_2^-) gerado de sua reação, o qual passa para a corrente sanguínea e promove a complexação do ferro da hemoglobina, impedindo, assim, o transporte de oxigênio para o sangue. Outro aspecto negativo do nitrato é que, em altas concentrações, há facilidade de transformação em nitrito, que reage com aminas e forma nitrosaminas cancerígenas.

Uma proporção relativamente pequena do **fósforo** (P) do adubo é absorvida pelas plantas (de 5 a 30% em um período de 3 anos); a fração maior (cerca de 80%) é fixada passando para a fase sólida; as perdas por carreamento superficial e lixiviação são geralmente desprezíveis. Os teores de P que são capazes de permitir uma população sadia de peixes são 0,005 a 0,2 mg P/L. O conteúdo de fósforo em riachos e poços é em média 0,1 mg P/L.

Em ambientes tropicais não tem sido constatada, em grande escala, a contaminação das águas por fosfato. Esse fato pode ser devido: (a) ao fosfato ainda não ser usado em demasia, como nos países de primeiro mundo; (b) ao uso mais freqüente de compostos de rápida assimilação pelas plantas; (c) a alguns solos tropicais apresentarem grande capacidade de fixação de fósforo; (d) aos solos serem relativamente profundos, dificultando a chegada até corpos

d'água subterrâneos por lixiviação; e ainda, (e) à falta de estudos mais específicos. Deve-se lembrar que os fertilizantes fosfatados se constituem também em fontes de cádmio (Cd) e de urânio (U), além de outros elementos radioativos.

O **potássio (K)** do adubo é absorvido pelas plantas em proporções variáveis (de 50 a 100% no ano da aplicação); as perdas por carreamento superficial são em geral pequenas; o restante é adsorvido ao complexo de troca do solo e em parte fixado; o K que passa para as águas subterrâneas vem principalmente da decomposição de minerais primários ou é liberado pelo próprio solo. Os teores de K que são capazes de permitir uma população sadia de peixes são de 4 a 20 mg K/L.

De um modo geral, não tem sido constatado, em ambientes tropicais, qualquer efeito adverso decorrente do uso de fertilizantes potássicos, seja no solo, seja na água superficial ou subterrânea. No entanto, em culturas irrigadas, adubações contínuas com fertilizantes de elevado índice salino, como o cloreto de potássio, induzem a problemas de salinidade na zona radicular, bem como ao favorecimento à eutrofização dos mananciais.

O efeito negativo mais evidente, em decorrência do uso de **cálcio (Ca)** em excesso, é o favorecimento à dispersão dos colóides do solo. A dispersão dos colóides do solo significa o desencadeamento de um processo erosivo, por propiciar, de forma mais intensa, o escoamento superficial da água e o carreamento de partículas de solo.

Em relação aos efeitos adversos decorrentes do uso do **enxofre (S)**, em sistemas agrícolas, não há muitos dados disponíveis na literatura que comprovem tal ação. Todavia, os compostos e fertilizantes fabricados encerram uma gama de elementos que aparecem como impurezas ou subprodutos. Tais elementos, muitas vezes do grupo dos pesados, podem, certamente, ser os responsáveis por maiores

danos nos agroecossistemas, notadamente nos organismos aquáticos e terrestres e no próprio homem.

O fosfogesso é um desses compostos que contêm uma gama de metais pesados; é oriundo da fabricação do ácido fosfórico e, portanto, distinto do gesso obtido por mineração. O fosfogesso pode ser utilizado como condicionador de solos sódicos, por possuir efeito floculante, como fonte de S e ainda de Ca e como redutor da atividade de alumínio no solo. Limitações ao uso do fosfogesso podem surgir em razão da presença de metais tóxicos e radionuclídeos (ALCORDO; RECHCIGL, 1995; RUTHERFORD *et al.*, 1996).

Em regiões tropicais e subtropicais os solos originados de rochas básicas apresentam, na fração argila, a maghemita, que é o mineral dominante do aporte de **micronutrientes**, e, dentre eles, alguns metais pesados. Por outro lado, as fontes secundárias de micronutrientes incluem os fertilizantes.

A área de toxicologia humana tem obtido avanços consideráveis, conseguindo estabelecer um sem-número de sintomas orgânicos em decorrência da presença de várias substâncias tóxicas no organismo, dentre elas muitos metais pesados.

Relatos da literatura médica e da toxicologia mostram, por exemplo, que concentrações elevadas de alumínio (Al) causam rigidez das faces, dor de cabeça na frente, constipação intestinal, cólicas freqüentes, ansiedade e humor variável; o manganês (Mn) em excesso pode provocar paralisia nos membros inferiores, enfermidade de Parkinson, rosto inexpressivo, semelhante a uma máscara, e constipação intestinal; o cobre (Cu) e o boro (B) em níveis tóxicos causam o atrofiamento dos testículos, retardamento mental leve, retardamento no desenvolvimento psicomotor, convulsões e concentração difícil. No caso específico do boro, ainda foram identificados os sintomas de terror noturno, medo de

cair, sobressaltos com facilidade e debilidade nas articulações; no caso do estrôncio (Sr), a ansiedade, indução à mutagênese celular, alterações na calcificação dos ossos, decorrentes de distúrbios no metabolismo do cálcio; para o vanádio (V), a diminuição dos leucócitos, depressão, tremores, irritação cutânea, além de melancolia e vertigem; zinco (Zn) em excesso foi correlacionado com vertigens constantes, infecções repetidas, alterações no crescimento, desequilíbrio emocional, além de doenças com erupção constante da pele; chumbo (Pb) em níveis elevados teve correlação com dores abdominais, vômitos, agressividade, anorexia com fome violenta após a ingestão de quantidade normal de comida e, ainda, agressividade (SOUSA, 1996).

Perdas de agrotóxicos e efeitos adversos dos resíduos

Depois da aplicação de um agrotóxico, vários processos físicos, químicos, físico-químicos e biológicos determinam seu comportamento. O destino de agrotóxicos no ambiente é governado por processos de retenção (sorção), de transformação (degradação biológica e decomposição química) e de transporte (deriva, volatilização, lixiviação e carreamento superficial), e por interações desses processos – Figura 2. Além da variedade de processos envolvidos na determinação do destino ambiental de agrotóxicos, diferenças nas estruturas e propriedades das substâncias químicas, bem como nas características e condições ambientais, podem afetar esses processos. Condições meteorológicas, composição das populações de microrganismos no solo, presença ou ausência de plantas, localização do solo na topografia e práticas de manejo dos solos podem também afetar o destino de agrotóxicos no ambiente. Além disso, a taxa e a quantidade de água se movendo na superfície e através do perfil do solo têm uma grande consequência no movimento do agrotóxico.

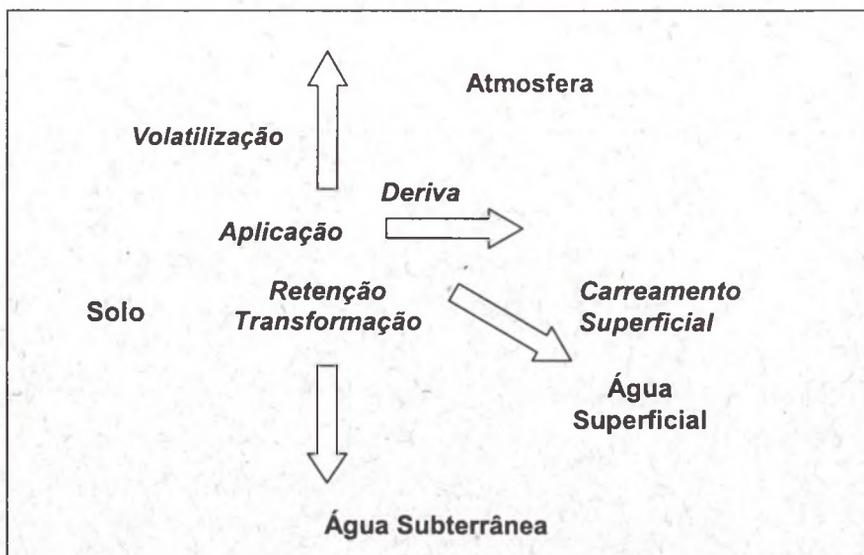


Figura 2. Representação esquemática dos processos que determinam o comportamento e o destino de agrotóxicos no ambiente.

Um entendimento dos processos de transporte de agrotóxicos no ambiente é essencial para direcionar planos de gestão dos seus resíduos. A variedade de agrotóxicos usados representa muitas diferentes classes de substâncias químicas, e os tipos de interações desses compostos com diferentes componentes do ambiente são enormes.

Considerando os processos de transporte entre compartimentos ambientais, com os quais os agrotóxicos estão relacionados depois de aplicados em áreas agrícolas, a lixiviação e o carreamento superficial merecem destaque. A lixiviação dos agrotóxicos através do solo tende a resultar em contaminação das águas subterrâneas, e, neste caso, as substâncias químicas são principalmente levadas em solução junto com a água que alimenta os aquíferos. O carreamento superficial favorece a contaminação das águas de superfície, com o agrotóxico adsorvido às partículas do solo erodido ou na água escoada. A permanência dos

agrotóxicos no solo agrícola é inversamente dependente da taxa de ocorrência dos processos de transporte (SPADOTTO *et al.*, 1998).

Os monitoramentos de agrotóxicos em águas subterrâneas de diferentes países, realizados entre 1987 e 1993, indicam que foram detectados 56 ingredientes-ativos, dos quais 50 foram encontrados em concentrações superiores a 0,1 µg/L (FUNARI *et al.*, 1995). Dos 56 agrotóxicos detectados 32 são herbicidas, principalmente do grupo das triazinas, seguido das amidas e dos ácidos fenoxialcanóicos. Além das moléculas originais, vários produtos de degradação de agrotóxicos foram detectados em águas subterrâneas. Em uma publicação do Serviço Geológico dos EUA (USGS, 1996), 143 agrotóxicos e 21 produtos de degradação foram detectados em águas subterrâneas de mais de 43 estados americanos.

Em um levantamento de dados de literatura, Carter (2000) encontrou, para a classe de herbicidas, perdas, com relação à quantidade aplicada, de menos de 0,001% até 0,25% por carreamento superficial e de menos de 1% até 5% por lixiviação. No entanto, dados preliminares de trabalho de monitoramento a campo no Brasil têm mostrado que até 2 a 3% e até cerca de 1% da quantidade aplicada são perdidos, respectivamente, adsorvidos às partículas de solo carreado e em solução na água escoada superficialmente. Trabalhando com colunas de solo em lisímetros, Matallo *et al.* (2005) determinaram que 52% da quantidade aplicada de um herbicida usado na cultura de cana-de-açúcar no Brasil passaram abaixo de 50 cm de um solo arenoso, durante um ano, sendo que, baseado nos dados experimentais, um modelo matemático prevê que 96% da quantidade aplicada passa dos primeiros 12 cm (profundidade na qual seu efeito de controle das plantas daninhas é desejado) em 67 dias.

Carter (2000), em seu levantamento, encontrou ainda perdas de herbicidas de menos de 2% até 90% por volatilização, com relação

à quantidade aplicada. A volatilização pode ocorrer durante e após a aplicação, a partir da superfície das plantas, na superfície e na matriz do solo, assim como na superfície e na coluna d'água. Além disso, as estimativas de resíduos têm que considerar também os processos de transporte na atmosfera e a deposição no solo, na vegetação e em corpos d'água.

As estimativas de resíduos de agrotóxicos a partir da deriva na pulverização dependem do método de aplicação usado. A Tabela 1 apresenta concentrações ambientais estimadas de agrotóxicos, imediatamente após a aplicação, na área tratada e na área adjacente, assumindo 1% de deposição a partir da deriva após uma pulverização terrestre. Pode-se observar que as concentrações estimadas decrescem rapidamente com a distância. No entanto, deve-se salientar que Chaim (2004) relatou 35% de deriva em uma cultura de tomate com 40 cm de altura.

Tabela 1. Concentrações ambientais estimadas, imediatamente após a aplicação, na área tratada e na área adjacente.*

Dose de Aplicação (g i.a./ha)**	Matriz	Concentração Ambiental Estimada (mg i.a./kg)**	
		Área Tratada	Área Adjacente
1000	Plantas	200	2
	Solo (5 cm prof.)	1	0,01
100	Plantas	20	0,2
	Solo (5 cm prof.)	0,1	0,001
10	Plantas	2	0,02
	Solo (5 cm prof.)	0,01	0,0001

*Assumindo 1% de deposição a partir da deriva após uma pulverização terrestre. Parcialmente adaptado de Hoerger e Kenaga (1972) por FAO (1989). **i.a. representa ingredientes ativos.

Além dos perigos aos seres humanos, nos aspectos ocupacionais, alimentares e de saúde pública, sabe-se que os resíduos

de agrotóxicos no ambiente podem provocar efeitos ecológicos indesejáveis, como a alteração da dinâmica bioquímica natural pela pressão de seleção exercida sobre os organismos, tendo, como conseqüência, mudanças na função do ecossistema.

Os efeitos ambientais adversos do resíduo de um agrotóxico (em sentido mais amplo) dependem da sua toxicidade ao ser humano e da sua ecotoxicidade (a outros organismos), assim como das suas concentrações nos diferentes compartimentos ambientais (solo, água, planta e atmosfera). As concentrações, por sua vez, dependem da carga contaminante e do comportamento e destino do agrotóxico no ambiente.

Os agrotóxicos são moléculas sintetizadas para afetar determinadas reações bioquímicas de insetos, microrganismos, animais e plantas que se quer controlar ou eliminar, mas determinados processos bioquímicos são comuns a todos os seres vivos, e, assim, o efeito pode então atingir não só o organismo alvo, mas também outros seres do ambiente. Os efeitos de resíduos de agrotóxicos nem sempre são isolados, pois as comunidades têm interações recíprocas de dependência ou cooperação, e a ação sobre uma determinada população pode afetar todo o funcionamento de um ecossistema (SPADOTTO *et al.*, 2004).

Alguns agrotóxicos se dissipam rápida e completamente no solo através do processo de mineralização, resultando na sua transformação em H_2O , CO_2 e NH_3 . Embora parte desse processo seja ocasionada por reações químicas, como a hidrólise e a fotólise, o catabolismo microbiológico e o metabolismo são, geralmente, os principais meios de mineralização. Algumas moléculas são moderadamente persistentes e seus resíduos podem permanecer no solo por um período relativamente curto; outras podem persistir por mais tempo. De qualquer forma, não devemos esquecer que, quando a degradação não é completa, os produtos desse processo (produtos de degradação ou metabólitos)

podem também ter importância ambiental, por apresentarem toxicidade e ecotoxicidade iguais às das moléculas originais ou maiores do que as das moléculas originais.

Alguns organismos possuem grande capacidade de bioacumular substâncias químicas, caracterizando o processo de bioacumulação ou bioconcentração. Se o processo de bioacumulação atingir níveis elevados em uma cadeia trófica, passa a caracterizar então a biomagnificação (VALARINI *et al.*, 2003).

No ambiente aquático, além da hidrólise e da fotólise, os agrotóxicos podem também sofrer a degradação biológica e, ainda, a bioacumulação e a biomagnificação, diferenciando apenas os microrganismos nesse ambiente em relação àqueles presentes no solo.

Segundo a Organização das Nações Unidas para Agricultura e Alimentação (FAO, 1989), a experiência tem mostrado que, com doses típicas em aplicações agrícolas, agrotóxicos com valores de toxicidade nas faixas ou acima daquelas faixas apresentadas na Tabela 2 têm sido considerados praticamente não perigosos.

Tabela 2. Faixas de valores de toxicidade nas quais ou acima das quais os agrotóxicos têm sido considerados praticamente não perigosos (FAO, 1989).

Aves	
DL ₅₀ aguda	100 – 500 mg/kg peso corporal
CL ₅₀ dieta (5 dias)	500 – 1000 mg/kg alimento
Abelhas	
DL ₅₀ oral aguda	50 – 100 µg/abelha
Mamíferos	
DL ₅₀ ratos	100 – 500 mg/kg peso corporal
Invertebrados Aquáticos	
CE ₅₀ daphnias (48h)	5 – 10 mg/L água
Peixes	
CL ₅₀ aguda (96h)	5 – 10 mg/L água

Considerações adicionais

As avaliações de impactos ambientais a campo são muito complexas, caras e, por vezes, não podem ser levadas a efeito na sua plenitude por problemas operacionais. A avaliação de risco ambiental aparece como alternativa à avaliação de impacto ambiental propriamente dita e como ferramenta fundamental para a gestão ambiental. Portanto, “avaliação de impacto ambiental” e “avaliação de risco ambiental” não representam metodologicamente a mesma abordagem e os mesmos procedimentos.

No contexto da avaliação de risco, o termo perigo indica o potencial de dano para o meio ambiente, enquanto risco é a possibilidade (ou probabilidade) de ocorrência de um certo dano. Perigo diz respeito aos efeitos sobre o ser humano e/ou sobre organismos terrestres e aquáticos, conforme tratados nesse capítulo, enquanto risco é uma função conjunta da exposição e do perigo. Assim, quanto maior a exposição de organismos (ou compartimentos ambientais) e/ou o perigo intrínseco do agroquímico, maior é o risco. Essa diferenciação é particularmente importante para o gerenciamento dos resíduos de fertilizantes e agrotóxicos.

Vale salientar que os termos “avaliação de risco ecológico” e “avaliação de risco ambiental” são, às vezes, usados como sinônimos. No entanto, alguns autores incluem os aspectos relacionados à saúde humana no risco ecológico, e outros preferem o termo risco ambiental como o mais abrangente.

Referências

ALCORDO, I.S.; REHCIGL, J.E. *Phosphogypsum and other by products gypsums*. In: REHCIGL, J.E. (Ed.). **Soil amendments and environmental**

quality. Boca Raton: Lewis Press, 1995. p.365-425.

CARTER, A.D. Herbicide movement in soils: principles, pathways and processes. **Weed Research**, v. 40, p.113-122, 2000.

CHAIM, A. Tecnologia de aplicação de agrotóxicos: fatores que afetam a eficiência e o impacto ambiental. In: SILVA, C.M.M. de S.; FAY, E.F. (Ed.). **Agrotóxicos e ambiente.** Brasília: Embrapa Informação Tecnológica, 2004. 400p.

FAO. **Revised guidelines on environmental criteria for the registration of pesticides.** Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations, 1989. 51p.

FUNARI, E.; DONATI, L.; SANDRONI, D.; VIGHI, M. Pesticides levels in groundwater: value and limitations of monitoring. In: VIGHI, M.; FUNARU, E. (Ed.). **Pesticide risk in groundwater.** Boca Raton: CRC Press, 1995. p.3-44.

GOMES, M.A.F.; SOUZA, M.D. de; BOEIRA, R. C.; TOLEDO, L. G. de. **Nutrientes vegetais no meio ambiente: ciclos biogeoquímicos, fertilizantes e corretivos.** Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2000. 50p. (Embrapa Meio Ambiente. Documentos 18).

HOERGER, F.D.; KENAGA, E.E. Pesticide residues on plants: correlation of representative data as a basis for estimation of their magnitude in the environment. **Environmental Quality**, v.1, p.9-28, 1972.

MALAVOLTA, E. **Fertilizantes e seu impacto ambiental: micronutrientes e metais pesados, mitos, mistificações e fatos.** São Paulo: ProduQuímica, 1994.

MATALLO, M.B.; SPADOTTO, C.A.; LUCHINI, L.C.; GOMES, M.A.F. Sorption, degradation and leaching of tebuthiuron and diuron in soil columns. **Journal of Environmental Science and Health**, v. 40, p. 39-43, 2005.

PIMENTEL D. Green revolution agriculture and chemical hazards. **Science of the Total Environment**, v.188, p.586-598, 1996.

RUTHERFORD, P.M.; DUDAS, J.J.; AROCENA, J.M. Heterogeneous distribution of radionuclides, barium and strontium in phosphogypsum by product. **Science of the Total Environment**, v.180, p.201-203, 1996.

SOUSA, M. do S. Minerais, achados clínicos e laboratoriais, comparação com matéria médica homeopática e toxicologia. In: SEMINÁRIO SOBRE INTERAÇÕES GEOMÉDICAS, 2, 1996, Areia, PB. **Anais...** João Pessoa: UFPB/DPSER, 1996. p. 77-88.

SPADOTTO, C. A.; GOMES, M. A. F.; RODRIGUES, G. S. Uso de agrotóxicos nas diferentes regiões brasileiras: subsídio para a geomedicina. **Pesticidas: Revista de Ecotoxicologia e Meio Ambiente**, v.8, p.111-126, 1998.

SPADOTTO, C. A.; GOMES, M. A. F.; LUCHINI, L. C.; ANDRÉA, M. de. **Monitoramento do risco ambiental de agrotóxicos: princípios e recomendações.** Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2004. 29p. (Embrapa Meio Ambiente. Documentos, 42).

USGS. **Pesticide in ground water.** Sacramento, CA: U.S. Geological Survey, 1996. 19p. (Fact Sheet FS-244-95).

VALARINI, J. P.; DE NARDO, E. A. B.; GOMES, M. A. F.; FERREIRA, C. J. A.; CASTRO, V. L. S. S. Dinâmica e efeitos de agrotóxicos no meio ambiente. In: FREIRE, F.C.O.; CARDOSO, J.E.; VIANA, F.M.P. **Doenças de fruteiras tropicais de interesse agroindustrial.** Brasília: Embrapa Informação Tecnológica, 2003. p. 625-687.



