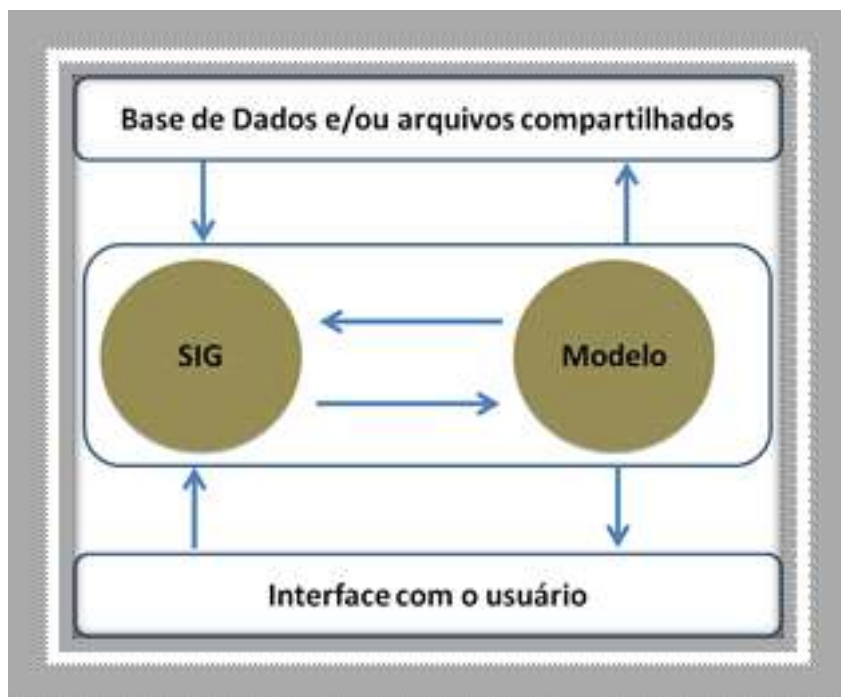


Interfaces de Modelos Ambientais e Sistemas de Informação Geográfica para a Gestão Territorial da Contaminação de Recursos Hídricos



Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
Embrapa Gestão Territorial
Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento

Documentos 1

Interfaces de Modelos Ambientais e Sistemas de Informação Geográfica para a Gestão Territorial da Contaminação de Recursos Hídricos

Claudio Aparecido Spadotto
Wilson Anderson Holler
Paulo Roberto Rodrigues Martinho
Natália Santos Fois
Diego Augusto de Campos Moraes
Jaudete Daltio
Sâmara Rachel da Silva Trajano

Exemplares desta publicação podem ser adquiridos na:

Embrapa Gestão Territorial

Av. Soldado Passarinho, 303
Fazenda Chapadão, CEP 13070-115, Campinas, SP
Fone: + 55 (19) 3211-6200
www.sgte.embrapa.br
sac.sgte@embrapa.br

Comitê de Publicações da Embrapa Gestão Territorial

Presidente: *Mirian Therezinha Souza da Eira*
Secretária-Executiva: *Rosângela Galon Arruda*
Membros: *Alba Chiesse da Silva, Helena Sicoli, Ivan Sérgio Freire de Sousa, Eliane Gonçalves Gomes Assunta, Rosana Hoffman Câmara, Chang das Estrelas Wilches, Marita Féres Cardilo, Otávio Valentim Balsadi, Jeane de Oliveira Dantas*

Supervisão editorial: *Erika do Carmo Lima Ferreira*

Revisão de texto: *Letícia Ludwig Loder*

Normalização bibliográfica: *Massayuki Franco Okawachi*

Editoração eletrônica: *Carlos Eduardo Felice Barbeiro*

1ª edição

On-line (2012)

Todos os direitos reservados

A reprodução não autorizada desta publicação, no todo ou em parte, constitui violação dos direitos autorais (Lei nº 9.610).

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)

Embrapa Gestão Territorial

Interfaces de Modelos Ambientais e Sistemas de Informação Geográfica para a Gestão Territorial da Contaminação de Recursos Hídricos / Claudio Aparecido Spadotto ... [et al.] – Campinas, SP: Embrapa Gestão Territorial, 2012. 37 p. – (Documentos / Embrapa Gestão Territorial, ISSN 2317-8795 ; 1)

1. Modelagem 2. Simulador 3. Agrotóxico 4. Contaminante 5. SIG 6. Geostatística I. Spadotto, Claudio Aparecido. II. Holler, Wilson Anderson. III. Martinho, Paulo Roberto Rodrigues. IV. Fois, Natália Santos. V. Moraes, Diego Augusto de Campos. VI. Daltio, Jaudete. VII. Trajano, Sâmara Rachel da Silva. VIII. Embrapa Gestão Territorial. IX. Série.

CDD 632.95

© Embrapa 2012

Autores

Claudio Aparecido Spadotto

Engenheiro-agrônomo, Ph.D. em Ciência do Solo e da Água, pesquisador da Embrapa Gestão Territorial, Campinas, SP
claudio.spadotto@embrapa.br

Wilson Anderson Holler

Engenheiro-cartógrafo, especialista em Geoprocessamento, analista da Embrapa Gestão Territorial, Campinas, SP
wilson.holler@embrapa.br

Paulo Roberto Rodrigues Martinho

Engenheiro-agrônomo, mestre em Agricultura Tropical, Subtropical e Gestão de Recursos Ambientais, analista da Embrapa Gestão Territorial, Campinas, SP
paulo.martinho@embrapa.br

Natália Santos Fois

Analista de sistemas, mestre em Engenharia Civil, com ênfase em Sistemas Computacionais, analista da Embrapa Gestão Territorial, Campinas, SP
natalia.fois@embrapa.br

Diego Augusto de Campos Moraes

Tecnólogo em informática, doutorando em Ciências Agronômicas, na Universidade Estadual Paulista (Unesp)
die.gomoraes45@gmail.com

Jaudete Daltio

Analista de sistemas, doutoranda em Ciência da Computação na Universidade Estadual de Campinas (Unicamp), analista da Embrapa Gestão Territorial, Campinas, SP,
jaudete.daltio@embrapa.br

Sâmara Rachel da Silva Trajano

Geógrafa, mestre em Manejo de Solo e Água, analista da Embrapa Gestão Territorial, Capinas, SP
samara.trajano@embrapa.br

Apresentação

As atividades humanas são potencialmente contaminadoras de corpos d'água, sejam subterrâneos ou superficiais, em que pese o fato de a água ser um recurso natural essencial para a sobrevivência de todas as formas de vida sobre a Terra.

O estudo e a modelagem da dinâmica ambiental de agrotóxicos e de outros compostos químicos são fundamentais para compreender e prever o comportamento de contaminantes no meio ambiente. Nesse processo de descoberta, modelos matemáticos e simuladores são utilizados; muitos desses modelos, porém, apresentam alguma limitação temporal e principalmente espacial.

A presente publicação descreve alguns modelos capazes de simular o comportamento e o destino de agrotóxicos e outros contaminantes, e destaca como esses modelos podem ser mais efetivos quando se agrega a eles a capacidade de lidar com a dimensão espacial. A interface de modelos ambientais de agrotóxicos e outros contaminantes com tecnologias de geoprocessamento (SIGs) e de geoestatística permite o manuseio de dados georreferenciados, bem como sua representação em bases territoriais. Essa interação facilita as análises simultâneas de variações espaciais e temporais, além de auxiliar os estudos e prover suporte à gestão territorial dos recursos naturais.

O software ARAquá permite a simulação da contaminação de águas superficiais e subterrâneas por intermédio de modelos matemáticos. Para tornar a tomada de decisão mais fundamentada e eficiente, por meio da espacialização das estimativas de contaminação das águas pelos mapas temáticos, a Embrapa Gestão Territorial está trabalhando em uma nova versão do programa ARAquá, denominada ARAquáGeo. Sua nova versão será capaz de manipular dados georreferenciados que contêm as estimativas de contaminação de águas subterrâneas e superficiais, além de permitir a interpolação com ferramentas de geoestatística e sistemas de informação geográfica (SIG).

Cláudio Aparecido Spadotto

Gerente-Geral da Embrapa Gestão Territorial

Sumário

Introdução	9
Modelagem ambiental de agrotóxicos.....	10
Simuladores do comportamento ambiental de agrotóxicos e outros contaminantes	12
Sistemas de informação geográfica – SIGs	17
Geoestatística na geração de cenários baseados em modelos e SIGs	21
Interfaces de modelos ambientais e SIGs.....	23
O software ARAquí e sua evolução	28
Referências.....	31

Interfaces de Modelos Ambientais e Sistemas de Informação Geográfica para a Gestão Territorial da Contaminação de Recursos Hídricos

Claudio Aparecido Spadotto

Wilson Anderson Holler

Paulo Roberto Rodrigues Martinho

Natália Santos Foïs

Diego Augusto de Campos Moraes

Jaudete Daltio

Sâmara Rachel da Silva Trajano

Introdução

A qualidade das águas no Brasil, assim como em todo o mundo, vem sendo amplamente debatida devido à importância desse recurso natural como matriz de todas as formas de vida sobre a Terra e seus ecossistemas. Recursos hídricos são tema permanente de programas de planejamento e gestão ambiental que visam evitar sua contaminação e outros impactos. As atividades agrícolas são potenciais fontes de contaminação de corpos d'água, principalmente quando desenvolvidas em áreas vulneráveis à contaminação das águas superficiais e subterrâneas.

Estudos do comportamento e destino de agrotóxicos e de outros compostos químicos orgânicos sintéticos (resumidamente citados ao longo deste texto como “outros contaminantes”) no ambiente são

fundamentais para o entendimento dos processos envolvidos e para a previsão dos efeitos sobre diferentes organismos. A modelagem matemática e o desenvolvimento de simuladores possibilitam tanto a identificação de falta de informações sobre processos de retenção, transformação e transporte, quanto o aprofundamento do conhecimento sobre o comportamento ambiental dos agrotóxicos e outros contaminantes em diferentes condições. Nesse contexto, existem vários trabalhos desenvolvidos no Brasil, em diferentes condições, dentre eles: Paraiba et al. (2007), Scorza et al. (2010), Scorza e Rigitano (2012). Os modelos e simuladores também podem ser usados como apoio didático no ensino e treinamento nessa área do conhecimento.

Normalmente, os modelos são utilizados em simulações para obter informação de forma pontual no espaço geográfico. Uma das maneiras de aprimorar o uso de modelos é coletar dados de entrada para vários pontos com coordenadas cartográficas. Dessa forma, é possível, através de programas de geostatística e sistemas de informação geográfica (SIGs), estimar variáveis espacialmente correlacionadas e interpolar valores de predição dos modelos para uma região geográfica que permita visualizar o comportamento em um mapa de isolinhas ou de superfície.

Modelagem ambiental de agrotóxicos

Como definido por vários autores e anotado recentemente por Spadotto et al. (2010), a modelagem matemática é o desenvolvimento do modelo utilizado para descrever um processo ou um conjunto de processos de um sistema. Por sua vez, um modelo matemático é uma equação ou expressão matemática utilizada para descrever e simular um conjunto de processos (no caso, o comportamento de agrotóxicos e de outros contaminantes no ambiente).

A modelagem ambiental de agrotóxicos e de outros contaminantes por meio de expressões matemáticas começou nos anos 1970 e, desde

então, tem aumentado em importância. A modelagem coloca-se como uma maneira econômica de estudar e prever o comportamento de contaminantes no ambiente, podendo servir como ligação entre estudos de laboratório e de campo.

Um modelo matemático é uma representação e, portanto, apresenta algum grau de simplificação e abstração, assim como limitações de uso. As imperfeições nas simulações não representam o fracasso da tentativa de reproduzir o que ocorre com o contaminante depois de aplicado ou liberado no ambiente, mas significam o máximo de aproximação, à luz dos conhecimentos atuais, das informações disponíveis e dos propósitos e objetivos da modelagem.

O estudo e a modelagem da dinâmica ambiental de agrotóxicos e de outros contaminantes no solo são essenciais para solucionar grande número de problemas enfrentados na agricultura (e em outras atividades) e na sua relação com o meio ambiente. No entanto, é difícil descrever matematicamente a dinâmica ambiental de contaminantes através dos solos em escala microscópica devido ao entendimento, por vezes inadequado, de como processos específicos ocorrem nos complexos sistemas solo-água-planta-atmosfera.

São vários os processos (lixiviação, escoamento superficial, sorção, degradação, volatilização etc.) envolvidos no comportamento ambiental de agrotóxicos e de outros contaminantes (Figura 1). As abordagens conceituais e matemáticas desses processos variam, dependendo do grau de detalhamento do sistema a ser estudado. Spadotto et al. (2010) apresentam mais informações sobre as equações matemáticas mais usadas.

Sabe-se que os modelos para simulação do comportamento e destino ambiental de contaminantes, particularmente os de fonte difusa, são mais efetivos no suporte à gestão territorial quando acompanhados da visualização e da análise espacial proporcionada pela tecnologia de um SIG.

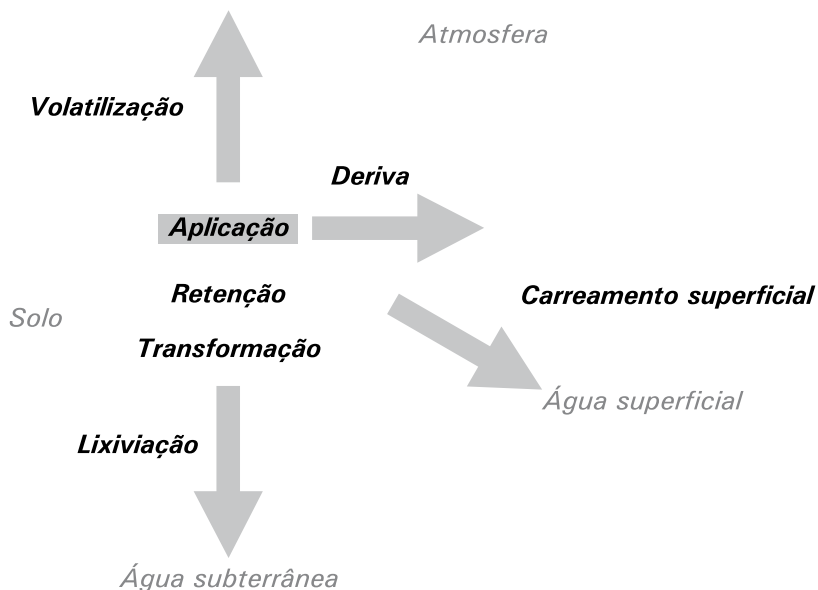


Figura 1. Representação esquemática dos processos do comportamento e do destino de agrotóxicos e de outros contaminantes no ambiente.

Fonte: Spadotto et al. (2010).

Simuladores do comportamento ambiental de agrotóxicos e outros contaminantes

Um simulador é uma ferramenta computacional que apresenta um ou mais modelos matemáticos para descrever um sistema. Por sua vez, a simulação é a operacionalização do simulador pelo uso de um conjunto de dados de entrada.

Vários simuladores do comportamento e destino ambiental de agrotóxicos e outros contaminantes têm sido desenvolvidos e utilizados: AGNPS (YOUNG et al., 1989); CMLS (NOFZIGER; HORNSBY, 1985, 1986, 2005); CREAMS (HEATWOLE et al., 1987, 1988, 1989a, 1989b; KNISEL, 1980); GLEAMS (KNISEL et al., 1993a, 1993b; LEONARD et al., 1987); LEACHM (HUTSON; WAGENET, 1992); OPUS (FERREIRA;

SMITH, 1992; RICHARDSON; WRIGHT, 1984); PEARL (LEISTRA et al., 2002; TIKTAK et al., 2002); PRZM (CARSEL et al., 1984, 1985; MULLINS et al., 1993); SWAP (DAM et al., 1997).

Alguns modelos e simuladores demandam grande quantidade de dados, por vezes de difícil obtenção. No entanto, trabalhos têm mostrado que as respostas de sistemas ecológicos complexos podem frequentemente ser representadas por modelos mais simples e com poucos parâmetros, desde que incorporem as variáveis dominantes do processo (DECOURSEY, 1992). Segundo Foster e Lane (1987), os volumes de recursos e de tempo requeridos para a obtenção e a compilação de dados e parâmetros necessários para a aplicação de modelos mais complexos, baseados em processos, em vez de modelos empíricos, são desafios a serem vencidos.

Os simuladores do comportamento e destino ambiental de agrotóxicos e outros contaminantes no sistema solo-água-planta-atmosfera podem ser classificados conforme suas funções e seus níveis de complexidade. Atualmente, existem diferentes propostas de classificação com o objetivo de agrupá-los conforme características comuns.

Wit (1993) classificou os simuladores em dois subgrupos mais gerais: (i) descritivos ou empíricos e (ii) explanatórios. Os simuladores descritivos ou empíricos são os mais difundidos nas Ciências Agrárias e correspondem a equações matemáticas que apenas representam os dados experimentais de forma aceitável, sem nenhuma preocupação em explicar os processos envolvidos. Como consequência, qualquer extrapolação das conclusões para condições diferentes daquelas em que o experimento foi realizado é extremamente perigosa. Dessa forma, esses simuladores apresentam uma limitação na sua capacidade preditiva. Uma das principais razões e vantagens da utilização de simuladores descritivos ou empíricos é a necessidade de um número reduzido de dados de entrada.

Os simuladores explanatórios têm como objetivo explicar os processos e são formados por níveis de organização ou conhecimento

diferenciados pelos níveis de integração em que os processos ocorrem, que podem ser classificados de acordo com o tamanho ou a escala do sistema (moléculas, partículas de solo, agregados, perfil do solo, gleba, bacia hidrográfica e região). O menor nível de integração é o explicativo, e o maior o nível a ser explicado. Por exemplo, para descrever o comportamento ambiental de agrotóxicos em uma escala de parcela ou campo (nível a ser explicado) utilizam-se dados ou experimentos de laboratório (degradação, sorção etc.) em combinação com dados do clima, do solo e da cultura (nível explicativo). Utilizando-se essa forma de organização do conhecimento, pressupõe-se que não há intenção de explicar os dados experimentais obtidos em laboratório. Procura-se, então, por meio desses simuladores explanatórios, descrever os processos do comportamento ambiental de agrotóxicos em condições de campo utilizando os dados referentes às propriedades do solo e do agrotóxico. É importante mencionar que os simuladores explanatórios demandam pelo menos dois níveis de integração.

Conforme Boesten (2000), o primeiro passo para teste de um simulador explanatório do comportamento de agrotóxicos em escala de campo é definir o problema para o qual o simulador será desenvolvido. Após essa definição, um modelo conceitual é elaborado juntamente com os modelos ou equações matemáticas (que serão traduzidos em um programa de computador que resolve as equações usando um procedimento estável e confiável) para descrever cada processo considerado. Os modelos conceituais devem apresentar, de forma clara, objetiva e organizada, os principais processos que descrevem o sistema a ser estudado, possibilitando, assim, uma visão holística do sistema. Na sequência, dados de entrada são obtidos por meio de experimentos de laboratório (por exemplo, degradação para estimativa de meia-vida e sorção para estimativa dos coeficientes de partição). O próximo e importante passo corresponde à condução de experimentos de campo para a obtenção de dados observados sobre o comportamento ambiental do agrotóxico ou de outro contaminante, que serão comparados com as simulações. Finalmente, decide-se se o simulador explanatório descreveu o comportamento ambiental do agrotóxico no

campo de forma satisfatória ou não, com base em dados de laboratório, clima, solo e cultura.

Caso as simulações não tenham sido satisfatórias, há necessidade de rever todos os passos novamente, começando-se pelo modelo conceitual. É importante ressaltar que os métodos experimentais para a obtenção dos dados em laboratório e no campo são importantes fontes de erro e, portanto, podem influenciar o teste de um simulador.

Outra classificação dos simuladores do comportamento ambiental de agrotóxicos foi proposta por Addiscott e Wagenet (1985), que os diferenciou em determinísticos, estocásticos, mecanísticos, funcionais, para uso em pesquisa e para manejo. Um simulador determinístico assume que um único conjunto de dados de entrada dá origem a um único conjunto de valores simulados. Por outro lado, um simulador estocástico assume que os dados de entrada podem ser representados por variáveis aleatórias. Entende-se por variáveis aleatórias aquelas que podem ser representadas por uma distribuição de probabilidade, ou seja, atribui-se uma probabilidade para sua ocorrência. Um exemplo de variável aleatória bastante comum quando se estuda o comportamento ambiental de agrotóxicos e de outros contaminantes é a condutividade hidráulica do solo, que pode levar à variação espacial da lixiviação. Consequentemente, os resultados simulados correspondem a intervalos de valores e não apenas a valores únicos.

Um simulador mecanístico utiliza, para descrição dos processos considerados, modelos ou equações matemáticas baseadas em processos químicos, físicos e biológicos da forma como são atualmente entendidos. Por exemplo, para a descrição da lixiviação de agrotóxicos, esses simuladores utilizam equação que combina os mecanismos de fluxo de massa, difusão e dispersão.

Os simuladores funcionais dão um tratamento aos processos de forma mais simplificada.

Embora Addiscott e Wagenet (1985) tenham classificado e diferenciado alguns tipos de simuladores do comportamento ambiental de agrotóxicos, Jarvis et al. (1995) mencionam que uma distinção bem clara entre esses tipos pode ser difícil em alguns casos. Isso ocorre porque existem simuladores que tratam alguns processos de forma mecânica e outros de forma funcional. Por exemplo, pode-se ter um simulador no qual o submodelo do fluxo da água no solo é tratado de forma mecânica, enquanto o submodelo para degradação do agrotóxico no solo é tratado de forma funcional.

É importante entender que dar um tratamento mecânico a um determinado processo pode não ser possível em alguns casos porque falta conhecimento ou ainda porque é muito difícil parametrizar esse processo.

Os simuladores para uso em pesquisa são adotados para melhorar ou ajudar no entendimento de um determinado sistema e podem ser usados para identificar lacunas na pesquisa que precisam ser estudadas ou para testar hipóteses. Já os simuladores para manejo são usados principalmente no auxílio à tomada de decisão sobre adoção de algumas práticas em áreas agrícolas, por exemplo.

Os simuladores para lixiviação de agrotóxicos e outros contaminantes em solos podem ser classificados como simuladores de fluxo cromatográfico (SFC) e simuladores de transporte preferencial (STP). Os SFC são baseados na equação de convecção/dispersão e assumem fluxo uniforme dos agrotóxicos e da água no solo. Geralmente, os SFC descrevem de forma satisfatória a lixiviação de contaminantes em solos com condições de fluxo uniforme. No entanto, essa condição é de difícil ocorrência no campo. Flury et al. (1994) mencionam que condições de fluxo uniforme no campo são mais exceção do que regra. Essa condição de fluxo não uniforme é denominada de transporte preferencial. Com base nos avanços obtidos no entendimento do processo de transporte preferencial, simuladores do tipo STP foram desenvolvidos nos últimos anos. Os STP dividem o solo em dois domínios (microporos e macroporos) com diferentes taxas de fluxo.

Sistemas de Informação Geográfica – SIGs

O desenvolvimento de software é uma atividade de crescente importância na sociedade contemporânea. A utilização de computadores nas mais diversas áreas do conhecimento humano tem gerado uma crescente demanda por soluções computadorizadas.

Entre os sistemas de informação, que possuem recursos para extrair informações relevantes para o planejamento, gerenciamento e uso racional dos recursos naturais, incluem-se os SIGs (DECANINI, 2001). Entre várias definições propostas (BURROUGH, 1986; BURROUGH; MCDONNELL, 1998; PARKER, 1988), pode-se dizer que SIG é um conjunto de ferramentas para coletar, armazenar, recuperar, transformar, analisar e mostrar dados espacialmente referenciados e integrados na solução de problemas ambientais. Segundo Cowen (1988), SIG é um sistema de apoio à decisão que envolve integração de informação georreferenciada num ambiente de resolução de problemas que foi proposto devido à necessidade de organizar, manipular, consultar, visualizar, arquivar e modelar informação geográfica através de um software. De acordo com Lewis (1990), um SIG é um sistema de gerenciamento de banco de dados computacional para capturar, armazenar, recuperar, analisar e visualizar dados espaciais.

Um SIG pode ser um conjunto de subsistemas: entrada de dados geográficos e sua edição (documentos cartográficos, levantamentos de campo, sensores remoto, dados tabulares, etc.); gerenciamento e processamento da base de dados geográficos (armazenamento e recuperação de dados, manipulação e análise); e saída, visualização e plotagem (relatórios, mapas, tabelas, entrada para modelos, produtos fotográficos, etc.) (YOUNG, 1986).

Assim, a estrutura de um SIG é composta pela entrada e integração de dados, por funções de consulta e análise espacial, visualização e plotagem e por um sistema gerenciador de banco de dados (MOREIRA, 2001). A tecnologia de SIG pode trazer enormes benefícios por sua

capacidade de tratar a informação espacial (georreferenciada) de forma precisa, rápida e sofisticada (GOODCHILD et al., 1993).

Como descrito por Pinto (2009), em um SIG, a informação geográfica é organizada em camadas ou níveis de informação (*layers*), cada um consistindo num conjunto específico de feições, comumente conhecidos como temas, objetos associados e seus respectivos atributos. A estrutura de dados geográficos vetoriais contém basicamente dois tipos de informações: (i) a informação espacial, que descreve o formato do objeto geográfico, e (ii) a informação alfanumérica, que descreve as características não espaciais desses objetos. O objeto geográfico é representado por dois tipos de estrutura de dados – vetorial e matricial. Os dados vetoriais identificam dados singularmente como pontos, linhas ou polígonos. As feições vetoriais são mais comumente representadas em arquivos *shapefile* (SHP), *drawing exchange format* – CAD (DXF), *comma separated values* (CSV), *keyhole markup language* (KML), sistemas gerenciadores de bancos de dados relacionais/espaciais (PostgreSQL e Oracle, por exemplo), *mapinfo interchange file* (MIF) e *design* (DGN). Dados matriciais (raster) utilizam conjunto de células (pixels), que representam entidades espaciais sob uma forma numérica. Dados matriciais mais utilizados possuem extensão *tagged image file format* – Geotiff (TIF), formato *raster* da ESRI (GRID), *enhanced compression wavelet* (ECW), *joint photographic experts group* (JPG) e *bitmap* (BMP), entre outros. Existem ainda padrões de interoperabilidade para feições geográficas. Os padrões, definidos pelo *Open Geospatial Consortium* (OGC), mais comuns são o *web mapping service* (WMS), o *web feature service* (WFS) e o *web coverage service* (WCS).

O formato SHP é um dos padrões de armazenamento de feições vetoriais mais utilizados em SIG, podendo ser manipulado em vários softwares. Esse formato armazena a informação geograficamente referenciada em um conjunto de arquivos:

- shp – armazena a geometria das entidades (dados vetoriais).

- dbf – contém a informação descritiva das entidades (conjunto de dados).
- shx – armazena as ligações entre as entidades e a sua geometria (arquivo de índices).
- sbn – realiza as ligações entre as entidades vetoriais e a sua informação descritiva.
- prj – define o sistema de referência e a projeção cartográfica quando possuir um sistema de coordenadas associado.
- ain – existe somente quando se procedem a operações de *joining* (concatenação) de banco de dados.

Existem diversas opções de softwares proprietários e livres para SIG. Um software gratuito não possui os arquivos-fonte liberados, não é vendido comercialmente e é disponibilizado sem custos. Um software livre é o que pode ser usado, copiado, estudado, modificado e redistribuído sem restrição (CAMPOS, 2006). Usualmente, um software distribuído livremente é acompanhado por uma licença de software livre (como a *General Public License* – GPL – ou a *Berkeley Software Distribution* – BSD) e pela disponibilização do seu código-fonte. O software livre tem revolucionado o mercado, principalmente pela oferta de uma gama de produtos que vão de editores de texto a robustos servidores de aplicação (DAHER, 2004; TAMBASCIA et al., 2006). Apesar de muitos fornecedores de SIG e empresas de software terem um papel importante no desenvolvimento desses sistemas, algumas empresas estão se especializando em desenvolver soluções corporativas utilizando softwares livres, seguindo especificações do OGC e criando ambientes inteiramente integrados através de padrões abertos. Existem vários softwares de distribuição gratuita de SIG, entre os quais se destacam o Spring, gvSIG, Quantum GIS (QGIS) e ILWIS, todos já bem difundidos nos meios profissional e acadêmico.

A seguir, são apresentadas breves descrições dos principais softwares livres e gratuitos para SIG:

- Spring – programa desenvolvido pela Divisão de Processamento de Imagens do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (DPI/INPE). É estruturado como um banco de dados geográfico que permite o processamento e a consulta de informações. Possui funções de processamento de imagens, análise espacial, modelagem numérica de terreno e consulta a bancos de dados espaciais para sistemas Windows e Linux. É desenvolvido no Brasil e distribuído gratuitamente pelo site do DPI/INPE.
- Quantum GIS (QGIS) – visualizador de dados geográficos com interface amigável. Possui muitos recursos para tratamento dos dados, permite acesso a uma grande variedade de dados vetoriais através da biblioteca OGR e também suporta vários formatos matriciais (ESRI® ArcGrid, ERDAS, GeoTIFF, etc.). Possui uma grande integração com o Python, uma linguagem de *scripting* para automatizar funções no GIS.
- *Integrated Land and Water Information System (ILWIS)* – desenvolvido pelo *International Institute for Geo-Information Science and Earth Observation (ITC)* na Holanda, é um programa amigável e consiste numa combinação de ferramentas de SIG e sensoriamento remoto. Pode exibir, processar e analisar dados *raster* e vetoriais. Suas funções incluem a criação de modelos digitais de elevação, declividade, aspecto, cálculo de distância, entre outros. Com imagens de satélite, permite executar funções estatísticas, georreferenciamento, filtros, mosaicos, classificação e equalização de histogramas.
- gvSIG – é um programa de fonte aberta desenvolvido pela *Conselleria d'Infraestructures i Transports (CIT)* da Comunidade de Valência na Espanha com o apoio da União Europeia. Permite manipular dados espaciais, efetuar análises complexas e elaborar mapas avançados (acessando aos formatos mais comuns: matriciais e vetoriais) e os servidores de mapas que cumpram especificações do OGC. A versão corrente do gvSIG está disponível em diversos idiomas e pode ser executada em ambientes Windows, Linux e Mac OS X.

De acordo com Lopes et al. (2011), a utilização integrada de modelos matemáticos e SIGs permite a realização de uma análise rápida e dinâmica de grandes áreas, além de apontar maior vulnerabilidade ao processo de perda de solo. Para Silva et al. (2009), a integração entre as geotecnologias e os processos ambientais vem sendo realizada com relevante sucesso em diversas partes do mundo e é de extrema importância para a espacialização, a quantificação e o gerenciamento dos recursos naturais.

Geoestatística na geração de cenários baseados em modelos e SIGs

Para a geração de cenários em base territorial, é necessário o uso de estimativas em mapas temáticos de análises de fenômenos. A interpolação espacial em um programa de geoestatística permite criar uma superfície que estima o comportamento de um determinado fenômeno com base em valores amostrais ou estimativas que possuam localização geográfica. Os procedimentos de interpolação de valores variam de acordo com a grandeza medida. No caso de altimetria, por exemplo, é comum o uso de funções de ponderação através do inverso do quadrado da distância. Já para variáveis geofísicas e geoquímicas, procedimentos geoestatísticos que utilizam a krigagem como interpolador são mais utilizados e recomendados.

De acordo com Pagani et al. (2011), entre os procedimentos geoestatísticos, podem-se citar a construção de mapas temáticos por krigagem, a análise da estrutura de dependência espacial por meio de variogramas, a estimativa de indicadores de qualidade, a comparação de mapas temáticos, entre outros. A utilização da geoestatística permite identificar a existência ou não de estruturas de dependência espacial entre as observações, podendo ser aplicada em mapeamentos, orientação de futuras amostragens e modelagens, permitindo, assim, estimar o valor do atributo em locais não amostrados, facilitando a gestão dos recursos naturais (GOMES et al., 2007). Existem atualmente vários softwares livres e comerciais que permitem estudos geoestatísticos com

características e focos diferenciados. Dentre esses, pode-se destacar o GSLIB (que é uma ferramenta livre de análise geoestatística, mas que possui uma interface pouco amigável), o GStat (pacote de funções para modelagem geoestatística multivariada), o CrimeStat (voltado para análise espacial de ocorrência de delitos), o SpaceStat, o Vesper e os softwares de linguagem R (que possibilitam muitas aplicações e configurações, porém exigem do usuário conhecimento de programação, no caso de desenvolvimento de métodos próprios).

Quando o estudo envolve amostragem em várias direções, o instrumento mais indicado para a estimativa da dependência entre amostras (ou estimativas) é o semivariograma (SILVA, 1988). O semivariograma analisa o grau de dependência espacial entre amostras dentro de um campo experimental, além de definir parâmetros necessários para a estimativa de valores para locais não amostrados, através da técnica de krigagem (SALVIANO, 1996).

De acordo com Landim (2002), a krigagem é um método geoestatístico que leva em consideração as características espaciais de autocorrelação de variáveis regionalizadas. Nas variáveis regionalizadas, deve existir certa continuidade espacial, o que permite que os dados obtidos por amostragem de certos pontos possam ser usados para parametrizar a estimativa de pontos em que o valor da variável seja desconhecido. Esse processo parte da análise dos semivariogramas, que é um operador estrutural utilizado na geoestatística para quantificar a variabilidade espacial, e permite, portanto, descrever um fenômeno através de modelos matemáticos, representando quantitativamente a variação regionalizada, que é específica do atributo e do local em estudo. A distância dada pelo variograma mede o grau médio de dissimilitude entre um valor não amostrado e um valor amostrado vizinho. Miranda (2005) resumiu os procedimentos para realizar o processo de interpolação por krigagem: (1) realizar uma estatística univariada sobre a variável ambiental regionalizada; (2) gerar o semivariograma experimental; (3) ajustar o semivariograma; (4) validar o modelo teórico; e (5) aplicar a krigagem. Deve-se levar em conta a qualidade do ajuste do semivariograma. Para tanto, Vieira et al. (1983) sugeriram a técnica

de validação cruzada ou autovalidação ("*jack-knifing*"). Os conceitos geoestatísticos podem ser encontrados em várias publicações de referência: Isaaks e Srivastava (1989); Journel (1976, 1987), Matheron (1970), McBratney e Webster (1983) e Vieira (2000).

Interfaces de modelos ambientais e SIGs

Muitos dos modelos capazes de simular o comportamento e o destino de agrotóxicos e outros contaminantes têm sido desenvolvidos para estudos relacionados a processos e compartimentos ambientais específicos e apresentam limitação temporal e principalmente espacial.

Uma característica importante da modelagem ambiental de agrotóxicos e de vários outros contaminantes é que todos os dados de entrada que alimentam os modelos têm distribuição espacial, o que afeta consideravelmente os processos envolvidos e suas interações. Portanto, a caracterização espacial do destino de agrotóxicos no ambiente requer uma ferramenta que possa efetivamente manejar dados georreferenciados e representá-los em base territorial.

Modelos para simulação podem ser mais efetivos com a visualização e a análise espacial em SIGs. A interpretação da simulação e o entendimento dos processos de contaminação ambiental são aprimorados pela visualização espacial dos resultados dos modelos (ENGEL et al., 1997), enquanto a análise espacial avançada facilita e melhora a simulação (CAMPBELL et al., 2000; STOORVOGEL, 1995).

Inicialmente, a aplicação da tecnologia de SIG era limitada ao tratamento de bases de dados geográficos e à produção de mapas. Porém, mais recentemente tem sido usada no planejamento de programas de proteção da qualidade da água e em estudos de processos de degradação ambiental (GOODCHILD et al., 1993, 1996). Modelagem espacial com SIG é um método bem documentado, e várias aplicações têm sido descritas na literatura (GRINER, 1993; HESSION;

SHANHOLTZ, 1988; MAIDMENT, 1993; TIM, 1996; TIM et al., 1992; VIEUX, 1991).

Uma vantagem da criação de interfaces de modelos ambientais e SIGs é a facilidade de análises simultâneas de variações espaciais e temporais. O termo “interface” é adotado para o uso simultâneo de ferramentas de SIG e modelagem e não implica um nível específico de interação. O SIG proporciona ainda a vantagem de oferecer rigor matemático à análise por meio da visualização, simples e objetiva, dos resultados intermediários e finais por ele oferecidos (PIRES et al., 2000).

As aplicações de SIG em modelagem ambiental de agrotóxicos e outros contaminantes podem ser agrupadas em três categorias: (i) utilização de SIG para extrair dados espaciais requeridos para a simulação; (ii) estabelecimento de interface de modelo existente com SIG; e (iii) modelagem e simulação do destino de agrotóxicos inteiramente dentro de SIG.

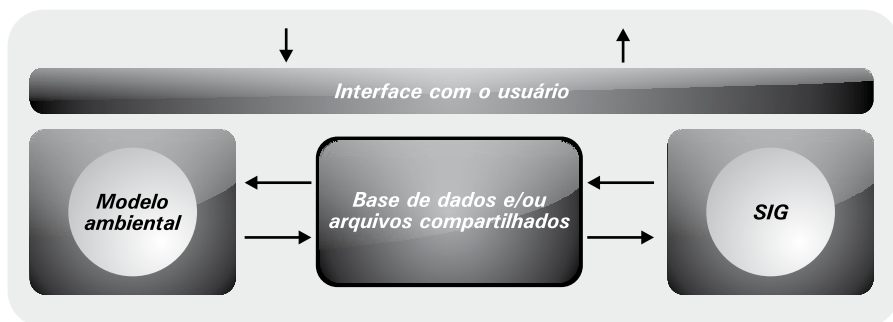
A interface de um modelo com SIG pode ser por junção, combinação ou integração, dependendo do grau de interação (BURROUGH, 1996; TIM, 1996) (Figura 2). “Junção” é a mera troca de entradas e saídas entre o SIG e o modelo, “combinação” é a troca que ocorre automaticamente, e “integração” é a inserção de um modelo em um SIG ou vice-versa.

A integração de modelos ambientais de agrotóxicos e outros contaminantes com SIGs é uma importante tecnologia, porque o requisito para juntar modelos com amplo conjunto de dados espaciais descrevendo importantes variáveis ambientais é melhor atendido dentro de uma estrutura de SIG (HOLLIS et al., 1996). A integração de modelos com SIG tem diversas vantagens, tais como tempo curto de execução e rápida geração de resultados (BABAN, 1999).

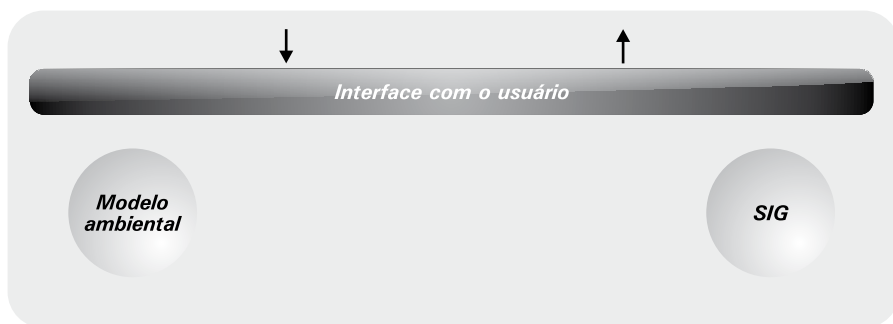
Alguns exemplos de interfaces de modelos para o comportamento de agrotóxicos com SIG podem ser encontrados em Al-Abed e Whiteley (1995), Burkart et al. (1998), Chen (1991), Drungil et al. (1995), Fousseureau et al. (1993), He et al. (1993), Hoogeweg e Hornsby



(a)



(b)



(c)

Figura 2. Tipos de interações entre modelos ambientais e SIGs: (a) junção; (b) combinação e (c) integração.

Fonte: adaptado de Fedra (1993) e Kiker (1992).

(1998), Jacobson et al. (1995), Knisel et al. (1993a, 1993b), Leonard et al. (1987), Manguerra et al. (1998), Mitchell et al. (1993), Mizgalewicz e Maidment (1996), Rewerts e Engel (1991), Srinivasan e Arnold (1994), Srinivasan e Engel (1995), Tiktak et al. (1996, 2010), Tim e Jolly (1994), Wilson et al. (1993, 1996) e Yoon et al. (1993).

Muitos trabalhos têm sido desenvolvidos e várias estratégias e abordagens têm sido testadas para criar interfaces de SIGs com modelos hidrológicos e de qualidade de água. Inicialmente, os trabalhos tendiam a usar modelos mais simples, como Drastic (WHITTEMORE et al., 1987), e o Índice de Potencial de Poluição Agrícola (PETERSEN et al., 1991). Nesses casos, os modelos foram aplicados dentro de ferramentas para SIG, e os estudos tentaram desenvolver métodos para classificar o potencial de contaminação difusa. O uso de modelos mais complexos exige que o SIG recupere e, se possível, formate os dados do modelo. O modelo em si é implementado separadamente e se comunica com o SIG através de arquivos de dados. Goodchild (1993) refere-se a esse modo como «integração fraca», o que implica que o SIG e o modelo sejam integrados apenas o suficiente para permitir a transferência de dados e de resultados, assemelhando-se, assim, à “combinação” descrita por Burrough (1996) e Tim (1996).

Fedra (1993) refere-se a esse nível de integração como «integração superficial» (Figura 3). Apenas os formatos de arquivo e as rotinas correspondentes de entrada e saída, geralmente do modelo, devem ser adaptados. Liao e Tim (1992) descrevem uma aplicação desse tipo, em que uma interface foi desenvolvida para gerar automaticamente dados topográficos e simplificar o processo de entrada de dados para o modelo AGNPS (YOUNG et al., 1989).

Muitas formas de integração usam uma interface comum de compartilhamento de dados e transferência entre os componentes da interação do SIG com o modelo (Figura 4). Fedra (1993) descreve um nível mais profundo de integração de tal forma que o modelo se torna uma das funções analíticas do SIG, ou o SIG torna-se uma opção

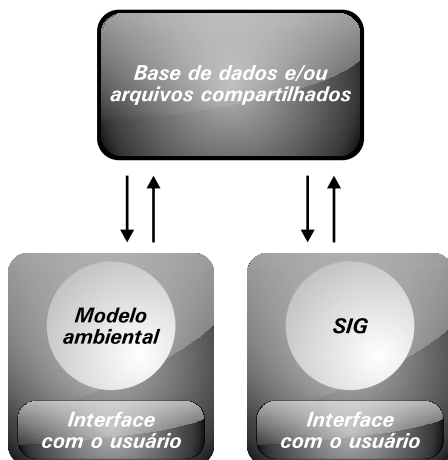


Figura 3. Integração fraca ou superficial de modelo e SIG através de arquivos compartilhados.

Fonte: adaptado de Fedra (1993).

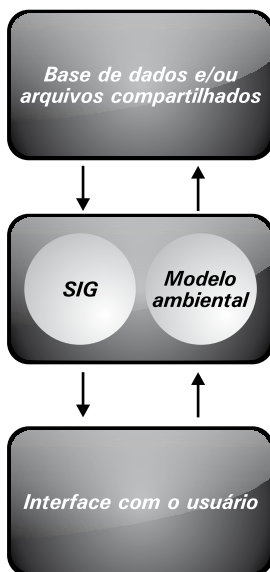


Figura 4. Integração forte do modelo com SIG em uma mesma estrutura.

Fonte: adaptado de Kiker (1992).

para gerar e manipular parâmetros, variáveis de entrada e de saída do modelo e para fornecer opções de exibição adicionais.

Muitos dos programas de SIG são equipados com uma linguagem macro, que permite ao usuário escrever modelos dentro do aplicativo. Várias funções de SIG têm aplicação em modelos ambientais e têm sido utilizadas em diversos trabalhos, como os de Aller et al. (1987), Atkinson et al. (1994), Bach et al. (2001), Brody et al. (2002), DeBarry (1991), Evans e Myers (1990), Hamlett et al. (1992), O'Leary (2001) e Reddy e Montas (2002).

O software ARAquí e sua evolução

O software ARAquí, resultado de um projeto de pesquisa encerrado em 2009, foi desenvolvido pela Embrapa e contou com a participação de colaboradores da Faculdade de Tecnologia (Fatec) e da Faculdade de Ciências Agrônômicas (FCA) da Universidade Estadual Paulista (Unesp) de Botucatu, SP. O software está disponível para download no endereço: <http://www.sgte.embrapa.br/produtos/araqua.php>

O ARAquí permite a simulação por meio de modelos de lixiviação e de carreamento superficial para avaliação de risco ambiental de agrotóxicos. Para isso, esse software implementa modelos matemáticos consolidados, considerando a contaminação de águas superficiais e subterrâneas (SPADOTTO et al., 2009). No desenvolvimento do ARAquí, foi construído um catálogo de dados de coeficiente de sorção (K_d) e meia-vida de degradação ($t_{1/2}$) de vários agrotóxicos utilizados no Brasil. Esse catálogo comporta também informações sobre as características do solo necessárias para simulação da lixiviação e do carreamento superficial de contaminantes. A Figura 5 mostra a estrutura básica do ARAquí.

A aplicação de uma ferramenta informatizada permite a integridade dos dados e agilidade no processamento. Entretanto, obter as estimativas é apenas um dos subsídios para a tomada de decisão referente aos riscos de contaminação de águas subterrâneas e superficiais. Para tornar a

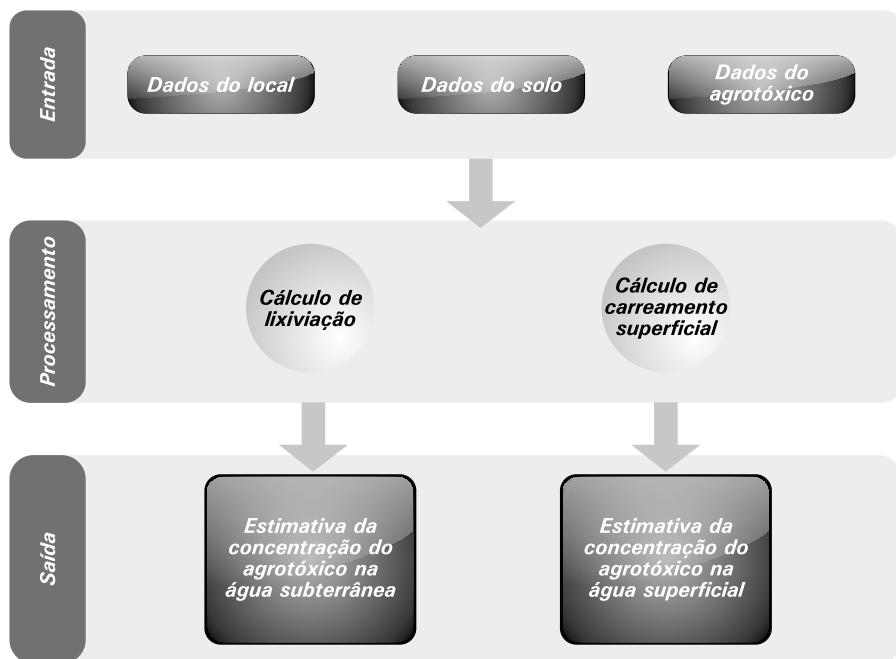


Figura 5. Estrutura básica do software ARAquá.

tomada de decisão mais fundamentada e eficiente, a especialização das estimativas de contaminação de águas subterrâneas por meio de mapas temáticos é um elemento primordial (SILVA et al., 2009). O que também é verdade quando consideramos a contaminação de águas superficiais. Nesse sentido, um avanço significativo no ARAquá pode ser obtido pela criação de interfaces entre modelos de agrotóxicos e outros contaminantes no ambiente e geotecnologias. A partir do resultado de dados georreferenciados das simulações geradas pelo ARAquá (interpolados por ferramentas de geoestatística), será possível a visualização espacial através de ferramentas de SIG. Essa incorporação da dimensão espacial é fundamental para a abordagem das questões ambientais na agricultura (pela sua característica difusa no espaço geográfico) e aumenta a capacidade de interpretação e de tomada de decisão no contexto territorial.

Assim, um projeto da Embrapa Gestão Territorial busca a evolução do software ARAquá, finalizando-o como ARAquáGeo, visando à manipulação de dados georreferenciados e a sua interoperabilidade com ferramentas de SIG e de geoestatística. Portanto, no ARAquáGeo, haverá a junção de modelos ambientais e SIG. Dessa forma, serão possíveis a espacialização, a visualização e a análise de mapas temáticos contendo as estimativas de contaminação de águas subterrâneas e superficiais.

Referências

- ADDISCOTT, T. M.; WAGENET, R. J. Concepts of solute leaching in soils: a review of modeling approaches. **Journal of Soil Science**, Oxford, v. 36, n. 3, p. 411-424, Sept. 1985.
- AL-ABED, N.; WHITELEY, H. R. Modeling water quality and quantity in the lower portion of the Grand River Watershed, Ontario. In: INTERNATIONAL SYMPOSIUM WATER QUALITY MODELING, 1., 1995. Orlando. **Proceedings...** St. Joseph: American Society of Agricultural Engineers, 1995. p. 213-222.
- ALLER, L.; BENNET, T.; LEHR, J. H.; PETTY, R. J.; HACKET, G. **Drastic**: a standardized system for evaluating ground water pollution using hydrogeologic settings. Ada: Environment Protection Agency Report, 1987. p. 621. EPA/600/2-87/035.
- ATKINSON, S. F.; SAMUEL, F.; THOMLINSON, J. R. An examination of ground water pollution potential through GIS modeling. In: ASPRS/ACSM ANNUAL CONVENTION AND EXPOSITION, 1994, Reno, Nevada. [**Proceedings...**] Baltimore: ASPRS/ACSM; Denton: University of North Texas: ASPRS/ACSM, 1994. p. 71-80. (Technical Papers, 1).
- BABAN, S. M. J. Use of remote sensing and geographical information system in developing lake management strategies. **Hydrobiologia**, The Hague, v. 395/396, p. 211-226, Feb. 1999.
- BACH, M.; HUBER, A.; FREDE, H. G. Modeling pesticide losses from diffuse sources in Germany. **Water Science Technology**, Washington, DC, v. 44, n. 7, p. 189-196, 2001.
- BOESTEN, J. J. T. I. From laboratory to field: uses and limitations of pesticide behaviour models for the soil/plant system. **Weed Research**, Oxford, v. 40, n. 1, p. 123-138, Feb. 2000.
- BRODY, J. G.; VORHEES, D. J.; MELLY, S. J.; SWEDIS, S. R.; DRIVAS, P. J.; RUDEL, R. A. Using GIS and historical records to reconstruct residential exposure to large-scale pesticide application. **Journal of Exposure Analysis and Environmental Epidemiology**, [S.l.], v. 12, n. 1, p. 64-80, Jan. 2002.

BURKART, M. F.; GASSMAN, P. W.; JAMES, D. E.; KOLPIN, K. W. **Regional groundwater vulnerability to agrichemicals**. Ames: National Soil Tilth Laboratory, 1998. p. 130-185.

BURROUGH, P. A. **Principles of Geographical Information Systems for Land Resource Assessment**. Oxford: Clarendon Press, 1986. p. 104-156.

BURROUGH, P. A. Opportunities and limitations of GIS-based modeling of solute transport at the regional scale. In: CORWIN, D. L.; LOAGUE, K. (Ed.). **Applications of GIS to the modelling of non-point source pollutants in the vadose zone**. Wisconsin: Soil Science Society of America, 1996. p. 19-31.

BURROUGH, P. A.; McDONNELL, R. A. **Principles of geographical information systems**. New York: Oxford University Press, 1998. 333 p. (Spatial information systems and geostatistics).

CAMPBELL, K. R.; BARTELL, S. M.; SHAW, J. L. Characterizing aquatic ecological risks from pesticides using a diquat dibromide case study. II. Approaches using quotients and distributions. **Environmental Toxicology and Chemistry**, Ann Arbor, v. 19, n. 3, p. 760-774, 2000.

CAMPOS, A. **O que é software livre**: BR-Linux. Florianópolis: Projeto Ação Digital, 2006. Disponível em: <http://projetoacaodigital.com.br/vs2/material/alunos/SOFTWARE_LIVRE.pdf>. Acesso em 22 marc. de 2009.

CARSEL, R. F.; MULKEY, L. A.; LORBER, M. N.; BASKIN, L. B. The Pesticide Root Zone Model (PRZM): a procedure for evaluating pesticide leaching threats to groundwater. **Ecological Modelling**, Amsterdam, NL, v. 30, p. 49-69, 1985.

CARSEL, R. F.; SMITH, C. N.; MULKEY, L. A.; DEAN, J. D.; HOWISE, P. **User's manual for the pesticide root zone model (PRZM)**: release 1. Athens: United State Environmental Protection Agency, 1984. 227 p. EPA/600/3-84-109.

CHEN, S. An agricultural chemical evaluation and management system. **Water Science Technology**, London, GB, v. 24, p. 101-108, 1991.

COWEN, D. J. GIS versus CAD versus DBMS: What are the differences? **Photogrammetric Engineering and Remote Sensing, Falls Church**, v. 54, n. 11, p. 1551-1555, 1988.

DAHER, A. M. **Estudo de software livre e suas licenças**. Campinas: CPqD, 2004. Relatório Técnico.

DAM, J. C. van; HUYGEN, J.; WESSELING, J. G; FEDDES, R. A.; KABAT, P.; WALSUM, P. E. V. van; GROENENDIJK, P.; DIEPEN, C. A. van. **SWAP version 2.0, theory**: simulation of water flow, solute transport and plant growth in the soil-water-air-plant environment. Wageningen: DLO Winand Staring Centre, 1997. (Technical Document, 45).

DEBARRY, P. A. GIS applications in nonpoint source pollution assessment. In: NATIONAL CONFERENCE ON HYDRAULIC ENGINEERING, 1., 1991, Nashville. **Proceedings...** New York: ASCE, 1991. p. 135.

DECANINI, M. M. S. SIG no planejamento de trilhas no parque estadual de Campos do Jordão. **Revista Brasileira de Cartografia**, Rio de Janeiro, n. 53, p. 97-110, 2001.

DECOURSEY, D. G. Developing models with more detail: do more algorithms give more truth? **Weed Technology**, Champaign, v. 6, n. 3, p. 709-715, 1992.

DRUNGIL, C. E. C.; GETER, W. F.; SHEPHERD, R. G. Watershed scale water quality modeling in the NRCS HUWQ Project. In: INTERNATIONAL SYMPOSIUM WATER QUALITY MODELING, 1., 1995, Orlando. **Proceedings...** St. Joseph: ASAE, 1995. p. 177-185.

ENGEL, T.; HOOGENBOOM, G.; JONES, J. W.; WILKENS, P. W. AEGIS/WIN: a computer program for the application of crop simulation models across geographical areas. **Agronomy Journal**, Geneva, v. 89, n. 6, p. 919-928, 1997.

EVANS, B. M.; MYERS, W. L. A GIS-based approach to evaluating regional groundwater pollution potential with DRASTIC. **Journal Soil Water Conservation**, Ankeny, v. 45, n. 2, p. 242-245, 1990.

FEDRA, K. GIS and environmental modeling. In: GOODCHILD, M.; PARKS, B.; STEYAERT, L. (Ed.). **Environmental modeling with GIS**. New York: Oxford University Press, 1993. p. 35-50.

FERREIRA, V. A.; SMITH, R. E. **Opus**: an integrated simulation model for transport of nonpoint-source pollutants at the field scale: user manual. Washington, DC: USDA-ARS, 1992. 200 p. v. 2 ARS-98.

FLURY, M.; FLÜHLER, H.; JURY, W. A.; LEUENBERGER, J. Susceptibility of soils to preferential flow of water: a field study. **Water Resources Research**, Washington, DC, v. 30, n. 7, p. 1945-1954, 1994.

FOSTER, G. R.; LANE, L. J. Beyond the USLE: advancements in soil erosion prediction. In: BOERSMA, L. L. (Ed.). **Future developments in soil science research**. Madison: Soil Science of America Society, 1987. p. 315-326.

FOUSSEREAU, X.; HORNSBY, A. G.; BROWN, R. B. Accounting for variability within map units when linking a pesticide fate model to soil survey. **Geoderma**, Amsterdam, NL, v. 60, n. 1-4, p. 257-276, 1993.

GOMES, N. M.; SILVA, A. M. da; MELLO, C. R. da; FARIA, M. A. de; OLIVEIRA, P. M. de. Métodos de ajuste de modelos de semivariograma aplicados ao estudo da variabilidade espacial de atributos físico-hídricos do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 31, n. 3, p. 435-443, maio/jun. 2007.

GOODCHILD, M. The state of GIS for environmental problem solving. In: GOODCHILD, M.; PARKS, B.; STEYAERT, L. (Ed.). **Environmental modeling with GIS**. New York: Oxford University Press, 1993. p. 8-15.

GOODCHILD, M. F.; PARKS, B. O.; STEYAERT, L. T. **GIS World Books**. Fort Collins: GIS, 1996. p. 154-206.

GRINER, A. J. Development of a water supply protection model in a GIS. **Water Resource Bulletin**, Honolulu, v. 29, n. 6 p. 965-971, 1993.

HAMLETT, J. M.; MILLER, D. A.; DAY, R. L.; PETERSON, G. W.; BAUMER, G. M.; RUSSO, J. Statewide GIS-based ranking of watersheds for agricultural pollution prevention. **Journal of Soil and Water Conservation**, Ankeny, v. 47, n. 5, p. 399-404, 1992.

HE, C.; RIGGS, F. J.; KANG, Y-T. Integration of geographic information systems and a computer model to evaluate impacts of agricultural runoff on water quality. In: SYMPOSIUM ON GEOGRAPHIC INFORMATION SYSTEMS AND WATER RESOURCES, Mobile, 1993. **Proceedings...** Mobile: AWRA, 1993. p. 79-87.

HEATWOLE, C. D.; CAMPBELL, K. L.; BOTTCHEER, A. B. CREAMS-WT: field-scale model for sandy, high-water-table coastal plain watersheds. In: BEASLEY, D. B.; THOMAS, D. L. (Ed.). **Application of water quality models for agricultural and forested watersheds**. Athens: University of Georgia, 1989a. p. 53-62. (Southern Cooperative Series Bulletin, 338).

HEATWOLE, C. D.; CAMPBELL, K. L.; BOTTCHEER, A. B. **CREAMS-WT: user's manual**. Gainesville: University of Florida - Agricultural Engineering Department, 1989b. 16 p.

HEATWOLE, C. D.; CAMPBELL, K. L.; BOTTCHEER, A. B. Modified CREAMS hydrology model for Coastal Plain flatwoods. **Transactions of the ASAE**, St. Joseph, v. 30, n. 4 p. 1014-1022, 1987.

HEATWOLE, C. D.; CAMPBELL, K. L.; BOTTCHEER, A. B. Modified CREAMS nutrient model for Coastal Plain watersheds. **Transactions of the ASAE**, St. Joseph, v. 31, n. 1, p. 154-160, 1988.

HESSION, W. C.; SHANHOLTZ, V. O. A geographic information system for targeting nonpoint-source agricultural pollution. **Journal of Soil and Water Conservation**, Ankeny v. 43, n. 3, p. 264-266, 1988.

HOOGEWEG, C. G.; HORNSBY, A. G. **Soil, environmental and agricultural management system SEAMS: version 1.0**. Gainesville: University of Florida, 1998. 57 p.

HOLLIS, J. M.; BROWN, C. D.; HALLETT, S. H. Coupling models and geographic information systems for environmental risk evaluation. In: INTERNATIONAL WORKSHOP ON PROCESSES OF PESTICIDE TRANSFER AND MODELLING IN WATERSHEDS, 1., 1996, Nancy. **Proceedings...** Nancy: Cemagref, 1996. p. 203-213.

HUTSON, J. L.; WAGENET, R. J. **LEACHM (Leaching Estimation and Chemistry Model):** a process-based model of water and solute movement, transformations, plant uptake and chemical reactions in the unsaturated zone. Ithaca: Cornell University, 1992. Version 3.0. (Department of Soil, Crop and Atmospheric Sciences. Research series, 93-3).

ISAACS, E. H.; SRIVASTAVA R. M. **An introduction to applied geostatistics**. New York: Oxford University Press, 1989. 560 p.

JACOBSON, B. M.; FENG, J.; JENNINGS, G. D.; STONE, K. C. Watershed scale non-point source model evaluation for the North Carolina Coast. **Water Resource Bulletin**, v. 31, p. 235-243, 1995.

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**. Chichester: John Wiley, 1995. p. 185-220. (Progress in Pesticide Biochemistry and Toxicology, 9).

JOURNEL, A. G. **Les krigages en termes de projections**. Fontainebleau: Centre de Morphologie Mathématique, Ecole des Mines de Paris, 1976. 43 p.

JOURNEL, A. G. **Geoestistics for the environmental sciences**. Las Vegas: United State Environmental Protection Agency, 1987. 135 p. (EPA. Project, CR811893).

KIKER, G. A.; CAMPBELL, K. L.; ZHANG, J. **CREAMS-WT linked with GIS to simulate phosphorus loading**. St. Joseph: American Society of Agricultural Engineers, 1992. (ASAE. Paper, 92-9016).

KNISEL, W. G. (Ed.). CREAMS: a field-scale model for non-point source pollution evaluation. In: NON-POINT POLLUTION CONTROL TOOLS AND TECHNIQUES FOR THE FUTURE SYMPOSIUM, Gettysburg, June 11-13, 1980. **Proceedings...** Gettysburg: Interstate Commission on the Potomac River, 1980. p. 100-106.

KNISEL, W. G.; DAVIS, F. M.; LEONARD, R. A.; NICKS, A. D. **GLEAMS version 2.1, part III: user manual**. Tifton: USDA-ARS: Southeast Watershed Research Laboratory, 1993a.

KNISEL, W. G.; LEONARD, R. A.; DAVIS, F. M. **GLEAMS version 2.1, part I: nutrient component documentation**. Tifton: Usda-ARS: Southeast Watershed Research Laboratory, 1993b.

LANDIM, P. M. B.; MONTEIRO, R. C.; CORSI, A. C. **Introdução à confecção de mapas pelo software Surfer®**. Rio Claro, SP: Unesp, 2002. (Texto didático, 8). Disponível em: <<http://omega.rc.unesp.br/mauricio/curso/bibliografia/8/216/Surfer.pdf>>. Acesso em: 10 abr. 2012.

LEISTRA, M.; LINDEN, A. M. A. van der; BOESTEN, J. J. T. I.; TIKTAK, A.; BERG, F. van der. **PEARL model for pesticide behaviour and emissions in soil-plant systems: description of the processes in Focus Pearl v.1.1.1**. Wageningen: Alterra, 2002.

LEONARD, R. A.; KNISEL, W. G.; STILL, D. A. GLEAMS: groundwater loading effects of agricultural management systems. **Transactions of the ASAE**, St. Joseph, v. 30, p. 1403-1418, 1987.

LEWIS, S. Use of geographic information systems in transportation modeling. **ITE Journal**, Washington, DC, v. 60, n. 3, p. 34-38, 1990.

LIAO, H. H.; TIM, U. S. **Integration of geographic information system (GIS) and hydrologic/water quality modeling: an interface**. St. Joseph: American Society of Agricultural Engineers, 1992. (ASAE. Paper, 92-3612).

LOPES, F. B.; ANDRADE, E. M. de; TEIXEIRA, A. dos S.; CAITANO, R. F.; CHAVES, L. C. G. Uso de geoprocessamento na estimativa da perda de solo em microbacia hidrográfica do semiárido brasileiro. **Revista Agro@mbiente On-line**, Boa Vista, v. 5, n. 2, p. 88-96, 2011.

MAIDMENT, D. R. GIS and hydrologic modeling. In: GOODCHILD, M. F.; PARKS, B. O.; STEYAERT, L. T. (Ed.). **Environmental modelling with GIS**. New York: Oxford University Press, 1993. p. 147-167.

MANGUERRA, H. B.; TATE, W.; LAHLOU, M. Arc-View-GLEAMS integration for pesticide source loading estimation. In: ANNUAL INTERNATIONAL MEETING, 1., 1998, Orlando. **Proceedings...** Orlando: ASAE, 1998. p. 136. (ASAE. Paper, 98-2227).

MATHERON, G. **La théorie des variables régionalisées, et ses applications**. Fontainebleau: Centre de Morphologie Mathématique, Ecole des Mines de Paris, 1970. 212 p. (Fascicule, 5).

MCBRATNEY, A. B.; WEBSTER, R. How many observations are needed for regional estimation of soil properties? **Soil Science**, Baltimore, v. 135, n. 3, p. 177-183, 1983.

MIRANDA, J. I. **Fundamentos de sistemas de informações geográficas**. Brasília, DF: Embrapa Informação Tecnológica, 2005. 425 p.

MITCHELL, J. K.; ENGEL, B. A.; SRINIVASAN, R.; WANG, S. S. Y. Validation of AGNPS for small watersheds using an integrated AGNPS/GIS system. **Water Resource Bulletin**, Herndon, v. 29, n. 5, p. 833-842, 1993.

MIZGALEWICZ, P. J.; MAIDMENT, D. R. **Modeling agrichemical transport in midwest rivers using geographic information systems**. Austin: Center for Research in Water Resources, University of Texas, 1996. 358 p. (Online Report 96-6).

MOREIRA, M. A. **Fundamentos do sensoriamento remoto e metodologias de aplicação**. São José dos Campos: Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, 2001. 250 p.

MULLINS, J. A.; CARSEL, R. F.; SCARBROUGH, J. E.; IVERY, A. M. **PRZM-2, a model for predicting pesticide fate in the crop root and unsaturated zones**: user's manual for release 2.0. Athens: Environmental Protection Agency, 1993. (EPA. 600/R-93/046).

NOFZIGER, D. L.; HORNSBY, A. G. A microcomputer-based management tool for chemical movement in soil. **Applied Agricultural Research**, New York, v. 1, p. 50-56, 1986.

NOFZIGER, D. L.; HORNSBY, A. G. **Chemical movement in layered soils**: CMLS. Stillwater: Oklahoma State University, Soil Physics Program, 2005. Disponível em: <<http://soilphysics.okstate.edu/software/cmls/VersionHistory.html>>. Acesso em: 17 dez. 2012.

NOFZIGER, D. L.; HORNSBY, A. G. **Chemical movement in soil**: IBM PC user's guide. Gainesville: University of Florida, Institute of Food and Agricultural Sciences, 1985. 58 p. (Florida Cooperative Extension Service. Circular, 654).

O'LEARY, E. S. GIS in exposure assessment for pesticides in the Cape Cod breast cancer and environment study and the Long Island breast cancer study project. In: ANNUAL MEETING OF APHA, 129., 2001, Atlanta. **Abstracts...** Atlanta: APHA, 2001. 154 p.

PAGANI, D. H.; BRUN, A. L.; OPAZO, M. A. U.. Desenvolvimento de Sistema Multiplataforma para Análise Geoestatística. In: SIMPÓSIO DE INOVAÇÃO TECNOLÓGICA (SITEC), 3.; MOSTRA DE INOVAÇÃO TECNOLÓGICA (MIT), 2 de setembro de 2011, Cascavel. **Resumos...** Cascavel: Unioeste, Núcleo de Inovações Tecnológicas, 2011. Disponível em: <<http://www.unioeste.br/nit>>. Acesso em: 3 set. 2012.

PARAIBA, L. C.; PLESE, L. P. de M.; FOLONI, L. L. CARRASCO, J. M. Simulation of the fate of the insecticide carbofuran in a rice field using a level IV fugacity model. **Spanish Journal of Agricultural Research**, Madrid, ES, v. 5, n. 1, p. 43-50, 2007. Disponível em: <<http://revistas.inia.es/index.php/sjar/article/view/221>>. Acesso em: 3 set. 2012

PARKER, H. D. The unique qualities of a geographic information system: a commentary. **Photogrammetric Engineering and Remote Sensing**, Falls Church, v. 54, n. 11, p. 1547-1549, 1988.

PETERSEN, G. W.; HAMLETT, J. M.; BAUMER, G. M.; MILLER, D. A.; DAY, R. L.; RUSSO, J. M. **Evaluation of agricultural nonpoint pollution potential in Pennsylvania using a geographic information system**. Harrisburg: Pennsylvania Departamento of Environmental Resources, 1991. 60 p. (Final report ER9105).

PINTO, I. Introdução aos Sistemas de Informação Geográfica (SIG). In: CURSO DE INTRODUÇÃO À GEORREFERENCIAÇÃO DE CH&C, 2009, Lisboa, PT. **[Apresentações...]**. Lisboa, PT: Instituto de Investigação Científica Tropical, 2009.

PIRES, A.; LINDEN, B. van der; FIGUEIRA, C. S. da; COELHO FILHO, J. M. D.; SAMPAIO, J. N. M.; DANTAS, L. de M. (Org.). **Geoprocessamento**. Recife: Unicap, Centro de Ciências e Tecnologias, Curso de Ciências da Computação, 2000. Disponível em: <<http://www.dei.unicap.br/~almir/seminarios/2000.1/geoprocessamento/index.html>>. Acesso em: 3 jan. 2011.

REDDY, P.; MONTAS, H. J. Targeting agrichemical export hot spots in maryland using hydromod and GIS. In: ANNUAL INTERNATIONAL MEETING, 2000, Toronto. **Proceedings...** St. Joseph: Asae, 2002. (Asae. Paper, 99-3123).

REWERTS, C. C.; ENGEL, B. A. **ANSWERS on GRASS**: integrating a watershed simulation with a GIS. St. Joseph: Asae, 1991. 2621 p. (Asae. Paper, 91-2621).

RICHARDSON, C. W.; WRIGHT, D. A. **WGEN**: a model for generating daily weather variables. Washington, DC: Usda, Agricultural Research Service, 1984. 83 p. (ARS-8).

SALVIANO, A. A. C. **Variabilidade de atributos de solo e de *Crotalaria juncea* em solo degradado do município de Piracicaba-SP**. 1996. 91 f. Tese (Doutorado em Agronomia)–Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Piracicaba.

SCORZA JÚNIOR, R. P.; RIGITANO, R. L. de O.; FRANCO, A. F. **Comportamento ambiental de dois inseticidas em um solo de Mato Grosso do Sul**: experimentação e modelagem matemática. Dourados: Embrapa Agropecuária Oeste, 2010. 36 p. (Embrapa Agropecuária Oeste. Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento, 57).

SCORZA JÚNIOR, R. P.; RIGITANO, R. L. de O. Sorção, degradação e lixiviação do inseticida tiامتoxam em dois solos de Mato Grosso do Sul. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 16, n. 5, p. 564-572, 2012. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/rbeaa/v16n5/v16n05a13.pdf>>. Acesso em: 3 set. 2012.

SILVA, A. P. **Variabilidade espacial de atributos físicos do solo**. 1988. 105 f. Tese (Doutorado em Agronomia)–Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Piracicaba.

SILVA, R. M.; PAIVA, F. M. L.; SANTOS, C. A. G. Análise do grau de erodibilidade e perdas de solo na bacia do Rio Capiá baseado em SIG e Sensoriamento Remoto. **Revista Brasileira de Geografia Física**, Recife, v. 2, n. 1, p. 26-40, 2009.

SPADOTTO, C. A.; MORAES, D. A. C.; BALLARIN, A. W.; LAPERUTA FILHO, J.; COLENCI, R. A. **ARAquá**: software para avaliação de risco ambiental de agrotóxico. Campinas: Embrapa Monitoramento por Satélite, 2009. 15 p. (Embrapa Monitoramento por Satélite. Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento, 7).

SPADOTTO, C. A.; SCORZA JUNIOR, R. P.; DORES, E. F. G. C.; GEBLER, L.; MORAES, D. A. de C. **Fundamentos e aplicações da modelagem ambiental de agrotóxicos**. Campinas: Embrapa Monitoramento por Satélite, 2010. 46 p. (Embrapa Monitoramento por Satélite. Documentos, 78).

SRINIVASAN, R.; ARNOLD, J. G. Integration of basin-scale water quality model with GIS. **Water Resource Bulletin**, Herndon, v. 30, n. 5, p. 453-462, 1994.

SRINIVASAN, R.; ENGEL, B. A. A spatial decision support system for assessing agricultural nonpoint source pollution. **Water Resource Bulletin**, Herndon, v. 30, n. 3, p. 441-452, 1994.

STOORVOGEL, J. J. Linking GIS and models: structure and operationalization for a Costa Rican case study. **Netherlands Journal of Agricultural Science**, Wageningen, v. 43, p. 19-29, 1995.

TAMBASCIA, C. de A. ; LI, L. T. ; TEIXEIRA, M. D. ; CUBA, R. M. ; GATTI, S. D. Software Livre e interoperabilidade na área de SIG: ficção ou realidade. **Cadernos CPqD Tecnologia**, Campinas, v. 2, n. 1, p. 7-18, jan./jun. 2006.

TIKTAK, A.; BERG, F. van den; BOESTEN, J. J. T. I.; KRAALINGEN, D. van; LEISTRA, M.; LINDEN, A. M. A. van der. **Manual of FOCUS PEARL version 1.1.1**. Bilthoven: RIVM, Alterra, 2002.

TIKTAK, A.; LINDEN, A. M. A. van der; BOESTEN, J. J. T. I. **The GeoPEARL model: Model description, applications and manual**. Disponível em: <<http://www.pearl.pesticidemodels.eu/home.htm>>. Acesso em: 10 dez. 2010.

TIKTAK, A.; LINDEN, A. M. A. van der; LEINE, I. Application of GIS to the Modeling of Pesticide Leaching on a Regional Scale in the Netherlands. In: CORWIN, D. L.; LOAGUE, K. (Ed.). **Application of GIS to the modeling of non-point source pollutants in the vadose zone**. Wisconsin: Soil Science Society of America, 1996. p. 259-281. (Special Publication, 48).

TIM, U. S.; JOLLY, R. Evaluation of agricultural non-point source pollution using GIS and hydrologic/water quality modeling. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 23, n. 1, p. 25-35, 1994.

TIM, U. S. Coupling of vadose zone models with GIS: emerging trends and potential bottlenecks. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 25, n. 3, p. 535-544, 1996.

TIM, U. S.; MOSTAGHIMI, S.; SHANHOLTZ, V. O. Identification of critical nonpoint pollution source areas using geographic information systems and water quality modeling. **Water Resource Bulletin**, Herndon, v. 28, n. 5, p. 877-887, 1992.

VIEIRA, S. R.; HATFIELD, J. L.; NIELSEN, D. R.; BIGGAR, J. W. Geostatistical theory and application to variability of some agronomical properties. **Hilgardia**, Berkeley, v. 51, n. 3, p. 1-75, 1983.

VIEIRA, S. R. Uso de geoestatística em estudos de variabilidade espacial de propriedades do solo. In: NOVAIS, R. F (Ed.). **Tópicos em ciências do solo**. Viçosa, MG: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2000. p. 1-54.

VIEUX, B. E. Geographic information systems and non-point source water quality and quantity modeling. **Hydrological Processes**, Chichester, v. 5, n. 1, p. 101-113, 1991.

WHITTEMORE, D. O.; MERCHANT, J. W; WHISTLER, J.; MCELWEE, C. E.; WOODS, J. J. Ground-water protection planning using the ERDAS geographic information system: Automation of DRASTIC and time-related capture zones. In: NATIONAL WATER WELL ASSOCIATION (NWWA FOCUS) CONFERENCE ON MIDWESTERN GROUND WATER ISSUES, 1987, Indianapolis. **[Proceedings...]** Indianapolis: National Water Well Association, 1987. p. 359-374.

WILSON, J. P.; INSKEEP, W. P.; RUBRIGHT, P. R.; COOKSEY, D.; JACOBSEN, J. S.; SNYDER, R. D. Coupling geographic information systems and models for weed control and groundwater protection. **Weed Technology**, Champaign, v. 7, n. 1, p. 255-264, jan./mar. 1993.

WILSON, J. P.; INSKEEP, W. P.; WRAITH, J. M.; SNYDER, R. D. GIS-based solute transport modeling applications: scale effects of soil and climate databases. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 25, n. 3, p. 445-453, 1996.

WIT, C. T. de. Philosophy and terminology. In: LEFFELAAR, P. A. (Ed.). **On systems analysis and simulation of ecological processes**: with examples in CSMP and FORTRAN. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers, 1993. p. 3-9. Part A: Fundamental of dynamic simulation.

YOON, J.; PADMANABHAN, G.; WOODBURY, L. H. Linking Agricultural Nonpoint Source Pollution Model (AGNPS) to a Geographic Information System (GIS). In: GEOGRAPHIC INFORMATION SYSTEMS AND WATER RESOURCES, 1993, Mobile, AL. **Proceedings...** New York: AWRA, 1993. p. 79-87.

YOUNG, J. A. T. **A U.K. geographic information system for environmental monitoring, resource planning and management capable of integrating and using satellite remotely sensed data**. Nottingham: Remote Sensing Society, 1986. 68 p. (Remote Sensing Society Monograph, 1).

YOUNG, R. A.; ONSTAD, C. A.; BOSCH, D. D.; ANDERSON, W. P. AGNPS: a nonpoint source pollution model for evaluation of agricultural watersheds. **Journal of soil and water conservation**, Ankeny, v. 44, n. 2, p. 168-173, 1989.



Gestão Territorial

Ministério da
**Agricultura, Pecuária
e Abastecimento**

