

Avaliação do potencial de contaminação de águas superficiais e subterrâneas por pesticidas aplicados na agricultura do Baixo Jaguaribe, CE

Assessment of surface and groundwater potential contamination by agricultural pesticides applied in the region of Baixo Jaguaribe, CE, Brazil

Maria Aparecida Liberato Milhorne

Bacharel em Química e Doutoranda do Curso de Pós-graduação em Engenharia Civil/ Saneamento Ambiental pela Universidade Federal do Ceará (UFC). Atua em análises de resíduos de pesticidas no Laboratório de Análise de Produtos do Caju (Labcaju) da Fundação Núcleo de Tecnologia Industrial do Ceará (Nutec)

Daniele de Oliveira Bezerra de Sousa

Farmacêutica e Doutora em Bioquímica pela UFC. Atua em análises de resíduos de pesticidas no Labcaju/Nutec

Francisco de Assis Ferreira Lima

Engenheiro Químico pela UFC. Coordenador do Labcaju/Nutec

Ronaldo Ferreira do Nascimento

Químico Industrial pela Universidade Federal do Maranhão (UFMA). Doutor em Química Analítica pelo Instituto de Química de São Carlos da Universidade de São Paulo (IQSC-USP). Professor-associado I do Departamento de Química Analítica e Físico-Química da UFC

Resumo

O presente trabalho tem como objetivo avaliar o potencial de contaminação de águas superficiais e subterrâneas por atividades de agricultura irrigada do Baixo Jaguaribe, Ceará. A análise foi realizada mediante critérios da Environmental Protection Agency (EPA), índice de GUS e método de GOSS. Esses critérios baseiam-se em propriedades físico-químicas dos princípios ativos de cada agrotóxico. Neste estudo, foram avaliados os principais produtos aplicados nas culturas irrigadas no Baixo Jaguaribe, através de levantamento realizado na própria região. Por meio da comparação entre os modelos, alguns pesticidas apresentaram potencial de contaminação em águas superficiais e subterrâneas, sendo necessário o monitoramento constante dos níveis desses resíduos.

Palavras-chave: índice GUS; método *screening* EPA; método de GOSS.

Abstract

This study evaluated the potential of contamination of surface water and groundwater in the irrigated agriculture of Baixo Jaguaribe, in Ceara state, Brazil. The analysis was performed based on the criteria of the Environmental Protection Agency (EPA), the index of GUS and method of GOSS. These indexes have been based on physical and chemical properties of the active ingredients of each pesticide. The present paper assessed the main products, which are applied on crops in the irrigated agriculture of Baixo Jaguaribe, through survey in the region. The comparison between the models showed some potential for pesticide contamination in surface water and groundwater, and requires the constant monitoring of levels waste.

Keywords: GUS index; EPA screening method; method of GOSS.

Introdução

Ações relacionadas à garantia da oferta hídrica no Ceará são indispensáveis para a melhoria da qualidade de vida da população e para o desenvolvimento socioeconômico do Estado. Para um efetivo gerenciamento dos recursos hídricos, é importante conhecer demandas

hídricas atuais e futuras, requisitos de qualidade da água e impactos socioeconômicos e ambientais (COGERH, 2002).

A bacia hidrográfica do rio Jaguaribe ocupa área de 74.621 km², quase 48% do território cearense, e é subdividida em cinco sub-bacias: Salgado, Alto Jaguaribe, Médio Jaguaribe, Baixo Jaguaribe e Banabuiú (FIGUEIREDO, 2004). De acordo com o Conselho de

Desenvolvimento Regional do Baixo Jaguaribe, a fruticultura corresponde à atividade que mais cresce na região, devido à instalação de um agropolo e a incentivos financeiros promovidos pelo governo do Estado. Alguns municípios se destacam pela grande produção agrícola e diversidade de culturas, a exemplo de Limoeiro do Norte, com cultivos de banana, arroz, limão, milho, mamão e sorgo granífero, além de Quixeré, segundo maior produtor de melão do Brasil.

Como resultado da busca por maiores produtividades, o uso de fertilizantes e agrotóxicos na agricultura tem se intensificado consideravelmente. Segundo a Agência Nacional de Vigilância Sanitária (Anvisa), em 2006, o Brasil era considerado o segundo maior consumidor de agrotóxico do mundo (RODRIGUES, 2006). Atualmente, existem 398 ingredientes ativos e 1.002 produtos formulados registrados no Brasil, além de produtos não regulamentados que continuam sendo utilizados pelos agricultores (FARIA *et al*, 2007)

Alguns tipos de agrotóxicos, ao permanecerem no ambiente ou atingirem o meio aquático, oferecem riscos para espécies animais por sua toxicidade e possibilidade de bioacumulação ao longo da cadeia alimentar. Efeitos ecotoxicológicos e toxicológicos a longo prazo são pouco conhecidos, devido, em parte, ao fato de que os agrotóxicos pertencem a famílias de substâncias de estruturas químicas muito diferentes, o que dificulta a generalização dos efeitos, inclusive para pesticidas de um mesmo grupo químico, levando à necessidade de considerar cada caso particularmente.

O número de casos de contaminação por pesticidas tem crescido nos últimos anos. De acordo com Ministério da Saúde, em 1999 foram notificados 398 óbitos relacionados a intoxicações, e destes, 140 foram causados por agrotóxicos de uso agrícola (STOPPELLI, 2005). Segundo dados do Centro Estadual de Referência em Saúde do Trabalhador do Ceará (Cerest), em 2005, mais de mil casos de internamentos devido a intoxicação por agrotóxicos foram verificados no Ceará. Entre 2004 e 2005, o número de internações quase dobrou, passando de 639 para 1.106 casos (OPOVO, 2006).

Diante desse quadro, a identificação e avaliação de perigos ambientais e riscos à saúde se tornam importantes ferramentas para contribuir com o controle e prevenção da exposição da população à resíduos tóxicos. Diversas pesquisas têm sido publicadas, relatando estudos sobre a contaminação dos recursos hídricos por pesticidas (BARRETO, 2006; GUZZELA *et al*, 2006; FILIZOLA *et al*, 2002; MARTINEZ *et al*, 2000; GOMES *et al*, 2001). Entretanto, tem sido escassos os relatos de intoxicação por pesticidas em água, havendo a necessidade de um estudo melhor para se avaliar a qualidade da água em relação aos níveis desses resíduos.

Alguns modelos são frequentemente utilizados para avaliar o potencial de contaminação em águas superficiais e subterrâneas, tais como o Método Screening da Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (EPA), o índice de vulnerabilidade de águas subterrâneas (Groundwater Ubiquity Score, GUS) e o método de Goss (BRITO *et al*, 2001; GRAMATICA; GUARDO, 2002; PESSOA *et al*,

2003). Esses métodos baseiam-se em propriedades físico-químicas dos pesticidas, como solubilidade em água (S), o coeficiente de adsorção à matéria orgânica do solo (K_{oc}), a constante da Lei de Henry (K_H), a especiação (presença de forma neutra ou aniônica em pH entre 5 e 8) e a meia-vida no solo e na água (DT50) (PAPA *et al*, 2004; DORES; FREIRE, 2001; FERRACINI *et al*, 2001).

Neste estudo, avaliou-se o potencial de contaminação por agrotóxicos de águas superficiais e subterrâneas na região do Baixo Jaguaribe, a qual representa importante área de agro-negócio do Estado do Ceará. A pesquisa foi realizada através do levantamento dos principais agrotóxicos utilizados na região e aplicação de modelos descritos na literatura para estudar o comportamento desses compostos em corpos hídricos. Assim, o principal objetivo deste trabalho foi indicar quais substâncias merecem maior atenção em relação ao potencial de contaminação de águas superficiais e subterrâneas do Baixo Jaguaribe.

Metodologia

Local de estudo

A região do Baixo Jaguaribe é composta pelos municípios cearenses de Alto Santo, Ibicuitinga, Itaiçaba, Jaguaratama, Jaguaribara, Jaguaruana, Limoeiro do Norte, Morada Nova, Palhano, Quixeré, Russas, São João do Jaguaribe, Tabuleiro do Norte. A temperatura média anual da região é de 28,5 °C, com mínima de 22 °C e máxima de 35 °C. A precipitação média anual é 772 mm, registrando-se uma distribuição de chuvas muito irregular durante os anos.

O Perímetro Irrigado Jaguaribe-Apodi corresponde a uma das principais áreas de fruticultura irrigada da região e situa-se na Chapada do Apodi, abrangendo parte dos municípios de Limoeiro do Norte e Quixeré. Na região são encontrados diversos tipos de solo, destacando-se o cambisol, o podzólico e o litólico eutrófico.

O suprimento hídrico do perímetro é assegurado pelo rio Jaguaribe, perenizado pelo Açude de Orós, com capacidade de 2.100.000.000 m³ e derivação por meio da barragem de Pedrinhas, no Rio Quixeré. Além disso, existe um grande número de poços que são fonte de abastecimento de água potável para comunidades urbanas e rurais na região (MORAIS *et al*, 2005)

Levantamento dos pesticidas aplicados na agricultura irrigada do Baixo Jaguaribe

De acordo com dados do Departamento Nacional de Obras Contra as Secas (DNOCS), existem, atualmente, no perímetro irrigado Jaguaribe-Apodi, 231 pequenos produtores e 20 empresas dedicadas à atividade de fruticultura irrigada, ocupando área total de 2.834,00 ha. O perímetro irrigado produz atualmente: milho, feijão, soja, algodão, banana, milho, goiaba, mamão, uva, graviola,

manga e ata. Os sistemas de irrigação utilizados no perímetro são: pivô central (87,04% da área); gotejamento (6,48%); microaspersão (6,48%)

As informações sobre os principais pesticidas aplicados pelos agricultores foram obtidas em visita realizada à Federação dos Produtores do Projeto Irrigado Jaguaribe-Apodi (Fapija), responsável pela administração, organização, operação e manutenção da infraestrutura de irrigação do perímetro, além de dados coletados nos principais pontos de venda de agrotóxicos da região. Os dados sobre as características e propriedades físico-químicas dos pesticidas estudados foram obtidos da Anvisa e do banco de dados *Purchasing the database* (PPDB).

Avaliação do potencial de contaminação de águas subterrâneas

Para discutir o risco potencial de contaminação de águas subterrâneas na região de estudo, foram usados o critério de *screening* da Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (EPA) e o índice de Groundwater Ubiquity Score (GUS) (PRIMEL *et al.*, 2005; DORES; FREIRE, 2001).

a) Critério da EPA

O método de *screening* sugerido pela EPA na análise preliminar de riscos de contaminação de águas subterrâneas por pesticidas considera os seguintes critérios:

- Solubilidade dos pesticidas em água (S) > 30 mg.L⁻¹
- Coeficiente de adsorção à matéria orgânica do solo (K_{oc}) < 300 – 500 mL.g⁻¹
- Constante da Lei de Henry (K_H) < 10⁻² Pa.m³.mol⁻¹
- Especificação (Esp): negativamente carregado a pH normal do ambiente (5 a 8)
- Meia-vida no solo > 14 a 21 dias
- Meia-vida na água > 175 dias

De acordo com essas propriedades, os pesticidas que se enquadram nesses critérios são considerados de alto potencial contaminante.

Além disso, algumas condições ambientais favorecem a percolação no solo: pluviosidade anual > 250 mm, aquífero não confinado e solo: poroso (LOURENCETTI, 2005). No entanto, esses dados sobre condições ambientais não foram utilizados nas análises dos resultados.

b) Índice de vulnerabilidade de águas subterrâneas (GUS)

O índice GUS é calculado por meio dos valores de meia-vida do composto no solo (DT50_{solo}) e do coeficiente de adsorção à matéria orgânica do solo (K_{oc}), não se levando em consideração outras propriedades, como solubilidade em água. Pode ser obtido através da Equação 1:

$$GUS = \log(DT50_{\text{solo}}) \times (4 - \log K_{oc}) \quad \text{Equação 1}$$

As faixas de classificação dos compostos de acordo com sua tendência à lixiviação são:

GUS < 1,8: não sofre lixiviação

1,8 < GUS < 2,8: faixa de transição

GUS > 2,8: provável lixiviação

Avaliação do potencial de contaminação de águas superficiais

O potencial de contaminação das águas superficiais pode ser previsto pelos critérios propostos por GOSS, descritos na Tabela 1. Os pesticidas são classificados em alto e baixo potencial de contaminação em função do transporte associado aos sedimentos ou dissolvidos em água. As substâncias que não se enquadram em nenhum dos critérios citados são consideradas de potencial intermediário de contaminação para águas superficiais (MARQUES, 2005).

Resultados e discussão

Levantamento dos pesticidas aplicados na agricultura irrigada do Baixo-Jaguaribe

Diversos agrotóxicos têm sido aplicados na agricultura irrigada do Baixo Jaguaribe. O princípio ativo dos principais produtos utilizados, dados obtidos pelo levantamento na própria região e algumas informações sobre as propriedades dos compostos são apresentados na Tabela 2.

A Figura 1 mostra a relação entre as classes dos pesticidas mais frequentemente usados. Dentre os 37 pesticidas levantados, 46% são aplicados como inseticidas, seguidos dos acaricidas (em torno de 30%). De acordo com a Tabela 2, verifica-se grande diversidade de

Tabela 1 – Método de GOSS para avaliação do potencial de contaminação de águas superficiais

	Potencial de transporte associado ao sedimento		
	DT50 _{solo} (d)	K _{oc} (mL.g ⁻¹)	S (mg.L ⁻¹)
Alto potencial	≥40	≥ 1000	-
	≥ 40	≥ 500	≤ 0,5
Baixo potencial	< 1	-	-
	≤ 2	≤ 500	-
	≤ 4	≤ 900	≥ 0,5
	≤ 40	≤ 500	≥ 0,5
	≤ 40	≤ 900	≥ 2
	Potencial de transporte dissolvido em água		
	DT50 _{solo} (d)	K _{oc} (mL.g ⁻¹)	S (mg.L ⁻¹)
Alto potencial	> 35	< 100000	≥ 1
	< 35	≤ 700	≥ 10 e ≤ 100
Baixo potencial	-	≥ 100000	-
	≤ 1	≥ 1000	-
	< 35	-	< 0,5

DT50: meia-vida; K_{oc}: coeficiente de adsorção à matéria orgânica; S: solubilidade em água

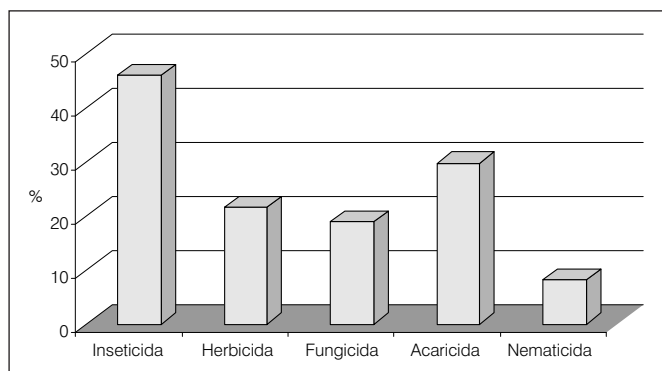


Figura 1 – Distribuição percentual das classes de pesticidas aplicados na região do Perímetro Irrigado Jaguaribe-Apodi.

grupos químicos aplicados, sendo os organofosforados relativamente mais aplicados, seguidos dos piretroides e carbamatos. No entanto, a maioria dos componentes aplicados (62%) pertence a outras classes menos usuais ou registradas recentemente. Produtos da classe dos neonicotinoides e espinosinas foram introduzidos na Europa e no Japão na década de 1990, e pesticidas como Tiametoxan e Acetamiprido só foram registrados em 2002 e, portanto, as informações sobre esses componentes são mais limitadas (WARE; WHITACRE, 2004)

Em relação à toxicidade, 54% dos princípios ativos analisados pertencem às classes I e II, considerados elevada toxicidade. Dentre esses, encontram-se os organofosforados, que são os pesticidas de maior aplicação na região, além de alguns carbamatos e piretroides.

Tabela 2 – Características dos principais pesticidas utilizados em agricultura irrigada na região Baixo Jaguaribe, CE

Princípio ativo	Formula molecular	Classe *	Grupo químico	Toxicidade **
Abamectin	$C_{46}H_{72}O_{14}+$ $C_{47}H_{70}O_{14}$	A/ I/ N	Avermectinas	I
Acefato	$C_4H_{10}NO_3PS$	I/ A	Organofosforado	III
Acetamiprido	$C_{10}H_{11}ClN_4$	I	Neonicotinoide	III
Atrazina	$C_8H_{14}ClN_5$	H	Triazina	III
Azoxistrobina	$C_{22}H_{17}N_3O_5$	F	Estrobilurina	III
Carbosulfano	$C_{20}H_{32}N_2O_3S$	I/ A/ N	Metilcarbamato de benzofuranila	II
Cartap	$C_7H_{15}N_3O_2S_2$	I/ F	Tiocarbamato	III
Cipermetrina	$C_{22}H_{19}Cl_2NO_3$	I	Piretroide	II
Cletodim	$C_{17}H_{26}ClNO_3S$	H	Oxima ciclohexanodiona	II
Clorotalonil	$C_8Cl_4N_2$	F	Isoftalonitrila	III
Clorpirifós	$C_9H_{11}Cl_3NO_3PS$	I/ A	Organofosforado	II
2,4 D	$C_8H_6Cl_2O_3$	H	Ácido ariloxialcanoico	I
Difenoconazol	$C_{19}H_{17}Cl_2N_3O_3$	F	Triazol	I
Endossulfan	$C_9H_6Cl_6O_3S$	I/ A	Organoclorado	I
Esfenvarelato	$C_{25}H_{22}ClNO_3$	I	Piretroide	II
Espinosade	$C_{41}H_{65}NO_{10}+$ $C_{42}H_{67}NO_{10}$	I	Espinosinas	III
Fenitrotion	$C_9H_{12}NO_5PS$	I	Organofosforado	II
Fenpropratrina	$C_{22}H_{23}NO_3$	I/ A	Piretroide	II
Glifosato	$C_3H_8NO_5P$	H	Glicina substituída	IV
Imidacloprido	$C_9H_{10}ClN_5O_2$	I	Neonicotinoide	III
Lambda cialotrina	$C_{23}H_{19}ClF_3NO_3$	I	Piretroide	III
Lufenurom	$C_{17}H_8Cl_2F_8N_2O_3$	I/ A	Benzoilureia	III
Mancozeb	$(C_4H_6N_2S_4Mn)x(Zn)y$	F/ A	Ditiocarbamato	III
Mesotriona	$C_{14}H_{13}NO_7S$	H	Tricetona	I
Metamidofós	$C_2H_8NO_2PS$	I/ A	Organofosforado	I
Metolacloro	$C_{15}H_{22}ClNO_2$	H	Cloroacetanilida	III
Metomil	$C_5H_{10}N_2O_2S$	I/ A	Carbamato	I
Nicosulfuron	$C_{15}H_{18}N_6O_6S$	H	Sulfonilureia	III
Paraquat	$C_{12}H_{14}N_2$	H	Bipiridílio	I
Paration metil	$C_8H_{10}NO_3PS$	I/ A	Organofosforado	I
Piraclostrobina	$C_{19}H_{18}ClN_3O_4$	F	Estrobilurina	II
Piriproxifem	$C_{20}H_{19}NO_3$	I	Éter piridiloxipropílico	IV
Propiconazole	$C_{15}H_{17}Cl_2N_3O_2$	F	Triazol	II
Teflubenzuron	$C_{14}H_{16}Cl_2F_4N_2O_2$	I	Benzoilureia	IV
Tiametoxam	$C_8H_{10}ClN_5O_3S$	I	Neonicotinoide	III
Triazofós	$C_{12}H_{16}N_3O_3PS$	I/ A/ N	Organofosforado	II
Trifloxistrobina	$C_{20}H_{19}F_3N_2O_4$	F	Estrobilurina	II

Fonte: Anvisa (A)

* I: inseticida; H: herbicida; F: fungicida; A: acaricida; N: nematicida;

** I: extremamente tóxico; II: altamente tóxico; III: medianamente tóxico; IV: pouco tóxico

Fonte: Anvisa (B)

Análise das propriedades físico-químicas dos pesticidas

A primeira etapa de análise do risco de contaminação em águas é a avaliação das características de cada princípio ativo dos produtos aplicados, descritas na Tabela 3, facilitando a previsão do comportamento de cada pesticida no meio ambiente.

a) Solubilidade

Alta solubilidade em água indica tendência do composto a ser removido do solo. Portanto, compostos como Acefato, Cartap, 2,4D, Glifosato e Metamidofós, Metomil e Paraquat possuem maior probabilidade de serem carregados pela chuva ou água de irrigação e atingirem os corpos d'água.

No entanto, elevada solubilidade não implica maior mobilidade no solo. Paraquat é um pesticida muito solúvel em água ($620.000 \text{ mg.L}^{-1}$), porém apresenta baixa mobilidade devido à sua elevada capacidade de retenção no solo.

b) Coeficiente de partição K_{ow}

Esse coeficiente define a taxa de concentração de equilíbrio entre um sistema bifásico de octanol e água, e indica o caráter lipofílico da molécula, ou seja, a afinidade por fases orgânicas, como as membranas biológicas. Esse parâmetro também permite prever a acumulação dos pesticidas em ambientes aquáticos e terrestres. Interações lipofílicas podem ocorrer em ambientes com alto teor de matéria orgânica. No entanto, o fenômeno da partição depende de outros mecanismos, tais como adsorção, troca iônica, complexação e precipitação.

Tabela 3 – Propriedades físico-químicas dos principais pesticidas utilizados em agricultura irrigada na região do Baixo Jaguaribe, CE

Princípio ativo	S (mg.L^{-1})	Log K_{ow}	pKa	PV (mPa)	K_H ($\text{Pa. m}^3 \text{ mol}^{-1}$)	DT50 _{Solo} (d)	DT50 _{Hidr} (d)	K_{oc} (mL.g^{-1})	GUS
Abamectina	1,21	4,40	NA	$3,7 \times 10^{-3}$	$2,7 \times 10^{-3}$	30	E	5.638	0,37
Acefato	790.000	-0,89	8,35	0,23	$5,1 \times 10^{-8}$	3	50	2	1,76
Acetamiprido	2.950	0,80	0,7	$1,7 \times 10^{-4}$	$5,3 \times 10^{-8}$	3	E	107	0,94
Atrazina	35	2,70	1,7	$3,9 \times 10^{-2}$	$1,5 \times 10^{-4}$	75	86	100	3,75
Azoxistrobina	6,7	2,50	NA	$1,1 \times 10^{-7}$	$7,3 \times 10^{-9}$	70	E	423	2,53
Carbosulfano	0,11	7,42	NA	$3,59 \times 10^{-2}$	0,12	21	0,5	9.489	0,03
Cartap	200.000	-0,95	-	$1,0 \times 10^{-10}$	-	3	-	-	-
Cipermetrina	0,009	5,30	NA	$2,3 \times 10^{-4}$	$2,0 \times 10^{-2}$	60	179	85.572	-1,66
Cletodim	5.450	4,14	4,47	$1,0 \times 10^{-2}$	$0,3 \times 10^{-5}$	3	E	40	1,14
Clortalonil	0,81	2,94	NA	$7,6 \times 10^{-2}$	$2,5 \times 10^{-2}$	22	E	850	1,44
Clorpirifós	1,05	4,70	NA	1,43	0,48	50	25,5	8.151	0,15
2,4 D	23.180	-0,83	2,87	$1,87 \times 10^{-2}$	$1,3 \times 10^{-5}$	10	E	56	2,25
Difenoconazol	15,0	4,20	1,1	$3,3 \times 10^{-5}$	$1,5 \times 10^{-6}$	120	E	3.760	0,88
Endossulfan	0,32	3,13	-	0,83	1,48	50	20	11.500	-0,10
Esfenvelato	0,001	6,24	NA	$1,2 \times 10^{-6}$	$4,9 \times 10^{-4}$	44	-	5.300	0,45
Espinosade	235	4,00	8,1	$2,0 \times 10^{-5}$	$1,9 \times 10^{-7}$	14	200	34.600	-0,62
Fenitrotion	19	3,32	NA	0,68	$9,9 \times 10^{-3}$	2,7	183	322	0,64
Fenpropatrina	0,33	6,04	-	0,76	18,0	34	1.130	5.000	0,46
Glifosato	10.500	-3,20	2,34	$1,31 \times 10^{-2}$	$2,1 \times 10^{-7}$	12	E	21.699	-0,36
Imidacloprido	610	0,57	NA	$4,0 \times 10^{-7}$	$1,7 \times 10^{-10}$	191	E	225	3,76
Lambda cialotrina	0,005	6,90	NA	$2,0 \times 10^{-4}$	$2,0 \times 10^{-2}$	25	7	157.000	-1,67
Lufenurum	0,046	5,12	10,2	$4,0 \times 10^{-3}$	$3,4 \times 10^{-2}$	16,3	E	41.182	-0,75
Mancozeb	6,2	1,33	10,3	$1,3 \times 10^{-2}$	$5,9 \times 10^{-4}$	0,1	1,5	998	-1,00
Mesotriona	160	0,11	3,12	$5,7 \times 10^{-3}$	$5,1 \times 10^{-7}$	5	E	80	1,47
Metamidofós	200.000	-0,79	-	2,30	$1,6 \times 10^{-6}$	3,5	5	1	2,18
Metolaclo	530	3,40	NA	1,70	$2,4 \times 10^{-3}$	90	E	200	3,32
Metomil	55.000	1,24	NA	0,72	$2,1 \times 10^{-6}$	7	83	25	2,20
Nicosulfuron	7.500	0,61	4,78	$8,0 \times 10^{-7}$	$1,5 \times 10^{-11}$	26	16	21	3,79
Paraquat	620.000	-4,50	NA	$1,0 \times 10^{-2}$	$4,0 \times 10^{-12}$	3000	E	1.000.000	-6,95
Paration metil	55	3,00	-	0,20	$8,6 \times 10^{-3}$	12	21	240	1,75
Piraclostrobina	1,9	3,99	NA	$2,6 \times 10^{-5}$	$5,3 \times 10^{-6}$	32	E	11.000	-0,06
Piriproxifem	0,37	5,37	6,87	$1,3 \times 10^{-2}$	$1,2 \times 10^{-2}$	10	E	21.175	-0,33
Propiconazole	150	3,72	1,09	$5,6 \times 10^{-2}$	$9,2 \times 10^{-5}$	214	53,5	1.086	2,25
Teflubenzuron	0,01	4,30	9,2	$9,2 \times 10^{-4}$	$6,9 \times 10^{-3}$	92	240	26.062	-0,62
Tiametoxam	4.100	-0,13	NA	$6,6 \times 10^{-6}$	$4,7 \times 10^{-10}$	50	-	70	3,66
Triazofós	35	3,55	-	1,33	$4,9 \times 10^{-3}$	44	140	358	2,38
Trifloxistrobina	0,61	4,50	NA	$3,4 \times 10^{-3}$	$2,3 \times 10^{-3}$	7	40	2.377	0,53

S: solubilidade em água a 20° C; Kow: coeficiente de partição octanol/água, pH = 7, 20° C; PV: pressão de vapor a 25° C; K_H : constante de Henry; DT50: meia-vida; K_{oc} : coeficiente de adsorção à matéria orgânica; GUS: índice de vulnerabilidade da água subterrânea; NA: não aplicável (espécie não sofre ionização); E: estável (muito persistente)

Em geral, substâncias com $\log K_{ow}$ maior que 3 apresentam tendência bioacumulativa (BARCELÓ; HENNION, 1997). Os pesticidas esfenvalerato, fenprotrina e lambda-cialotrina, da classe dos piretroides, apresentam propriedades lipofílicas, como pode ser verificado pelos elevados valores de $\log K_{ow}$ citados na Tabela 3. Além disso, compostos organoclorados, como o endossulfan, são considerados bastante bioacumulativos.

c) Especificação

A especificação encontra-se relacionada ao conhecimento do caráter iônico, expresso pelo valor de pK_a . Em pH ambiente (5 a 8), moléculas presentes no solo tendem a serem negativamente carregadas e, portanto, compostos aniônicos podem se tornar lixiviados mais facilmente do que compostos catiônicos (BARCELÓ; HENNION, 1997).

O valor de pK_a indica o caráter ácido da molécula e encontra-se relacionado ao valor do pH do meio. Uma vez que alguns pesticidas apresentam caráter ácido (HA), é possível prever a fração das espécies predominantes na solução em função do pH, através das Equações 2 e 3, onde pK_a é uma constante, sendo o pH a única variável.

$$\alpha_{HA} = \frac{1}{1 + 10^{(pH - pK_a)}} \quad \text{Equação 2}$$

$$\alpha_{A^-} = \frac{1}{1 + 10^{(pK_a - pH)}} \quad \text{Equação 3}$$

Essas equações permitem calcular a fração neutra (HA) e a fração aniônica (A⁻) do pesticida correspondentes a cada valor de pH. Assim, quando o pH do meio é igual ao valor de pK_a da espécie, 50% das moléculas do pesticida encontram-se ionizadas. Para valores de $pH > pK_a$, a concentração da fração aniônica do pesticida predomina na solução, enquanto para $pH < pK_a$ ocorre predominância da fração neutra (MILHOME, 2006).

Dessa forma, em pH ambiente, os pesticidas acetamiprido, atrazina, cletodim, 2,4 D, difenoconazole, glifosato, mesotriona, nicossulfuron e propiconazole têm tendência a serem negativamente carregados, ao passo que acefato, espinosade, lufenurum, mancozeb e teflubenzuron apresentam suas moléculas neutras prevalentes na fase aquosa.

d) Constante da lei de Henry (K_H) e pressão de vapor (PV)

A constante da lei de Henry (K_H) e a pressão de vapor (PV) são parâmetros relacionados à volatilidade do composto. A primeira indica a distribuição da espécie entre a fase líquida e a fase gasosa, dependendo da temperatura; a segunda define a taxa de concentração de equilíbrio entre a água e o ar.

Em geral, considera-se que compostos com K_H menores que $10^{-5} \text{ Pa}\cdot\text{m}^3\cdot\text{mol}^{-1}$ apresentam baixa volatilidade, como pode ser observado na grande maioria dos pesticidas aplicados na região

do Baixo Jaguaribe (Tabela 3). Os pesticidas azoxistrobina, imidacloprido, nicossulfuron, paraquat e tiametoxan possuem volatilidade muito baixa, podendo permanecer mais tempo no ambiente aquático.

e) Coeficiente de adsorção a matéria orgânica (K_{oc}) e meia-vida (DT50)

Parâmetros como coeficiente de adsorção à matéria orgânica do solo (K_{oc}) e meia-vida (DT50) são pouco citados na literatura por serem dependentes de fatores ambientais, tais como tipo de solo, clima entre outros. O valor de K_{oc} indica o potencial de mobilidade no solo, ao passo que a meia-vida revela a estabilidade do composto sob determinadas condições. Pesticidas com K_{oc} abaixo de 50 são considerados de alta mobilidade; valores entre 150-500 são moderadamente móveis e, acima de 2.000, possuem baixa mobilidade no solo (BARCELÓ; HENNION, 1997)

Dentre os compostos estudados, lambda-cialotrina, paraquat e cipermetrina apresentaram elevados coeficientes de adsorção no solo, sendo, portanto, mais facilmente retidos e dificilmente transportados pela água. No entanto, esses parâmetros isolados não afirmam seguramente o verdadeiro potencial contaminante dos pesticidas, sendo necessária a avaliação das suas propriedades em conjunto por meio da aplicação dos métodos de análise de risco.

Avaliação do potencial de contaminação de águas subterrâneas.

Através da comparação dos métodos de *screening* propostos pela EPA e do índice de GUS, avaliou-se o potencial de contaminação de águas subterrâneas. Os critérios desses modelos baseiam-se em algumas propriedades físico-químicas dos pesticidas, tais como solubilidade em água, coeficiente de adsorção à matéria orgânica do solo, constante da lei de Henry e meia-vida, todos descritos na Tabela 3.

De acordo com os critérios da EPA, pesticidas que possuem propriedades, como elevada solubilidade em água, baixa adsorção à matéria orgânica no solo e alta meia-vida no solo, tendem mais a atingirem o lençol freático, potencializando o risco de contaminação. Em relação ao método de GUS, compostos classificados na faixa de transição e de lixiviação podem oferecer risco potencial de contaminação. Os compostos caracterizados com potencial de lixiviação nulo ($GUS < 1,8$) podem ser considerados não contaminantes em águas subterrâneas (MARQUES, 2005).

A Tabela 4 mostra os resultados do potencial de contaminação de águas subterrâneas utilizando o método EPA e o índice de GUS. De acordo com os resultados, verifica-se que, segundo os critérios da EPA, 17 pesticidas estudados caracterizam-se como contaminantes em potencial. Já com a aplicação do método de GUS, apenas cinco pesticidas mostraram o mesmo potencial. A

Tabela 4 – Comparação entre o método de screening da EPA e o índice de GUS para avaliação do potencial de contaminação de águas subterrâneas por pesticidas utilizados em agricultura irrigada na região do Baixo Jaguaribe, CE

Princípio ativo	Critério EPA						Análise EPA	Análise GUS	Risco em água superficial
	S	K _{oc}	K _H	Esp	DT50 _{Sol}	DT50 _{Hidr}			
Abamectina	○	○	●	○	●	●	IN	LN	NC
Acefato	●	●	●	○	○	○	IN	LN	NC
Acetamiprido	●	●	●	●	○	●	CP	LN	IN
Atrazina	●	●	●	●	●	○	CP	PL	CP
Azoxistrobina	○	●	●	○	●	●	CP	FT	CP
Carbosulfano	○	○	○	○	○	○	NC	LN	NC
Cartap	●	I	I	I	○	I	I	I	I
Cipermetrina	○	○	○	○	●	●	NC	LN	NC
Cletodim	●	●	●	●	○	●	CP	LN	IN
Clorotalonil	○	○	○	○	●	●	NC	LN	NC
Clorpirifós	○	○	○	○	●	○	NC	LN	NC
2,4 D	●	●	●	●	○	●	CP	FT	CP
Difenoconazol	○	○	●	●	●	●	CP	LN	IN
Endossulfan	○	○	○	I	●	○	NC	LN	NC
Esfenvarelato	○	○	●	○	●	I	NC	LN	NC
Espinosade	●	○	●	○	○	●	IN	LN	NC
Fenitroton	○	●	●	○	○	●	IN	LN	NC
Fenpropratrina	○	○	○	I	●	●	NC	LN	NC
Glifosato	●	○	●	●	○	●	CP	LN	IN
Imidacloprido	●	●	●	○	●	●	CP	PL	CP
Lambda cialotrina	○	○	○	○	●	○	NC	LN	NC
Lufenurom	○	○	○	○	○	●	NC	LN	NC
Mancozeb	○	○	●	○	○	○	NC	LN	NC
Mesotriona	●	●	●	●	○	●	CP	LN	IN
Metamidofós	●	●	●	I	○	○	CP	FT	CP
Metolacoloro	●	●	●	○	●	●	CP	PL	CP
Metomil	●	●	●	○	○	○	IN	FT	IN
Nicosulfuron	●	●	●	●	●	○	CP	PL	CP
Paraquat	●	○	●	○	●	●	CP	LN	IN
Paration metil	●	●	●	-	○	○	CP	LN	IN
Piraclostrobina	○	○	●	○	●	●	IN	LN	NC
Piriproxifem	○	○	○	●	○	●	NC	LN	NC
Propiconazole	●	○	●	●	●	○	CP	FT	CP
Teflubenzuron	○	○	●	○	●	●	IN	LN	NC
Tiametoxam	●	●	●	○	●	I	CP	PL	CP
Triazofós	●	●	●	-	●	○	CP	FT	CP
Trifloxistrobina	○	○	●	○	○	○	NC	LN	NC

●: atende ao critério EPA; ○: não atende ao critério EPA; CP: contaminante em potencial; IN: intermediário potencial de contaminação; NC: não contaminante; I: inconclusivo (dado não disponível); PL: provável lixiviação; FT: faixa de transição; LN: lixiviação nula

discordância entre os resultados pode ser justificada pelas especificações dos critérios adotados em cada modelo. O modelo EPA leva em consideração um maior número de parâmetros, como solubilidade, constante da lei de Henry, especiação, meia-vida na água. No entanto, os pesticidas atrazina, imidacloprido, metolacoloro, nicosulfuron, e tiametoxam mostraram concordância nos dois modelos, sendo classificados com alto potencial de contaminação em águas subterrâneas. Os pesticidas azoxistrobina, 2,4

D, metamidofós, propiconazole e triazofós, os quais apresentaram índice de GUS em faixa de transição e alto potencial contaminante pelo critério EPA, também foram considerados contaminantes em potencial.

Os compostos acetamiprido, cletodim, difenoconazol, glifosato, mesotriona, metomil, paraquat e paration metil mostraram risco de contaminação intermediária. Os demais pesticidas não mostraram tendência a contaminar águas subterrâneas.

Avaliação do potencial de contaminação de águas superficiais

O Método de Goss propõe critérios para avaliação do potencial de contaminação de águas superficiais através da classificação dos compostos em dois grupos: aqueles que podem ser transportados dissolvidos em água e aqueles que são transportados associados ao sedimento em suspensão. Considerando-se a meia-vida do princípio ativo no solo ($DT_{50\text{ Solo}}$), o coeficiente de adsorção à matéria orgânica do solo (K_{oc}) e a solubilidade em água (S), os princípios ativos foram classificados em alto, médio e baixo potencial de transporte associado ao sedimento ou dissolvido em água.

Dentre os princípios ativos estudados, oito mostraram alto potencial de contaminação associado ao sedimento e treze alto potencial de contaminação através do transporte dissolvidos em água. Os

pesticidas clorpirifós, difenoconazol, paraquat e propiconazole podem ser transportados dissolvidos em água ou associados ao sedimento. Por apresentarem baixa solubilidade em água, os compostos cipermetrina, endossulfan e esfenvalato apresentam maior risco de contaminação pelo transporte associado ao sedimento.

Conclusões

Apesar da discrepância entre os resultados dos critérios da EPA e índices de GUS, alguns pesticidas foram considerados de alto potencial de contaminação para águas subterrâneas, tais como atrazina, imidacloprido, metolacolor, nicosulfuram, tiametoxan, azoxistrobina, 2,4 D, metamidofós, propiconazole e triazofós. Em relação ao risco de contaminação de águas superficiais, os compostos clorpirifós, difenoconazol, paraquat e propiconazole, foram considerados com

Tabela 5 – Resultado da avaliação do potencial de contaminação de águas superficiais, por pesticidas utilizados em agricultura irrigada na região do Baixo Jaguaribe (método de GOSS)

Princípio ativo	Potencial de transporte associado ao sedimento		Potencial de transporte dissolvido em água	
	Critério	RES	Critério	RES
Abamectina	NA	MP	NA	MP
Acefato	$DT_{50\text{ Solo}} \leq 4, K_{oc} \leq 900, S \geq 0,5$	BP	NA	MP
Acetamiprido	$DT_{50\text{ Solo}} \leq 4, K_{oc} \leq 900, S \geq 0,5$	BP	NA	MP
Atrazina	NA	MP	$DT_{50\text{ Solo}} > 35, K_{oc} < 100.000, S \geq 1$	AP
Azoxistrobina	NA	MP	$DT_{50\text{ Solo}} > 35, K_{oc} < 100.000, S \geq 1$	AP
Carbosulfano	NA	MP	$DT_{50\text{ Solo}} < 35, S < 0,5$	BP
Cartap	I	I	I	I
Cipermetrina	$DT_{50\text{ Solo}} \geq 40, K_{oc} \geq 1000$	AP	NA	MP
Cletodim	$DT_{50\text{ Solo}} \leq 4, K_{oc} \leq 900, S \geq 0,5$	BP	NA	MP
Clorotalonil	NA	MP	NA	MP
Clorpirifós	$DT_{50\text{ Solo}} \geq 40, K_{oc} \geq 1000$	AP	$DT_{50\text{ Solo}} > 35, K_{oc} < 100.000, S \geq 1$	AP
2,4 D	$DT_{50\text{ Solo}} \leq 40, K_{oc} \leq 900, S \geq 0,2$	BP	NA	MP
Difenoconazol	$DT_{50\text{ Solo}} \geq 40, K_{oc} \geq 1000$	AP	$DT_{50\text{ Solo}} > 35, K_{oc} < 100.000, S \geq 1$	AP
Endossulfan	$DT_{50\text{ Solo}} \geq 40, K_{oc} \geq 1000$	AP	NA	MP
Esfenvalato	$DT_{50\text{ Solo}} \geq 40, K_{oc} \geq 1000$	AP	NA	MP
Espinosade	NA	MP	NA	MP
Fenitrotion	$DT_{50\text{ Solo}} \leq 4, K_{oc} \leq 900, S \geq 0,5$	BP	$DT_{50\text{ Solo}} < 35, K_{oc} \leq 700, S \geq 10 \text{ e } \leq 100$	AP
Fenpropratrina	NA	MP	$DT_{50\text{ Solo}} < 35, S < 0,5$	BP
Glifosato	NA	MP	NA	MP
Imidacloprido	NA	MP	$DT_{50\text{ Solo}} > 35, K_{oc} < 100.000, S \geq 1$	AP
Lambda cialotrina	NA	MP	$K_{oc} > 100.000$	AP
Lufenurum	NA	MP	$DT_{50\text{ Solo}} < 35, S < 0,5$	BP
Mancozeb	$DT_{50\text{ Solo}} \leq 1$	BP	NA	MP
Mesotriona	$DT_{50\text{ Solo}} \leq 40, K_{oc} \leq 500, S \geq 0,5$	BP	NA	MP
Metamidofós	$DT_{50\text{ Solo}} \leq 4, K_{oc} \leq 900, S \geq 0,5$	BP	NA	MP
Metolacolor	NA	MP	$DT_{50\text{ Solo}} > 35, K_{oc} < 100.000, S \geq 1$	AP
Metomil	$DT_{50\text{ Solo}} \leq 40, K_{oc} \leq 500, S \geq 0,5$	BP	NA	MP
Nicosulfuram	$DT_{50\text{ Solo}} \leq 40, K_{oc} \leq 500, S \geq 0,5$	BP	NA	MP
Paraquat	$DT_{50\text{ Solo}} \geq 40, K_{oc} \geq 1000$	AP	$K_{oc} > 100000$	AP
Paration metil	$DT_{50\text{ Solo}} \leq 40, K_{oc} \leq 500, S \geq 0,5$	BP	$DT_{50\text{ Solo}} < 35, K_{oc} \leq 700, S \geq 10 \text{ e } \leq 100$	AP
Piraclostrobina	NA	MP	NA	MP
Piriproxifem	NA	MP	$DT_{50\text{ Solo}} < 35, S < 0,5$	BP
Propiconazole	$DT_{50\text{ Solo}} \geq 40, K_{oc} \geq 1000$	AP	$DT_{50\text{ Solo}} > 35, K_{oc} < 100.000, S \geq 1$	AP
Teflubenzuron	$DT_{50\text{ Solo}} \geq 40, K_{oc} \geq 1000$	AP	NA	MP
Tiametoxam	NA	MP	$DT_{50\text{ Solo}} > 35, K_{oc} < 100.000, S \geq 1$	AP
Triazofós	NA	MP	$DT_{50\text{ Solo}} > 35, K_{oc} < 100.000, S \geq 1$	AP
Trifloxistrobina	NA	MP	NA	MP

AP: alto potencial; MP: médio potencial; BP: baixo potencial; I: inconclusivo (dado não disponível).

alto potencial contaminante, podendo ser transportados dissolvidos em água ou associados ao sedimento. Cipermetrina, endossulfan e esfenvarelato também apresentaram alto risco de contaminação de águas superficiais pelo transporte associado ao sedimento e os pesticidas atrazina, azoxistrobina, fenitroton, imidacloprido, lambda-cialotrina, metolacoloro, paration metil, tiametoxan e triazofós, por transporte dissolvido em água.

A identificação do potencial contaminante dos pesticidas aplicados na região do Baixo Jaguaribe através da utilização dos modelos, serve de subsídio aos órgãos ambientais durante a execução de programas de monitoramento dos recursos hídricos e podem ser posteriormente, associados aos dados sobre qualidade de água da região.

Além disso, torna-se necessário informar os agricultores sobre os possíveis riscos de contaminação para que sejam adotadas medidas

preventivas de controle, como aplicação adequada dos pesticidas, além de incentivar os órgãos responsáveis a monitorarem os níveis desses compostos nos recursos hídricos da região do Baixo Jaguaribe.

Agradecimentos

Agradecemos o apoio do Centro de Ensino tecnológico (Centec) de Limoeiro do Norte, à Federação dos Produtores do Projeto Irrigado Jaguaribe-Apodi (Fapija) e à Empresa de Assistência Técnica de Extensão Rural do Ceará (Ematerce) pelas informações obtidas sobre os agrotóxicos aplicados na região do Jaguaribe, à Fundação Cearense de Apoio ao Desenvolvimento Científico e Tecnológico (Funcap) e ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pelo apoio financeiro à pesquisa.

Referências

- AGÊNCIA NACIONAL DE VIGILÂNCIA SANITÁRIA (ANVISA). *Monografia de produtos agrotóxicos*. [On-line]. Disponível em: <http://www.anvisa.gov.br/toxicologia/monografias/index.htm>. Acesso em: 12 maio, 2009A.
- AGÊNCIA NACIONAL DE VIGILÂNCIA SANITÁRIA (ANVISA). *Manual de Procedimentos para Análise Toxicológica de Produtos Agrotóxicos, seus componentes e afins, Anexo III*. [On-line]. Disponível em http://www.anvisa.gov.br/toxicologia/manual/axexo_03.htm. Acesso em: 12 maio, 2009B.
- BARCELÓ, D.; HENNION, M.C. *Trace determination of pesticides and their degradation products in water, techniques and instrumentation in analytical chemistry*. New York: Elsevier, 1997. v. 19.
- BARRETO, F.M.S. *Contaminação da água subterrânea por pesticidas e nitrato no Município de Tianguá, Ceará*. 183 f. Tese (Doutorado) – Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, Ceará, 2006.
- BRITO, N.M. *et al.* Risco de contaminação de águas por pesticidas aplicados em plantações de eucaliptos e coqueiros: análise preliminar. *Pesticidas: Revista de Ecotoxicologia e Meio Ambiente*, Curitiba, v. 11, p. 93-104, dez./jan. 2001.
- COGERH. *Rede de Monitoramento da qualidade de água operada pela Cogerh*. 2002. [On-line]. Disponível em: http://www.cogerh.com.br/download/demon/Programa_de_monitoramento_da_qualidade_de_agua.pdf. Acesso em: 12 maio, 2009.
- CONSELHO DE DESENVOLVIMENTO REGIONAL DO BAIXO JAGUARIBE. [On-line]. Disponível em: <http://www.baixojaguaribe.org.br/cdr.jsp>. Acesso em: 12 maio, 2009.
- DEPARTAMENTO NACIONAL DE OBRAS CONTRA A SECA (DNOCS). *Perímetro irrigado Jaguaribe-Apodi*. [On-line]. Disponível em: http://www.dnocs.gov.br/~dnocs/doc/canais/perimetros_irrigados/ce/jaguaribe_apodi.html. Acesso em: 12 maio, 2009.
- DORES, E.F.G.C.; FREIRE, E.M. Contaminação do ambiente aquático por pesticidas. estudo de caso: águas usadas para consumo humano em Primavera do Leste, Mato Grosso, Análise Preliminar. *Química Nova*, v. 24, n. 1, p. 27-36, 2001.
- FARIA, N.M.X. *et al.* A intoxicação por agrotóxicos no Brasil: os sistemas oficiais de informação e desafios para realização de estudos epidemiológicos. *Ciência & Saúde Coletiva*, v. 12, n. 1, p. 25-38, 2007.
- FERRACINI, V.L. *et al.* Análise de risco de contaminação das águas subterrâneas e superficiais da região de petrolina (PE) e Juazeiro (BA). *Pesticidas: Revista de Ecotoxicologia e Meio Ambiente*, Curitiba, v. 11, p. 1-16, 2001.
- FIGUEIREDO, M.C.B. *et al.* Diagnóstico da agricultura irrigada no baixo e médio Jaguaribe. *Revista Econômica do Nordeste*, Fortaleza, v. 35, n. 3, p. 424-430, 2004.
- FILIZOLA, H.F. *et al.* Monitoramento e avaliação do risco de contaminação por pesticidas em água superficial e subterrânea na região de Guairá. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, Brasília, v. 37, n. 5, p. 659-667, 2002.
- GOMES; M.A.F. *et al.* Ocorrência do herbicida tebutiuron na água subterrânea da microbacia do córrego espriado, Ribeirão Preto, SP. *Pesticidas: Revista de Ecotoxicologia e Meio Ambiente*, Curitiba, v. 11, p. 65-76, 2001.
- GRAMATICA, P.; GUARDO, A.D. Screening of pesticides for environmental partitioning tendency. *Chemosphere*, v. 47, n. 9, p. 947-956, 2002.
- GUZZELLA, L. *et al.* Herbicide contamination of superficial groundwater in Northern Italy. *Environmental Pollution*, v. 142, n. 2, p. 344-353, 2006.

- LOURENCETTI, C. *et al.* Avaliação do potencial de contaminação de águas subterrâneas por pesticidas: comparação entre métodos de previsão de lixiviação. *Pesticidas: Revista Ecotoxicologia e Meio Ambiente*, Curitiba, v. 15, p. 1-14, 2005.
- MARQUES, M.N. *Avaliação do impacto de agrotóxico em áreas de proteção ambiental, pertencentes à bacia hidrográfica do Rio Ribeira de Iguape, São Paulo: uma contribuição à análise crítica da legislação sobre o padrão de potabilidade.* 218 f. Tese (Doutorado), Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares, Autarquia associada à Universidade de São Paulo, São Paulo, 2005.
- MARTINEZ, R.C. *et al.* Evaluation of surface and ground water pollution due to herbicides in agricultural areas of Zamora and Salamanca (Spain). *Journal of Chromatography A*, v. 869, n. 1, p. 471-480, 2000.
- MILHOME, M.A.L. *Emprego de quitina e quitosana para adsorção de fenol de efluente de refinaria de petróleo.* 90 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil/ Saneamento), Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, Ceará, 2006.
- MORAIS, L.F.S. *et al.* Análise das águas subterrâneas nos municípios do Médio e Baixo Jaguaribe: mapeamento e estimativa da disponibilidade atual. *Revista Ciência Agronômica*, v. 36, n. 1, p. 34-43, 2005.
- O POVO, Disponível em <http://www.opovo.com.br/opovo/ceara/603678.html>, Acesso em 20 de Julho, 2006.
- PAPA, E. *et al.* Screening the leaching tendency of pesticides applied in the AmuDarya Basin (Uzbekistan). *Water Research*, v. 38, n. 16, p. 3485-3494, 2004.
- PESSOA, M.C.PY *et al.* Identificação de áreas de exposição ao risco de contaminação de águas subterrâneas pelos herbicidas atrazina, diuron e tebutiuron. *Pesticidas: Revista de Ecotoxicologia e Meio Ambiente*, Curitiba, v. 13, p. 111-122, jan-dez. 2003.
- PRIMEL, E.G. *et al.* Poluição das águas por herbicidas utilizados no cultivo do arroz irrigado na região central do estado do Rio Grande do Sul, Brasil: predição teórica e monitoramento. *Química Nova*, v. 28, n. 4, p. 605-609, 2005.
- RODRIGUES, N.R. Agrotóxicos: análises de resíduos e monitoramento; construindo a história dos produtos naturais. *Multiciência*, n. 7, p. 1-7, 2006.
- STOPPELLI, I.M.B.S. *Agricultura, ambiente e saúde: uma abordagem sobre o risco do contato com os agrotóxicos a partir de um registro hospitalar de referência regional.* 155 f. Tese (Doutorado em Ciências da Engenharia Ambiental), Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo (USP), 2005.
- THE FOOTPRINT PPDB. *Pesticide properties database.* Disponível em: <http://sitem.herts.ac.uk/aeru/footprint/>. Acesso em: 12 maio, 2009.
- WARE, G.W.; WHITACRE, D.M. *An introduction to insecticides.* Disponível em: <http://ipmworld.umn.edu/chapters/ware.htm>. Acesso em: 2 Junho, 2009.