

UNIVERSIDADE REGIONAL DE BLUMENAU- FURB
CENTRO DE CIÊNCIAS TECNOLÓGICAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AMBIENTAL

FABIANA DE CARVALHO ROSA

ESTUDO DO POTENCIAL DE DEGRADAÇÃO POR PESTICIDAS
DAS ÁGUAS DA BACIA DO RIO ITAJAÍ

BLUMENAU

2007

Livros Grátis

<http://www.livrosgratis.com.br>

Milhares de livros grátis para download.

FABIANA DE CARVALHO ROSA

**ESTUDO DO POTENCIAL DE DEGRADAÇÃO POR PESTICIDAS
DAS ÁGUAS DA BACIA DO RIO ITAJAÍ**

Dissertação apresentada como requisito à obtenção do grau de Mestre no Curso de Mestrado em Engenharia Ambiental do Centro de Ciências Tecnológicas, da Universidade Regional de Blumenau - FURB.

Orientador: Prof. Dr. Adilson Pinheiro
Co-Orientador: Prof. Dr. Marcos Rivail da Silva

BLUMENAU

2007

Termo de aprovação

Dedico este trabalho aos meus pais,
que sempre foram um exemplo
de determinação e perseverança.
Que sempre me estimularam a seguir
meus estudos e a superar todas
as dificuldades do percurso.
E que sempre vibraram com as minhas
conquistas e com o meu crescimento.

AGRADECIMENTOS

Agradeço a todas as pessoas que possibilitaram a realização deste trabalho:

Ao Prof. Dr. Geraldo Moretto que me apoiou desde o primeiro momento.

Ao Prof. Dr. Adilson Pinheiro, pela orientação e dedicação, tornando possível a realização e conclusão deste trabalho.

Aos responsáveis técnicos dos municípios visitados, que me forneceram as informações necessárias para que este trabalho fosse realizado.

À minha família, pelo suporte emocional e carinho dedicados a mim durante todo esse período.

Ao meu namorado Alexandre, por todo o amor, apoio e compreensão neste período de tanta ausência.

A todos os meus amigos, em especial às minhas grandes amigas Anna e a Bruna, que me apoiaram e compreenderam o meu distanciamento.

A Deus, por ter me dado mais esta oportunidade de crescimento e aprendizagem, e por ter tornado a realização deste trabalho possível.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1	Comportamento do pesticida no ambiente	37
Figura 2	Localização da bacia do rio Itajaí no Estado de Santa Catarina	58
Figura 3	Solos da área de estudo e seu entorno	63
Figura 4	Pontos de coleta de amostras de águas superficiais	68
Figura 5	Pontos de coleta de amostras de águas subterrâneas	75
Gráfico 1	Potencial de lixiviação dos pesticidas pelo índice GUS	83
Gráfico 2	Potencial de lixiviação dos pesticidas pelo índice LIX	85
Gráfico 3	Risco de degradação das águas superficiais para uso pelo homem	89
Gráfico 4	Risco de degradação das águas superficiais para uso pelos organismos aquáticos	90
Gráfico 5	Risco de degradação das águas subterrâneas para uso pelo homem	90
Gráfico 6	Risco de degradação ambiental com efeitos sobre o homem por fungicidas para águas superficiais	94
Gráfico 7	Risco de degradação ambiental com efeitos sobre o homem por herbicidas para águas superficiais	94
Gráfico 8	Risco de degradação ambiental com efeitos sobre o homem por inseticidas para águas superficiais	94
Gráfico 9	Risco de degradação ambiental com efeitos sobre os organismos aquáticos fungicidas para águas superficiais	95
Gráfico 10	Risco de degradação ambiental com efeitos sobre os organismos aquáticos herbicidas para águas superficiais	95
Gráfico 11	Risco de degradação ambiental com efeitos sobre os organismos aquáticos inseticidas para águas superficiais.....	95
Gráfico 12	Risco de degradação ambiental com efeitos sobre o homem por fungicidas para águas subterrâneas	96
Gráfico 13	Risco de degradação ambiental com efeitos sobre o homem por herbicidas para águas subterrâneas	96
Gráfico 14	Risco de degradação ambiental com efeitos sobre o homem por inseticidas para águas subterrâneas	96

LISTA DE QUADROS

Quadro 1	Distribuição dos pesticidas registrados sob a vigência da “Lei dos Agrotóxicos”, de 1990 a 2000, segundo a classe de uso e a classe toxicológica	24
Quadro 2	Classificação do potencial de lixiviação conforme índice GUS ...	50
Quadro 3	Classificação do potencial de lixiviação conforme índice LIX	51
Quadro 4	Critério estabelecidos pelo EPA para avaliação do potencial de transporte de pesticidas	54
Quadro 5	Condição agrária dos produtores rurais do Alto Vale do Itajaí	60
Quadro 6	Estrutura fundiária da região do Alto Vale do Itajaí	60
Quadro 7	Distribuição do uso das terras agrícolas no Alto Vale do Itajaí ...	61
Quadro 8	Uso de pesticidas nas principais culturas do Alto Vale do Itajaí .	61
Quadro 9	Critérios utilizados para a classificação das propriedades físico-químicas pelo método SIRIS para águas subterrâneas	72
Quadro 10	Critérios utilizados para a classificação das propriedades físico-químicas pelo método SIRIS para águas superficiais	73
Quadro 11	Risco de degradação das águas em função do efeito sobre o homem	74
Quadro 12	Risco de degradação das águas em função do efeito sobre o meio aquático	74
Quadro 13	Fungicidas utilizados e respectivas culturas	79
Quadro 14	Inseticidas utilizados e respectivas culturas	79
Quadro 15	Herbicidas utilizados e respectivas culturas	80
Quadro 16	Valores dos índices LIX e GUS para os fungicidas utilizados no Alto Vale do Itajaí	81
Quadro 17	Valores dos índices LIX e GUS para os herbicidas utilizados no Alto Vale do Itajaí	82
Quadro 18	Valores dos índices LIX e GUS para os inseticidas utilizados no Alto Vale do Itajaí	83
Quadro 19	Distribuição dos potenciais de lixiviação (%) por classe de pesticida	84
Quadro 20	Distribuição dos pesticidas (%) por potencial de lixiviação	85
Quadro 21	Valor da escala de exposição dos ingredientes ativos utilizados no Alto Vale do Itajaí	88
Quadro 22	Hierarquização dos riscos de degradação das águas subterrâneas no Alto Vale do Itajaí	91

Quadro 23	Hierarquização dos riscos de degradação das águas superficiais no Alto Vale do Itajaí	92
Quadro 24	Comparação dos resultados das análises dos potenciais de lixiviação e degradação das águas para fungicidas	99
Quadro 25	Comparação dos resultados das análises dos potenciais de lixiviação e degradação das águas para herbicidas	100
Quadro 26	Comparação dos resultados das análises dos potenciais de lixiviação e degradação das águas para inseticidas	101
Quadro 27	Substâncias mais prejudiciais às culturas realizadas no Alto Vale do Itajaí	102
Quadro 28	Presença de herbicidas em águas superficiais	103
Quadro 29	Presença de herbicidas em águas coletadas em poços	103
Quadro 30	Solos dos municípios com herbicidas detectados nas águas pelo monitoramento	105

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	16
1.1 OBJETIVOS	19
1.1.1 Objetivo Geral	19
1.1.2 Objetivos Específicos	19
1.2 JUSTIFICATIVA	20
2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	22
2.1 PESTICIDAS	22
2.1.1 Classificação dos pesticidas	22
2.1.1.1 Classificação de acordo com as pragas-alvo pretendidas	22
2.1.1.1.1 Fungicidas	23
2.1.1.1.2 Herbicidas	23
2.1.1.1.3 Inseticidas	23
2.1.1.2 Outras classificações	23
2.1.2 Propriedades físico-químicas dos pesticidas	24
2.1.2.1 Solubilidade em água	26
2.1.2.2 Pressão de Vapor	27
2.1.2.3 Coeficiente de partição n-octanol-água	27
2.1.2.4 Constante de ionização ácido-base	28
2.1.2.4.1 Pesticidas com caráter de ácido fraco	29
2.1.2.4.2 Pesticidas com caráter de base fraca	29
2.1.2.5 Constante da Lei de Henry	30
2.1.3 Propriedades toxicológicas dos pesticidas	30
2.1.3.1 Concentração Letal Média (CL ₅₀) e Concentração Efetiva (CE ₅₀)	32
2.1.3.2 Fator De Bioconcentração (BFC)	32
2.1.3.3 Ingestão Diária Aceitável (IDA)	33
2.2 SOLO	34
2.2.1 Comportamento do pesticida no ambiente	36
2.2.1.1 Retenção de pesticidas no solo – coeficiente de sorção	38
2.2.1.2 Transformação de pesticidas no solo	39
2.2.1.2.1 Transformações abióticas	40
2.2.1.2.2 Transformações bióticas – biodegradação	42

2.2.1.3 Transporte de pesticidas no solo	43
2.3 ÁGUAS SUBTERRÂNEAS E SUPERFICIAIS	45
2.3.1 Potencial de degradação dos corpos d'água	46
2.3.1.1 Métodos de triagem	48
2.3.1.1.1 Índice GUS	49
2.3.1.1.2 Índice LIX	50
2.3.1.2 Avaliação do risco ambiental	51
2.3.1.2.1 Método SIRIS	53
2.3.1.3 Outros métodos	54
2.3.1.3.1 Método para avaliação do potencial de transporte de princípios ativos pelos critérios da EPA	54
2.3.1.3.2 Método GOSS para avaliação do potencial de transporte de pesticidas associados a sedimento ou dissolvidos em água	55
2.3.1.3.3 Fator de Atenuação (AF) e Fator de Retardamento (RF)	55
3 MATERIAIS E MÉTODOS	57
3.1 CARACTERIZAÇÃO DA REGIÃO	57
3.1.1 Estado de Santa Catarina	57
3.1.1.1 Bacia do Rio Itajaí	57
3.1.2 Tipos de solo encontrados na região de estudo	62
3.1.2.1 Cambissolo	62
3.1.2.2 Podzólico vermelho-amarelo	63
3.1.2.3 Solos litólicos	64
3.1.2.4 Subgrupos dos solos encontrados na área de estudo	65
3.2 METODOLOGIA	67
3.2.1 Levantamento de dados	68
3.2.2 Levantamento das características dos ingredientes ativos	70
3.2.3 Aplicação dos indicadores de potencial de lixiviação e avaliação de risco de degradação ambiental	71
3.2.4 Monitoramento das águas superficiais e subterrâneas do Alto Vale do Itajaí	75
4 RESULTADOS E DISCUSSÃO	78
4.1 ÁREAS DE CULTIVOS	78
4.2 LEVANTAMENTO DOS INGREDIENTES ATIVOS	78
4.3 POTENCIAL DE LIXIVIAÇÃO	81

4.4 RISCO DE DEGRADAÇÃO DAS ÁGUAS SUPERFICIAIS E ÁGUAS SUBTERRÂNEAS	87
4.5 COMPARAÇÃO ENTRE POTENCIAL DE LIXIVIAÇÃO E RISCO DE DEGRADAÇÃO DAS ÁGUAS SUPERFICIAIS E SUBTERRÂNEAS	98
4.6 DETECÇÃO DE PESTICIDAS EM ÁGUAS DO ALTO VALE DO ITAJAÍ	103
5 CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÃO	106
REFERÊNCIAS	108
APÊNDICES	114

RESUMO

Em todas as áreas agrícolas o uso de moléculas de pesticidas gera um risco ao meio ambiente, representado por seus recursos naturais, ar, solo, biota e águas superficiais e/ou subterrâneas. O risco pode ser entendido como a probabilidade de ocorrência de um efeito nocivo decorrente da exposição de uma entidade a um perigo, resultando em conseqüências indesejadas ou algum tipo de perda. Estudos de percepção realizados no Alto vale do Itajaí indicam a preocupação das pessoas com os riscos ambientais associados aos usos de pesticidas na agricultura. O presente trabalho envolve o levantamento dos produtos comerciais utilizados, as áreas e culturas desenvolvidas, a aplicação de indicadores de potencial de lixiviação e avaliação de risco de degradação ambiental e o monitoramento das águas superficiais e subterrâneas da área de estudo. Compara ainda, as potencialidades de contaminação das moléculas aos resultados dos monitoramentos das águas superficiais e subterrâneas realizadas em vários pontos situados no interior na área de interesse. Parte do Alto Vale do Itajaí foi fixada como área de estudo. Três indicadores foram aplicados à determinação do potencial de degradação das águas superficiais e/ou subterrâneas por pesticidas, o índice GUS, o índice LIX e o método SIRIS. Os dois primeiros índices indicam o potencial de lixiviação dos ingredientes ativos no perfil do solo em direção as águas subterrâneas. O método SIRIS permite avaliar o risco de degradação das águas superficiais e das águas subterrâneas pela aplicação de um método de hierarquização dos ingredientes ativos. O risco é considerado como uma variável de duas dimensões. Uma dimensão é a exposição que o ambiente está submetido e outro é o efeito que a substância ocasiona no ambiente. Nos anos de 2004 a 2005 foram realizadas coletas de águas em rios e em poços situados no Alto Vale do Itajaí. A freqüência de coleta foi mensal para as águas superficiais e trimestrais para as águas de poços. Constata-se que os índices GUS e LIX apresentam resultados similares na classificação do potencial de lixiviação em direção as águas subterrânea. O método SIRIS classifica poucos ingredientes ativos com risco alto ou muito alto de degradação das águas superficiais e de águas subterrâneas. O herbicida Diurom e o inseticida Carbofurano são os ingredientes ativos com risco de degradação das águas superficiais considerados como muito alto. As análises da presença dos herbicidas 2,4-D, Metsulfurom-metílico, Pirazosulfurom e Quincloraque em águas superficiais e em

águas subterrâneas resultaram em uma frequência de ocorrência muito baixa. O Metsulfurom-metílico não foi detectado em nenhuma amostra de água coletada em rios ou poços. Para águas subterrâneas, o herbicida 2,4-D foi classificado pelo método SIRIS com risco alto e Pirazosulfurom e Quincloraque com risco baixo. Para águas superficiais, o 2,4-D apresenta risco médio e o Pirazosulfurom e Quincloraque com risco muito baixo. Recomenda-se ampliar a análise de ingredientes ativos com risco alto ou muito alto de degradação das águas superficiais e das águas subterrâneas de modo a validar a classificação realizada como o método SIRIS e dos índices GUS e LIX para as culturas desenvolvidas na região do Alto Vale do Itajaí.

Palavras-Chave: Indicadores ambientais, avaliação de risco, pesticidas.

ABSTRACT

In every agricultural area the use of molecules proceeding from pesticides puts the environment in danger with respect to natural resources, air, soil, biota and superficial and/or groundwaters. The risk factor can be understood as the probability of the occurrence of a harmful effect because of the exposure of an entity to a dangerous situation resulting in undesired consequences or some kind of loss. Perception studies undertaken in the High Itajaí Valley show people's concern with environmental risks that are related to the use of pesticides substances in agriculture. This work comprises the survey of the commercial products used, of the kinds of crops and corresponding areas in which they are grown, of the leaching potential and the evaluation of environmental degradation and of the monitoring of the superficial and groundwaters in the studied area. It also compares the contamination potential of the aforementioned molecules to the results of the monitoring of the superficial and groundwaters made in several points situated inside the interest place. Part of the High Itajaí catchment was designated as the study area. Three indicators were used in order to determine the degradation potential of the superficial and groundwaters in question: the GUS index, the LIX index and the SIRIS method. The first two indicate the leaching potential of the active ingredients in the soil profile towards the groundwaters. The SIRIS method allows us to evaluate the risk of degradation of superficial and groundwaters by ranking the active ingredients. This risk is considered a two dimensional variable: one dimension is the exposure to which the environment is submitted and the other is the effect that the substance produces in the environment. From 2004 to 2005 water samples were collected from rivers and wells located in the High Itajaí catchment. The frequency of this collecting was every month for superficial waters and every three months for the well waters. It can remark that the Gus and LIX indices show similar results in the classification of the leaching potential towards the groundwater. The SIRIS method classifies few active ingredients with high or very high degradation risk to the superficial and groundwaters. The herbicide Diuron and the insecticide Carbofuran are the active ingredients whose risk factor for superficial water degradation is considered very high. The analyses to the presence of the herbicides Metsulfuron Methyl, Pyrazosulfuron and Quinclorac in superficial and groundwaters resulted in a very low frequency of occurrence. Metsulfuron Methyl was not detected in any of the water

samples collected in the wells and rivers. As far as groundwater is concerned, the herbicide 2,4-D was classified as having a medium risk factor and Pirazosulfurom and Quincloraque as having very low ones by SIRIS method. We recommended to broaden the scope of the analyses of the active ingredients with high or very high risk of degrading superficial and groundwaters in order to validate the classification under the SIRIS method and the GUS and LIX indices for the crops that are grown in the High Itajaí catchment.

Key-words: Environmental indicator, risk evaluation, pesticide.

1 INTRODUÇÃO

O meio ambiente é um meio físico suscetível de alterações pela atividade humana. Neste caso, ele é restrito à porção do espaço do sistema Terra-Atmosfera, onde se realiza o conjunto de condições físicas que asseguram o desenvolvimento da vida e, mais particularmente, da vida humana. Este espaço é caracterizado pela presença de dois fluidos – o ar e a água – cujas propriedades permitem a distribuição, ao nível do solo, da energia fornecida ao planeta pelo sol e, por conseguinte, da repartição dos climas, que, por sua vez, regula a circulação atmosférica e o ciclo da água. Compreende então, mais precisamente, a fina película atmosférica que envolve a Terra, as águas de superfícies continentais e marinhas, assim como as camadas superficiais do globo que servem de reservatório para as águas subterrâneas. O estado do sistema em um dado instante e a sua evolução com o tempo resultam das transferências de massa, de energia e da quantidade de movimento que existe entre a água, o ar e a Terra sob efeito da energia solar (BRILHANTE, 2002).

Os efeitos adversos das atividades humanas sobre o ambiente representam grande preocupação. A contaminação ambiental por substâncias químicas é consequência da grande industrialização, da utilização crescente de veículos e dos usos intensivos dos recursos naturais pela agropecuária, silvicultura e mineração (FERNICOLA et al., 2004).

A utilização de substâncias químicas com finalidade pesticida não é uma prática recente. Talvez o primeiro uso registrado de pesticidas tenha sido por cerca de 1550 a.C, quando os egípcios utilizaram substâncias químicas inespecíficas para tirar pulgas das casas (FREEDMAN, 1995).

A descoberta do poder de algumas substâncias organossintéticas para o controle de agentes indesejáveis ou nocivos, como insetos, fungos, plantas daninhas etc., proporcionou a expansão de áreas cultivadas e o aumento da produção de alimentos em todo o mundo. Em menos de 40 anos, esses produtos químicos de utilização agrônômica tornaram-se os insumos mais utilizados na produção agrícolas em larga escala, tendo seu uso se intensificado em meados dos anos 70, com a chamada Revolução Verde (LAVORENTI et al., 2003).

Em seu curso normal, a natureza é capaz de renovar-se. Entretanto, à medida que os processos de acumulação antropogênica (principalmente) de substâncias

químicas ultrapassam os limites de reciclagem do ambiente, ou se introduzem novos compostos não-degradáveis, há, sem dúvida, um grande transtorno dos sistemas biológicos (BRILHANTE; CALDAS, 2002).

A utilização de pesticidas tem aumentado substancialmente nas últimas quatro décadas e tem contribuído para ambos, rendimento da colheita e decréscimo nos custos de produção (Bowmer et al., 1998). As funções básicas dos pesticidas na agricultura incluem a elevação da produção com aumento da produtividade, a melhoria da qualidade dos produtos e a redução do trabalho e dos gastos com energia. Sem dúvida esses objetivos foram alcançados nas últimas décadas. No entanto, o uso indiscriminado e pouco criterioso de agrotóxicos trouxe e continua trazendo problemas muitos sérios para o ambiente e para a saúde humana (COUTINHO et al., 2005).

Nos tempos modernos, o uso de pesticidas tem sido expressivo. Em 1990, cerca de 300 inseticidas estavam em uso, assim como 290 herbicidas, 165 fungicidas, e outras substâncias químicas pesticidas, totalizando mais de 3.000 formulações (Hayes, 1991). A Organização das Nações Unidas para a Agricultura e Alimentação (FAO) indica que o Brasil é um dos países que mais exageram na aplicação de pesticidas nas lavouras, principalmente a horticultura. Em 2005, foram recolhidas 17.881 toneladas de embalagens vazias de agrotóxicos agrícolas, sendo o Brasil o líder mundial (SINDAG, 2006).

O Brasil encontra-se, segundo dados do SINDAG (1998), entre os dez maiores consumidores de agrotóxicos no mundo, com cerca de 250 ingredientes ativos registrados no Instituto Brasileiro de Meio Ambiente. Apesar da legislação restritiva ao uso de produtos organoclorados, o consumo de agrotóxicos triplicou nos últimos 15 anos e continua crescendo, motivo de grande apreensão (CORREIA; LANGENBACH, 2006).

Aproximadamente 120 mil substâncias químicas estão em uso e cerca de 11 mil são produzidas em quantidades superiores a 599 kg/ano. Do total de material no ambiente, só 1/1.000 é de origem antropogênica, mas isso inclui alguns compostos tóxicos e muitos outros persistentes que se acumulam nos organismos vivos em níveis perigosos. Estes compostos são os tóxicos ambientais (PAASIVIRTA, 1991 apud FERNICOLA et al., 2004).

As vendas de produtos fitossanitários no mundo chegam a cerca de 40 bilhões de dólares anuais (Foloni, 2000). Segundo dados fornecidos pela

Associação Brasileira da indústria Química, em 2004 o Brasil consumiu U\$ 4,2 bilhões de agrotóxicos. Desta forma, considerando-se o consumo em dez países que representam 70% do mercado mundial de agrotóxicos, o Brasil aparece em 4º lugar no “*ranking*” (ANVISA, 2005). Esse valor significa 43,3% a mais em faturamento do que em 2003 de acordo com o Sindicato Nacional da Indústria de Produtos para Defesa Agrícola (SINDAG). O consumo desses produtos difere nas várias regiões brasileiras, nas quais se misturam atividades agrícolas intensivas e tradicionais (COUTINHO et al., 2005).

Segundo o Sindicato Nacional da Indústria de Produtos para a Defesa Agrícola – SINDAG (2002), as dez principais culturas/usos, em ordem decrescente de valor econômico, nas quais os pesticidas são utilizados, de acordo com a classe de uso, foram: herbicidas (soja, milho, cana-de-açúcar, arroz irrigado, café, algodão, feijão, pastagem, citros, trigo), inseticidas (algodão, soja, café, milho, tratamento de semente de milho, feijão, batata-inglesa, citros, formigas, fumo) e fungicidas (café, soja, batata-inglesa, trigo, feijão, horticultura, tratamento de semente de soja, tomate envarado, citros, tomate rasteiro) (LAVORENTI et al., 2003).

Santa Catarina é apontado como o estado com maior proporção de contaminação, uma vez que 56% dos seus municípios reportaram a ocorrência de contaminação no solo por agrotóxicos. Este é o caso da bacia do Itajaí, situada na vertente Atlântica do Estado de Santa Catarina, em especial, na região do Alto Vale. A agricultura representa uma importante parcela da economia regional. E pesticidas têm sido utilizados visando aumentar a produtividade agrícola nas culturas comerciais.

Desde os anos 60, a humanidade se preocupa com o potencial de efeitos adversos dessas substâncias químicas a longo prazo, em geral, e seu potencial de risco para os ecossistemas aquáticos e terrestres, em particular (Fericola et al., 2004). O interesse e a preocupação de cientistas com o uso intenso dessas moléculas surgiram tão logo elas começaram a ser utilizadas. Nesta mesma época, já havia sessões especiais em simpósios, as quais tratavam do comportamento de pesticidas no ambiente. No entanto, no Brasil têm sido escassos os estudos nessa área, sendo pequeno também o número de publicações científicas disponíveis, cita LAVORENTI et al. (2003).

Estudos de percepção realizados no Alto vale do Itajaí indicam a preocupação das pessoas com os riscos ambientais associados aos usos de agrotóxicos na

agricultura. No entanto, poucos estudos científicos têm sido desenvolvidos visando identificar as características das moléculas empregadas, bem como a potencialidade de contaminação das águas superficiais e/ou subterrâneas.

Não há dúvidas que a produção agrícola de alguns cultivos que são especialmente vulneráveis a problemas de pestes, não seria economicamente viável sem o uso de pesticidas (Freedman, 1995). No entanto, em todas as áreas agrícolas o uso de moléculas de pesticidas gera um risco ao meio ambiente, representado por seus recursos naturais, ar, solo, biota e águas superficiais e/ou subterrâneas. O risco pode ser entendido como a probabilidade de ocorrência de um efeito nocivo (dano) decorrente da exposição de uma entidade a um perigo, resultando em consequências indesejadas ou algum tipo de perda. Medindo, assim, a potencialidade de geração destes danos.

O presente trabalho compara as potencialidades de contaminação das moléculas aos resultados dos monitoramentos das águas superficiais e subterrâneas realizadas em vários pontos situados no interior da bacia do Itajaí. As amostras de águas superficiais e subterrâneas foram coletadas ao longo de 2 anos, tendo sido determinadas nestas, as concentrações moléculas de alguns herbicidas. Visando, desta maneira, avaliar se o comportamento destas moléculas condiz àquele definido pelos métodos de predições dos riscos de degradação dos corpos d'água.

1.1 OBJETIVOS

Diante do contexto apresentado, o presente trabalho tem os seguintes objetivos:

1.1.1 Objetivo geral

Avaliar o potencial de degradação das águas superficiais e subterrâneas da bacia do rio Itajaí, devido à utilização de pesticidas em atividades agrícolas.

1.1.2 Objetivos específicos

- a) Identificar as moléculas de pesticidas utilizadas nas diferentes culturas desenvolvidas na parte superior da bacia do rio Itajaí, caracterizando-as de acordo com suas propriedades físicas, químicas e toxicológicas;

- b) Estimar o potencial de lixiviação das moléculas dos pesticidas utilizados pelos produtores agrícolas da região para as águas superficiais e subterrâneas, através da utilização de indicadores que consideram os mecanismos de transporte e os fenômenos de retenção/sorção;
- c) Estimar o risco de degradação das águas superficiais e subterrâneas, ocasionado pela utilização de pesticidas pelos produtores rurais na região, através da utilização de método que considera as características físicas, químicas e toxicológicas do ingrediente ativo utilizado;
- d) Comparar a avaliação das concentrações das moléculas de herbicidas realizadas em águas superficiais e subterrâneas da região do Alto Vale do Itajaí com os resultados obtidos através dos índices de previsão do potencial de lixiviação e do método de avaliação do risco de degradação das águas subterrâneas e superficiais.

1.2 JUSTIFICATIVA

A contaminação dos ecossistemas aquáticos vem sendo causada por um número crescente de poluentes que, uma vez despejados no ambiente, se distribuem e interagem de acordo com suas características e com as condições do meio receptor, sendo sujeitos a transformações químicas (hidrólises), físicas (fotólises) e biológicas (decomposição), podendo atingir níveis mais altos da cadeia trófica por meio da bioacumulação (BERGMAN; PUGH, 1994 apud COSTA; ESPÍNDOLA, 2002).

Quando a molécula de um determinado pesticida é aplicada no ambiente, independentemente da forma com que for realizada essa aplicação, na maioria dos casos, atinge o solo. Já no solo, a molécula pode seguir diferentes rotas, isto é, pode ser retirada pelos colóides minerais e orgânicos e a partir daí passar para formas indisponíveis, ou ser novamente liberada a solução do solo, processo conhecido por dessorção. A molécula também pode ser transformada em outras, chamadas de produtos de transformação ou metabólicos. O ponto final dessa transformação, para várias moléculas de pesticidas, é a mineralização a CO_2 , H_2O e íons minerais, o que se dá, geralmente, via microorganismos. Se a molécula se encontra na solução do solo, ela pode ser adsorvida por raízes de plantas, ou ser lixiviada para camadas subsuperficiais do perfil do solo, ou sofrer escoamento superficial ou, ainda, ser

volatilizada. Tudo isso ocorre no solo simultaneamente, em intensidades diferentes, e depende das propriedades físico-químicas da molécula, das propriedades físicas, químicas e biológicas do solo e das condições meteorológicas, constituindo um processo extremamente dinâmico (LAVORENTI et al., 2003).

Em alguns casos, menos de 0,1% da quantidade de pesticidas aplicados alcançam o alvo, enquanto o restante (99,9%) tem potencial para se mover para outros compartimentos ambientais como as águas superficiais e subterrâneas (YOUNOS apud SABIK et al., 2000). A acumulação de pesticidas, principalmente nos sedimentos dos corpos hídricos, tem trazido sérias conseqüências aos peixes, mamíferos e ecossistemas inferiores. As águas subterrâneas, o solo e grande parte das águas superficiais estão contaminados pela presença de nitrogênio, fosfato e potássio provenientes em grande parte da agricultura. Assim como substâncias dificilmente biodegradáveis constituem igualmente uma ameaça para a qualidade do solo e dos lençóis freáticos (BRILHANTE, 2002).

Os recursos hídricos agem como integradores dos processos biogeoquímicos de qualquer região. Sendo assim, quando os pesticidas são introduzidos, os recursos hídricos, sejam superficiais ou subterrâneos, aparecem como o principal destino final. Na maioria das vezes, a concentração dos pesticidas em água é baixa, em parte por serem, geralmente, pouco solúveis e em parte devido ao efeito de diluição. Entretanto, mesmo nestas concentrações, tais produtos representam riscos para algumas espécies de organismos aquáticos, que podem concentrá-los em até 1000 vezes (FERRAZ, 1996 apud FERRACINI et al., 2003).

Uma abordagem atual para prognosticar o potencial de poluição da água é estimar a tendência inerente que cada substância tem de sofrer percolação ou escoamento com base em suas propriedades físicas e químicas. Um índice numérico desta tendência é então combinado com condições de uso e local (clima, solo, modo de aplicação) para determinar o potencial de poluição sob estas condições (HORNSBY et al., 1996).

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

A revisão bibliográfica deste trabalho visa definir os conceitos dos componentes envolvidos em todo o processo, bem como esclarecer as relações que ocorrem entre os mesmos.

2.1 PESTICIDAS

Pesticidas são substâncias químicas, em geral sintéticas, das quais a composição elementar e a estrutura apresentam uma grande variedade. O conhecimento da composição e da estrutura é indispensável à compreensão das suas propriedades que determinam sua evolução no meio ambiente.

A denominação pesticida é dada à substância ou à mistura de substâncias destinadas a prevenir a ação ou destruir direta e indiretamente insetos, ácaros, roedores, ervas daninhas, bactérias e outras formas de vida animal ou vegetal dadas como prejudiciais (SANCHES et al., 2003).

2.1.1 Classificação dos pesticidas

A classificação dos pesticidas constitui tema de controvérsia, pois várias denominações têm sido empregadas para designar sua ação (defensivos agrícolas, biocidas, pesticidas, praguicidas e agrotóxicos) (Lara; Batista, 1992 apud Sanches et al., 2003). Pela legislação brasileira, tais compostos são denominados de “agrotóxicos” e classificados como inseticidas, fungicidas e herbicidas (SANCHES et al., 2003).

2.1.1.1 Classificação de acordo com as pragas-alvo

Conforme a ação sobre os organismos vivos, os pesticidas são classificados em inseticidas, fungicidas e herbicidas (CALVET et al., 2005).

2.1.1.1.1 Fungicidas

Os fungicidas são usados para proteger plantas de lavoura e animais de patógenos fúngicos (Freedman, 1995). Eles afetam os processos respiratórios, os estimuladores de defesas naturais e as biosínteses (CALVET et al., 2005).

2.1.1.1.2 Herbicidas

Os herbicidas são usados para matar ervas daninhas, assim como para liberar as plantas desejadas da lavoura de competição (Freedman, 1995). Eles afetam a fotossíntese propriamente dita, os inibidores de síntese de lipídeos, síntese de ácidos, perturbam a regulação da auxina, inibição de divisão celular e enzimas, desregulam o pH dos diferentes compartimentos celulares e perturbam o crescimento (CALVET et al., 2005).

2.1.1.1.3 Inseticidas

Os inseticidas são usados para matar insetos pestilentos e vetores de doenças humanas mortais, tais como malária, febre amarela, tripanossomíase, praga, e tifo (Freedman, 1995). Eles agem sobre o sistema nervoso, sobre a respiração e interferem ao nível cutâneo (CALVET et al., 2005).

2.1.1.2 Outras classificações

Os pesticidas podem ser classificados quanto à finalidade (aficida, ovicida, larvicida, raticida, formicida, acaricida, inseticida, entre outros) e quanto ao modo de ação (ingestão, contato, microbiano e fumegante) sendo possível o enquadramento em mais de uma classe. Os pesticidas podem ser classificados também, em função das suas características químicas, em pesticidas inorgânicos (foram os primeiros a ser utilizados; eles são em pequeno número, como o enxofre, o cobre e o clorato de sódio), os pesticidas organometálicos (são as moléculas constituídas por um complexo envolvendo um metal, como o zinco e o magnésio, e um ânion orgânico) e os pesticidas orgânicos (estes são os principais e se dividem em várias famílias químicas). Os pesticidas orgânicos, que apresentam átomos de carbono em sua

estrutura, constituem o maior grupo de produtos com alta atividade fisiológica. As principais classes desses compostos são os organoclorados (OC) e os organofosforados (OF) (CAVALHEIROS, 1993).

Quanto às classes toxicológicas, os pesticidas estão divididos em quatro grupos. A classe I (rótulo vermelho) abrange os compostos considerados altamente tóxicos para seres humanos; a II (rótulo amarelo) os mediamente tóxicos, a III (rótulo azul) os pouco tóxicos e a IV (rótulo verde) os compostos considerados praticamente não-tóxicos para seres humanos (SANCHES et al., 2003).

O Quadro 1 apresenta a distribuição dos pesticidas conforme sua classificação toxicológica, considerando apenas os produtos comerciais registrados após a “Lei de Agrotóxicos”. Verifica-se que 41,4% destes produtos estão caracterizados como classes I e II, as quais são tidas como de maior periculosidade. Os inseticidas distribuem-se de maneira praticamente uniforme entre as 3 classes toxicológicas. Pode verificar ainda, que 72,3% dos fungicidas e 60,4% dos herbicidas encontram-se nos níveis III e IV, os quais indicam baixo potencial toxicológico.

Classe de Uso	Classe Toxicológica*									
	I		II		III		IV		Total	
	Quant	%	Quant	%	Quant	%	Quant	%	Quant	%
Inseticidas	49	25,3	47	24,2	41	21,1	57	29,4	194	100,0
Fungicidas	11	12,2	14	15,6	33	36,7	32	35,6	90	100,0
Herbicidas	20	13,4	39	22,6	57	38,3	33	22,1	149	100,0
Outros	04	14,3	07	25,0	05	17,9	12	42,9	28	100,0
Total	84	18,2	107	23,2	136	29,5	134	29,1	461	100

Quadro 1 - Distribuição dos pesticidas registrados sob a vigência da “Lei dos Agrotóxicos”, de 1990 a 2000, segundo classe de uso e a classe toxicológica.

* Classe toxicológica: I - Extremamente tóxico; II - Altamente tóxico; III - Medianamente tóxico; IV - pouco tóxico.

Fonte: GARCIA et al., 2005

2.1.2 Propriedades físico-químicas dos pesticidas

A estrutura química do ingrediente ativo do pesticida governa a sua dinâmica no ambiente, tais como a sua eficácia e eficiência no controle das pragas e doenças das culturas, sua mobilidade e sua degradabilidade (EMBRAPA, 2004 a).

Cada pesticida, em virtude do tipo e número de átomos que o compõem e do seu arranjo estrutural, possui uma série específica de propriedades físico-químicas (Lavorenti et al., 2003). A importância do conhecimento das propriedades físico-químicas das substâncias se expressa em dois aspectos importantes: entendimento das rotas de destino e transporte das substâncias entre os diversos compartimentos, e inferência sobre os fenômenos toxicocinéticos e toxicodinâmicos nos organismos vivos (Chasin; Pedrozo, 2004). Os efeitos das substâncias químicas estão relacionados aos seus processos físicos, químicos e biológicos no ambiente (FERNICOLA et al., 2004).

A intensidade do uso de pesticidas (considerando os efeitos que causam ao ambiente e à saúde humana) requer o conhecimento de suas principais propriedades físicas e químicas para prever interações com o solo e a possibilidade de degradação e transporte, quando dissolvidos em água ou associados aos sedimentos (CARVALHO et al., 2000).

As propriedades físico-químicas dos agentes químicos determinam seu transporte entre as diferentes fases do meio ambiente. Esse transporte está condicionado a processos físicos abióticos, como a movimentação das massas de ar e água ou a difusão, e a fatores bióticos. Por conveniência, o meio ambiente pode ser dividido em quatro compartimentos distintos, mas interligados: ar (atmosfera), água superficial (hidrosfera), superfície terrestre (principalmente solo ou litosfera) e organismos vivos (biosfera). A movimentação dos contaminantes na água e no ar e por meio da interface entre diferentes compartimentos é determinada por processos físicos relacionados às propriedades químicas dos compartimentos ambientais e dos contaminantes (CHASIN; PEDROZO, 2004).

Para Lavorenti et al. (2003), as principais propriedades físico-químicas relacionadas ao seu comportamento ambiental são: solubilidade em água (S_w), pressão de vapor (P), coeficiente de partição n-octanol- água (K_{ow}), constante de ionização ácido (pK_a) ou base (pK_b) e constante de Henry (K_H).

A seguir serão descritas as propriedades citadas pelos diferentes autores, assim como outras propriedades que foram necessárias para realizar a avaliação do potencial de lixiviação através dos índices GUS e LIX e da avaliação do risco de degradação ambiental através do modelo SIRIS (descritos posteriormente).

2.1.2.1 Solubilidade em água

Das várias propriedades que afetam o destino de pesticidas no solo, a solubilidade é uma das mais importantes. Pesticidas altamente solúveis, com algumas exceções, tendem a apresentar baixos coeficientes de sorção em solos e sedimentos, em razão da baixa afinidade aos colóides (Lavorenti et al., 2003). É um importante fator na determinação da tendência da mobilidade do pesticida através dos perfis do solo juntamente com a água infiltrante e sobre ele, junto ao escoamento. Isto porque, pesticidas altamente solúveis em água escoam ou são lixiviados mais rapidamente que os pesticidas menos solúveis (ZHU, 2003). Assim, quando os pesticidas apresentarem baixa retenção ao solo, eles tendem a ser mais suscetíveis à movimentação vertical em seu perfil (Roberts; Hudson, 1999). Assim, esta propriedade do pesticida influencia diretamente no potencial de risco de degradação do ambiente aquático. Quanto maior a solubilidade, maior a probabilidade de um pesticida ser lixiviado ao corpo d'água e de ser percolado às águas subterrâneas.

A solubilidade em água afeta o equilíbrio da partição pelo controle das concentrações no meio difuso ar/água, como também afeta as velocidades de processos de transferência como a evaporação do agrotóxico que está presente no solo ou na água para o ar, ou a absorção, pelo peixe, do produto que está presente na água. Assim, ela é um indicativo da facilidade do princípio ativo em lixiviar (BLANCO, 1979 apud EMBRAPA, 2004 a).

A solubilidade de um composto é definida como a concentração saturada de um composto em água em uma dada temperatura e pressão (Montgomery, 1997). Acima dessa concentração, duas fases distintas ocorrerão (Lavorenti et al., 2003). A solubilidade de uma substância química pura em água pura a temperatura ambiente (normalmente 20°C ou 25°C) é dada em miligramas de soluto por litro de água (HORNSBY et al, 1996).

A influência da temperatura na solubilidade dos pesticidas depende do estado físico destes. De modo geral, pode-se dizer que, se o pesticida estiver no estado líquido, a temperatura terá pequena influência na sua solubilidade. Porém a solubilidade pode chegar, no máximo, a dobrar o seu valor com o aumento da temperatura. Se estiver no estado sólido, o aumento da temperatura aumenta a solubilidade do pesticida. E se estiver no estado gasoso, o aumento da temperatura

diminui a solubilidade do pesticida (SCHWARZENBACH et al., 1993 apud LAVORENTI et al., 2003).

Valores de solubilidade estão disponíveis para a maioria dos pesticidas, embora freqüentemente a qualidade de muitos dos dados seja desconhecida. Em alguns casos a solubilidade de um composto similar é usada como uma estimativa (HORNSBY et al, 1996).

2.1.2.2 Pressão de vapor

Pressão de vapor é uma medida da tendência de volatilização do pesticida em seu estado normal puro (sólido ou líquido), e deve ser útil na estimativa do tempo de vida de depósitos de aplicação foliar e no solo. É também utilizada com coeficiente de sorção do solo e solubilidade aquosa para comparar a “tendência de escape” do composto de um compartimento ambiental para outro. Seu valor, em uma temperatura próxima a 25°C é dado em mm (milímetros) de mercúrio, a unidade mais frequentemente utilizada (HORNSBY et al, 1996). A pressão de vapor eleva-se com o aumento da temperatura (CHASIN; PEDROZO, 2004).

De forma geral, pesticidas com valores de $P > 10^{-2}$ mm Hg (1mm Hg = 133 Pa) são considerados muito voláteis a temperatura ambiente (ao redor de 25°); de $10^{-4} \leq P \leq 10^{-3}$, medianamente voláteis; de $10^{-7} \leq P \leq 10^{-5}$, pouco voláteis; e $P < 10^{-8}$, não voláteis (Deuber, 1992). No entanto, o valor da pressão de vapor não indica qual taxa o pesticida se volatilizará (LAVORENTI et al., 2003).

O fato de uma molécula de pesticida passar para o estado gasoso não indica que ela se transformou, isto é, que tenha alterado sua estrutura química. Ela mudou apenas de estado físico ou de fase, mas continua sendo a molécula original (LAVORENTI et al., 2003).

2.1.2.3 Coeficiente de partição n-octanol-água

O coeficiente de partição n-octanol-água é uma propriedade muito importante nos estudos relacionados ao destino de moléculas orgânicas no ambiente, pois mede o caráter hidrofóbico/hidrofílico da molécula. Valores de K_{ow} são expressos, normalmente, na forma logarítmica $\log K_{ow}$ (Lavorenti et al., 2003). O coeficiente de partição n-octanol-água de uma substância é definido como a razão entre a

concentração do soluto na fase n-octanol saturado em água e a concentração do soluto na fase aquosa saturada em n-octanol (MONTGOMERY, 1997).

Chasin; Pedrozo (2004) descrevem que o coeficiente de partição é determinado pela razão entre a partição na fração lipídica (expressa pela solubilidade no octanol) e a partição na fração aquosa. Sendo que o coeficiente de partição será maior quanto menor for a polaridade da substância. Esse valor é utilizado para prever a distribuição ambiental e a bioconcentração dos contaminantes.

Pesticidas lipofílicos, com valores de $\log K_{ow}$ elevados ($>4,0$), tendem a se acumular nos materiais lipídicos, assim como na fração orgânica do solo, e, portanto, apresentam baixa mobilidade no solo. E pesticidas hidrofílicos, com valores de $\log K_{ow}$ baixos ($<1,0$), são mais solúveis em água e, portanto, não são atraídos aos materiais lipídicos, apresentando desse modo baixa sorção ao solo/sedimento e baixa bioconcentração em relação à vida aquática (MONTGOMERY, 1997).

2.1.2.4 Constante de ionização ácido/base

O potencial de ionização de um composto é definido como a energia requerida para remover um dado elétron da órbita atômica de uma molécula e é expresso em elétrons volts (eV) (Montgomery, 1997). As constantes de ionização ácido/base (K_a e K_b) das moléculas que possuem caráter de ácido fraco ou base fraca, respectivamente, representam a tendência do pesticida em se ionizar. Os valores destas constantes indicam dentro de qual faixa de pH da solução do solo o pesticida se ionizará. Isto é importante, pois as formas ionizadas de pesticidas se comportam diferentemente das não-ionizadas (neutras). Os valores de K_a ou K_b tem sido convertidos em pK_a ou pK_b ($pK = -\log K$), os quais são comumente apresentados nos estudos de comportamento de pesticidas no solo (LAVORENTI et al., 2003).

Pesticidas ácidos ou básicos são aqueles pesticidas que são capazes de dissociação em íons na água, dentro da escala ambiental normal solo/água de pH de 5 – 8. Podemos definir pesticidas ácidos e básicos como pesticidas cujas formas neutras (moleculares) são capazes de formar íons carregados negativa ou positivamente, respectivamente. Quando e se o pH da solução os permitir fazer assim, as formas ionizadas se comportam diferentemente dos pesticidas não-

iônicos. Quase um terço dos ingredientes ativos no uso atual são capazes de ionização, limitando seriamente as generalizações feitas sobre pesticidas, que se aplicam somente para compostos não-polares. Constantes de ionização ácido e base, a qual representa a força da tendência de uma substância química para ionizar, são assim, informações essenciais, indicando se e em qual taxa de pH um pesticida é iônico (HORNSBY et al, 1996).

2.1.2.4.1 Pesticidas com caráter de ácido fraco

Pesticidas ácidos são aqueles cujas fórmulas moleculares (neutras) são capazes de doar um ou mais prótons e formar íons com cargas negativas. Quando o valor do pH do meio for duas ou mais unidades superior ao valor de pK_a do pesticida, pode-se verificar que mais de 99% das moléculas estarão na forma aniônica, a qual, normalmente, apresenta maior mobilidade no perfil do solo. Isso tem implicação prática em solos onde são feitas calagens para elevar o pH do solo e são usados pesticidas ácidos na área, pois pode haver maior predisposição dessas moléculas a lixiviação para o lençol freático (LAVORENTI et al., 2003).

2.1.2.4.2 Pesticidas com caráter de base fraca

Pesticidas básicos são aqueles cujas formas moleculares são capazes de receber um ou mais prótons e formar íons com cargas positivas (LAVORENTI et al., 2003).

Segundo Lavorenti (2003), é possível calcular as concentrações do pesticida básico nas formas não-dissociada (molecular) e associada (catiônica) em um dado valor de pH, a partir do valor de pK_b :

Se o $pH_{(solução\ do\ solo)} = pK_b_{(pesticida)}$, há tendência de o pesticida se apresentar com concentração maior na forma catiônica em $pH = pK_b \leq 6$ ou na forma molecular em $pH = pK_b \geq 8$. as concentrações de ambas as formas serão iguais apenas em $pH = 7$.

Se o $pH_{(solução\ do\ solo)} < pK_b_{(pesticida)}$, há tendência de o pesticida se apresentar com concentração maior na forma catiônica em $pH \leq 5$ ou na forma molecular em $pH \geq 7$.

Se o $\text{pH}_{(\text{solução do solo})} > \text{p}K_b(\text{pesticida})$, há tendência de o pesticida se apresentar com concentração maior na forma catiônica em $\text{pH} \leq 7$. Isso ocorre principalmente com uma ou mais unidades de pH acima do valor de $\text{p}K_b$ do pesticida básico. Nessas condições, o pesticida tem grandes probabilidades de ficar sorvido aos componentes do solo e não ser transportado para outras partes do ambiente. Em valores de $\text{pH} \geq 8$, pode haver equilíbrio entre as concentrações das formas catiônicas e moleculares à medida que o pH aumenta, observando sempre valores de $\text{p}K_b$ menores que o pH da solução do solo.

2.1.2.5 Constante da Lei de Henry

Algumas vezes referido como o coeficiente de partição ar-água, a constante da lei de Henry (K_H) é definida pela relação entre a pressão parcial de um composto no ar e a concentração do composto em água em uma dada temperatura sob condições equilibradas, pois a taxa de volatilização aumentará com o aumento da temperatura (MONTGOMERY, 1997).

Quanto maior o valor de K_H , maior é o potencial de volatilização da molécula (Lavorenti et al., 2003). De acordo com Lyman et al. (1982) apud Lavorenti et al. (2003), a molécula apresenta baixa volatilidade se $K_H < 10^{-7} \text{ atm m}^3 \text{ mol}^{-1}$. Entre 10^{-7} e 10^{-5} , a volatilidade é média. A partir de 10^{-5} , esse potencial começa a ser considerável; acima de 10^{-3} , a volatilização torna-se extremamente importante.

A constante da Lei de Henry é a relação da pressão parcial do soluto no ar em equilíbrio com a concentração na água. É expressa em $\text{Pa.m}^3.\text{mol}^{-1}$ ou em $\text{atm.m}^3.\text{mol}^{-1}$ e descreve a partição do pesticida entre o ar e a água que é essencialmente um balanço das solubilidades do pesticida entre o ar e a água (Shiu, 1990 apud EMBRAPA, 2004 a). A constante da lei de Henry vai definir a tendência de um pesticida em volatilizar da solução para o ar, sendo que um alto valor para esta constante favorece a volatilização e os produtos que tenham baixo valor para esta constante podem persistir no solo ou na água.

2.1.3 Propriedades toxicológicas dos pesticidas

A presença de determinada substância no meio ambiente não é condição *si ne qua non* para a promoção e observação de efeitos nocivos a ela associados. A

expressão da toxicidade de uma substância química depende das características da exposição e de seu comportamento no meio ambiente e no sistema biológico (Azevedo; Chasin, 2004). E por isso, além das propriedades físico-químicas da substância química, deve-se considerar a magnitude, duração e frequência da exposição, via de introdução e suscetibilidade dos sistemas biológicos intra e interespecies em relação a ela (CHASIN; PEDROZO, 2004).

Técnicas baseadas em análises químicas haviam sido, até recentemente, a base da maioria dos protocolos de monitoramento de qualidade de água para avaliação de contaminação por pesticidas. Técnicas biológicas para avaliar a qualidade da água, tais como bioensaios e ecotoxicologia, estão assumindo grande importância no reconhecimento do fato que a qualidade de água é refletida no tipo e abundância da biota aquática que está presente. Entretanto, a combinação de ambas as técnicas é requerida para avaliar completamente o impacto dos pesticidas no ambiente aquático e para identificar a provável causa (BOWMER et al., 1998).

A função precípua da Toxicologia é conhecer o risco de ocorrência do efeito tóxico (Chasin; Azevedo, 2004). E o propósito da avaliação da toxicidade é ponderar as evidências disponíveis referentes ao potencial de determinada substância química de causar efeitos adversos em indivíduos expostos e prover, sempre que possível, uma estimativa da relação entre a extensão da exposição e o aumento ou severidade do efeito adverso (Usepa, 2002 apud Chasin; Azevedo, 2004). Esta avaliação é realizada, por intermédio de estudos em animais e se baseia no fato de que, em alguns casos, os efeitos em humanos podem ser inferidos a partir dos observados em estudos com animais em laboratórios. Nos estudos de ecotoxicidade, avaliam-se os efeitos causados às espécies-teste, por meio da exposição de organismos representativos do ambiente às várias concentrações de uma ou mais substâncias, por período determinado. Em razão da multiplicidade de espécies existentes e das inúmeras relações de dependência entre elas, preconiza-se que os testes sejam realizados com, no mínimo, três organismos pertencentes a diferentes níveis tróficos. Deve-se considerar também, que diferenças na expressão da toxicidade em decorrência das diferenças entre os sexos também ocorrem (CHASIN; AZEVEDO, 2004).

O conhecimento ecotoxicológico obtido por método apropriado permite avaliar a extensão do risco - do que decorrerá a definição de limites e padrões de qualidade; estipular metodologias de vigilância e rastreamento da presença de

substâncias tóxicas, possibilitando prever a mobilização, a acumulação e a biomagnificação desses agentes; orientar a prática de medidas de remediação no que concerne a sua pertinência, eficiência e eficácia (FERNICOLA et al., 2004).

2.1.3.1 Concentração Letal Média (CL₅₀) e Concentração Efetiva (CE₅₀)

Toxicidade aguda causa uma mortalidade mensurável em um curto período de tempo. As concentrações dissolvidas de um pesticida resultando em toxicidade aguda são geralmente avaliadas a partir de testes laboratoriais e são relatados como a concentração que resulta em 50% de mortalidade (CL₅₀) em um dado período de tempo, tal como 24, 48 ou 96 horas (Bowmer et al., 1998). Ou seja, a CL₅₀ é uma indicação da concentração que causa efeito letal em 50% dos organismos após um determinado período de exposição (DIAS et al., 2006). O índice que expressa a toxicidade aguda (CL₅₀) é um valor virtual estatisticamente obtido, um valor calculado que representa a melhor estimativa da dose necessária para produzir a morte em 50% dos animais (CHASIN; AZEVEDO, 2004).

Toxicidade crônica geralmente envolve efeitos subletais, tais como deformidades físicas e redução da fertilidade. É relatada como a concentração que ocasiona determinados sintomas ou efeitos em 50 % de uma população teste (CE₅₀) (BOWMER et al., 1998). A concentração efetiva (CE₅₀) indica a concentração que causa imobilidade (em *Daphnias*, por exemplo) a 50% dos organismos após um determinado período de exposição (DIAS et al., 2006).

2.1.3.2 Fator de Bioconcentração (BFC)

Bioconcentração (ou bioacumulação) pode ser conceituada como a rede de absorção das substâncias pelos microorganismos, plantas ou animais a partir do seu entorno (água, sedimento, solo e dieta) e sua extensão é determinada pela espécie específica do agente. A concentração das substâncias na biota é determinada pelo equilíbrio entre absorção, transformação e excreção, o que, portanto, depende da substância e do organismo. O Fator de Bioconcentração (BFC) é determinado experimentalmente. Propriedades que alteram a disponibilidade da substância no meio alterarão, portanto, a bioconcentração desta substância (CHASIN; PEDROZO, 2004).

De forma geral, o fator de bioconcentração de um composto num organismo consiste no coeficiente de partição do composto entre o organismo e o meio em que se encontra. No estado de equilíbrio estacionário, esse parâmetro é o quociente entre a concentração no organismo e a concentração no meio. Assim, o valor numérico do BCF indica o grau de partição do poluente entre o organismo e o meio (PARAÍBA et al., 2006).

O fator de bioconcentração é definido como a razão da substância química acumulada no tecido para a concentração em água. Geralmente, altos fatores de bioconcentração tendem a estar associados a compostos muito lipofílicos. Inversamente, baixos fatores de bioconcentração estão associados a compostos tendo alta solubilidade em água (MONTGOMERY, 1997).

A habilidade de um pesticida de bioconcentrar pode ser predita a partir de medidas do coeficiente de partição octanol-água (K_{ow}), isto porque o octanol possui propriedades solventes similares a dos tecidos lipídicos, nos quais os pesticidas tendem a acumular. Tipicamente, pesticidas com uma forte tendência a bioconcentrar possuem altos valores de $\log K_{ow}$ (>4). Para que a bioconcentração ocorra, o pesticida precisa também ser resistente a degradação e, conseqüentemente, ter um tempo de meia-vida longo (BROWMER et al., 1998).

2.1.3.3 Ingestão Diária Aceitável (IDA)

A Ingestão Diária Aceitável (IDA) de um produto químico é a estimativa da quantidade de uma substância em um alimento e/ou bebida-água, expressa sobre uma base de peso corpóreo, que pode ser ingerida diariamente durante toda a vida sem causar risco apreciável para a saúde do consumidor. É usualmente expressa em miligramas e/ou microgramas da substância por quilograma de peso corpóreo (padrão humano adulto = 60 kg) (DANTAS, 2003).

Chega-se ao valor de IDA da seguinte maneira: $IDA = NOEL / FS$, onde *NOEL* (No Observed Effect Level) é considerado como a dose experimental na qual não tenham sido observados efeitos adversos da substância avaliada sobre a espécie animal mais sensível, expresso em mg/kg e/ou $\mu\text{g}/\text{kg}$ de peso corpóreo. E *FS* é o Fator de Segurança arbitrário que procura considerar, entre outros, as diferenças de sensibilidade entre e intra-espécies e a heterogeneidade da população humana. Usualmente tem o valor de 100 no caso do NOEL ser derivado de estudos de longo-

prazo em animais, e/ou em estudos de curto prazo com altas doses, pois assume-se que os humanos são 10 vezes mais sensíveis do que os animais usados nos testes e que a variação de sensibilidade na população humana atinge um intervalo de 10 vezes. No entanto, em alguns casos o FS de 100 é considerado insuficiente, podendo-se aplicar valores mais altos de 200, 500, 1000 e 2000, por exemplo, em casos de estudos incompletos e inadequados, ou quando efeitos irreversíveis são observados como teratogênese e carcinogênese (DANTAS, 2003).

Outra maneira de calcular a IDA é utilizar, ao invés de NOEL, doses efetivas mais baixas, como as DE₁₀ e DE₅₀. Este método é denominado como dose de referência e utiliza preferencialmente, dados próximos a dose-resposta extrema observada, porém, necessita ainda, da aplicação do fator de segurança. Desta maneira, pode-se fazer uma previsão mais precisa do risco associado a doses baixas, mas o resultado pode não diferir daquele baseado em NOEL (FAO, 2007).

Os órgãos de saúde devem ajustar a IDA de acordo com a gravidade e irreversibilidade do efeito ocasionado. As diferenças entre os valores adequados encontrados para IDA constituem um importante problema na gestão de riscos (FAO, 2007).

2.2 SOLO

Os pesticidas podem atingir o solo diretamente, através da aplicação sobre sua superfície, indiretamente, quando aplicados sobre as plantas, ou ainda, por contaminação aérea. No solo, os processos de adsorção, lixiviação, volatilização e degradação biótica e abiótica, assim como a translocação na planta, determinam o grau de biodisponibilidade, a forma e a intensidade dos efeitos nocivos da poluição (Schroll Et Al., 1992 apud Correia; Langenbach, 2006). Assim como as propriedades dos pesticidas, as propriedades do solo também são importantes, tendo em vista que cada solo tem uma habilidade característica para adsorver pesticidas (ZHU, 2003).

As características do solo interferem de maneira direta e indireta no comportamento dos pesticidas no solo. A quantidade de matéria orgânica, a textura e a estrutura, que resultam na porosidade de um solo, são fatores de extrema importância na determinação do comportamento dos agentes contaminantes no ambiente (Filizola et al., 2002). O solo apresenta porosidade variada, e geralmente

esses poros se encontram preenchidos por gases ou fluídos. Os contaminantes movimentam-se por difusão por intermédio desses fluidos ou da movimentação da água pelos espaços entre as partículas de solo (CHASIN; PEDROZO, 2004).

No solo a capacidade de troca catiônica influencia a movimentação das substâncias químicas. Ela pode ser definida como a quantidade de cátions necessária para neutralizar as cargas negativas de uma quantidade unitária de solo em determinadas condições, principalmente para um determinado pH. Embora outros materiais do solo possam contribuir apreciavelmente para a capacidade de troca, esta é devida muito principalmente aos minerais de argila e aos colóides orgânicos do solo (COSTA, 2004).

De maneira geral pode-se dizer que a capacidade de troca catiônica dos minerais de argila é independente do pH enquanto este seja inferior a cerca de 5. A partir de cerca de pH 6, aumentam as cargas negativas dependentes do pH, de modo que a capacidade de troca catiônica cresce progressivamente, atingindo o máximo para pH à volta de 10 (COSTA, 2004).

Em geral, a adição de matéria orgânica ao solo tende a elevar a capacidade de troca deste, provocando ao mesmo passo, redução do grau de saturação de bases, por não apresentar bases em proporção suficiente para contrabalançar a elevação da capacidade de troca. Se o meio não é rico em bases, o complexo coloidal do solo fica com menor proporção de bases de troca, em relação à capacidade de troca, do que se verificava antes da adição de matéria orgânica e, portanto, com pH mais baixo (COSTA, 2004).

A capacidade de troca catiônica da matéria orgânica do solo é devida provavelmente apenas a cargas negativas dependentes do pH. Segue-se, portanto, que, por via de regra, a elevação do nível de matéria orgânica do solo tenderá a aumentar a capacidade de troca deste. O efeito das duas frações, mineral e orgânica, não é, porém, puramente aditivo (COSTA, 2004).

A estrutura do solo determina a taxa de infiltração. Infiltração rápida da água pode mover os pesticidas da superfície mais profundamente no solo, devido ao fato deles terem menos tempo para sorção. Solos que adsorvem fracamente pesticidas e tem uma taxa infiltração rápida são mais sensíveis à poluição das águas subterrânea que solos que adsorvem pesticidas fortemente e tem uma taxa de infiltração lenta (ZHU, 2003).

A sorção do solo e a taxa de infiltração também determinam a perda de pesticidas no escoamento. Solos com taxa de infiltração lenta podem ser mais propensos ao escoamento, tendo em vista que mais água permanecerá na superfície. Pesticidas adsorvidos ao solo não serão perdidos com a lixiviação. Entretanto, se escoamento resulta em uma erosão do solo, pesticidas adsorvidos à superfície do solo também serão transportados. A textura do solo afeta o movimento da água como carreadora de pesticida, e indiretamente a adsorção da substância química nas partículas do solo (ZHU, 2003).

Grande parte dos pesticidas é sorvida pela matéria orgânica (Khan, 1980 apud Filizola Et Al., 2002). Solos com grande quantidade de argila ou matéria orgânica tendem a adsorver melhor os pesticidas que solos arenosos, pobres em matéria orgânica. Adicionalmente, a matéria orgânica serve como substrato nutritivo para microorganismos ativos na degradação de resíduos. Quanto mais material orgânico houver, maior adsorção e degradação ocorrem, e a probabilidade de lixiviação é amplamente reduzida (DEUBERT, 1990 apud ZHU, 2003).

A interação de solos e pesticidas freqüentemente tem dificultado a avaliação do comportamento de um determinado pesticida no ambiente. Estes compostos apresentam propriedades como meia-vida (DT_{50}), coeficiente de adsorção à matéria orgânica (K_{oc}) e solubilidade, que interagem com as propriedades dos solos tais como teor da matéria orgânica, potencial de erosão e propriedades hidráulicas (GOSS, 1992).

2.2.1 Comportamento do pesticida no ambiente

Ao atingir o solo, uma determinada molécula de pesticida pode seguir diferentes rumos. Ela pode ser absorvida pelas plantas e manifestar seu mecanismo de ação - o que é desejável, pode ser transformada, pode ser retida e, caso nenhum desses processos ocorra, pode ser transportada para diferentes compartimentos do ambiente (LAVORENTI et al., 2003).

Seguindo a entrada de pesticidas no sistema do solo, vários processos físicos, químicos, físico-químicos e biológicos determinam seu comportamento. A Figura 1, apresenta a complexidade de interação dos processos relacionados ao comportamento dos pesticidas no ambiente.

Os processos de retenção, transformação e transporte e as interações destes processos norteiam a dinâmica de um pesticida no solo. Além da variedade de processos envolvidos na determinação do comportamento do pesticida, muitos fatores podem afetar as cinéticas dos processos (SPADOTTO et al., 2002 a).

Os processos de retenção são resultantes da interação entre a molécula do pesticida e a partícula do solo, podendo ser reversíveis ou não. São frequentemente descritos como adsorção. Esses processos podem retardar ou acelerar o movimento do produto em diferentes profundidades do solo, influenciando, dessa forma, na sua disponibilidade e interação com outros processos, principalmente os relacionados às transformações bioquímicas e à erosão (CHENG, 1990).

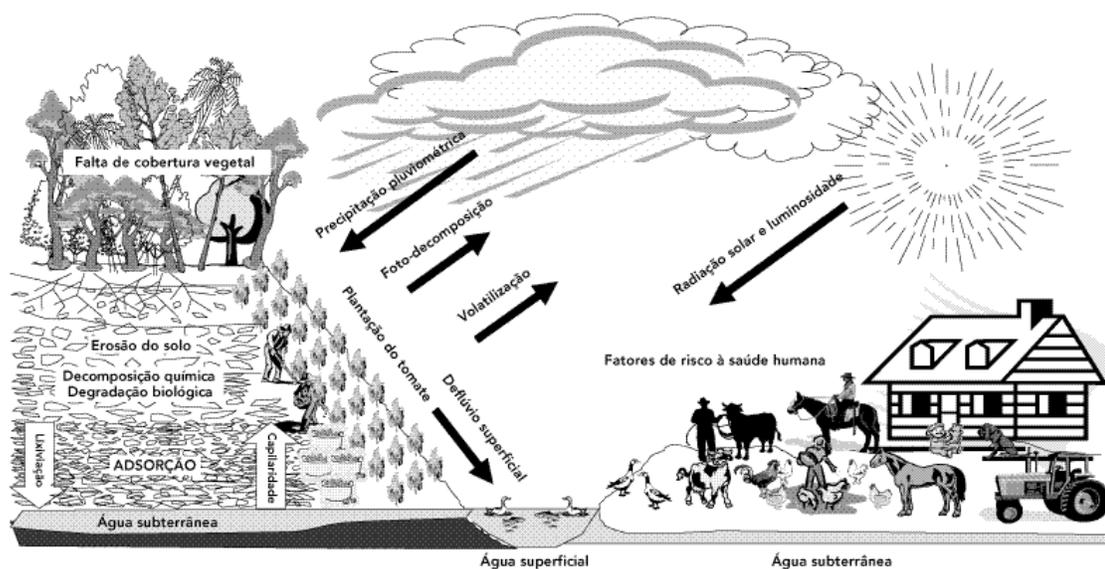


Figura 1 - Comportamento do pesticida no ambiente.
Fonte: Veiga et al. (2006).

Os processos de transformação podem ser de natureza química (catálise, fotoquímica) ou biológica (microorganismos), encontrados naturalmente no ambiente ou induzidos. Alguns pesticidas sofrem transformações bioquímicas em decorrência da ação de microorganismos degradadores ou metabolizadores das moléculas dos princípios ativos dos produtos. As transformações bióticas resultam geralmente na degradação da molécula original tendendo a diminuir a sua toxicidade, muito embora o processo também possa gerar moléculas mais tóxicas que a original (CHENG, 1990).

Quanto ao transporte de pesticidas, os principais processos que o favorecem são volatilização, lixiviação, escoamento superficial (ou “runoff”) e evaporação (CHENG, 1990).

2.2.1.1 Retenção de pesticidas no solo - coeficiente de sorção

O processo de retenção é responsável pela “captura” da molécula, impedindo-a de se mover e, em alguns casos, de manifestar sua ação. Pode ser reversível ou parcialmente irreversível, podendo afetar os processos de transformação e transporte. Assim, o processo de retenção desempenha papel preponderante na determinação da eficácia dos pesticidas, bem como na segurança do ambiente (LAVORENTI et al., 2003).

O termo sorção é utilizado para descrever o processo de retenção de moléculas orgânicas, pelo fato de não se saber se está ocorrendo fenômeno de adsorção, absorção, precipitação ou partição hidrofóbica. Portanto, sorção representa a “apreensão” de um soluto pelo solo (ou constituinte do solo), sem indicar o mecanismo envolvido (BOUCHARD et al., 1989 apud LAVORENTI et al., 2003).

O coeficiente de sorção do solo/sedimento é definido como a relação da substância química adsorvida por unidade de peso de carbono orgânico para a concentração do soluto aquoso. (Montgomery, 1997). A adsorção de um pesticida no solo é chamada de “coeficiente de sorção do carbono orgânico do solo” (K_{oc}). Pesticidas que tem um alto valor de K_{oc} são prontamente adsorvidos a partículas do solo e tendem a persistir no ambiente por longo período. Estes pesticidas não dissolvem imediatamente no escoamento superficial, podendo, no entanto, ser transportados para córregos ou rios próximos unidos a partículas de solo suspensas. Pesticidas com baixo valor de K_{oc} permanecem em solução e estarão presentes, dissolvidos no escoamento superficial. Estes pesticidas também possuem uma grande tendência a lixiviar através dos perfis do solo e alcançar os lençóis freáticos (BOWMER et al., 1998). Assim sendo, compostos que ligam fortemente ao carbono orgânico tem caracteristicamente baixa solubilidade, enquanto compostos com baixa tendência a adsorver a partículas orgânicas tem alta solubilidade (MONTGOMERY, 1997).

Pode-se afirmar, portanto, que pesticidas que são fortemente sorvidos (adsorvidos ou absorvidos) pelo solo ou partículas de sedimento são provavelmente mais persistentes, porque eles são protegidos de degradação química e biológica e volatilização pelas ligações. Eles também não irão lixiviar prontamente para a água subterrânea, e escoarão (lavando a superfície dos campos durante a chuva) somente sob condições erosivas onde eles serão unidos a partículas do solo em movimento. Assim, sorção do solo é um processo principal que afeta o potencial de poluição do pesticida (Hornsby et al, 1996), porque as substâncias químicas adsorvidas não se movem com a água no solo, mas permanecem adsorvidas enquanto a água se move em direção ao subsolo ou águas superficiais (VAN ES, 1990 apud ZHU, 2003).

O K_{oc} é, portanto, útil para estimar a extensão em que um soluto orgânico sofrerá partição no solo quando a água movimentar-se através do perfil do solo, o grau em que os compostos químicos adsorverão na superfície do solo, a partição durante o escoamento superficial e a partição em sedimentos aquosos (EMBRAPA, 2004 a).

2.2.1.2 Transformação de pesticidas no solo

A transformação de pesticidas é constituída, na maioria das vezes, por processos distintos e complexos, os quais são influenciados pelos mais diferenciados fatores. Isso faz com que o processo de transformação seja específico para cada molécula. Essa transformação consiste na alteração da sua estrutura molecular por meios bióticos ou abióticos. Quando a transformação é total, dando origem a CO_2 , H_2O e íons minerais, é chamada de mineralização. Por outro lado, quando é parcial, dando origem a subprodutos (metabólitos), recebe o nome de metabolização. Os subprodutos resultantes da transformação tendem a diminuir a toxicidade do pesticida, embora possam, ocasionalmente, resultar em componentes mais tóxicos e que a própria molécula original (COX, 1997 apud LAVORENTI et al., 2003).

A degradação é uma das propriedades intrínsecas às substâncias mais importantes na determinação do dano potencial ao meio ambiente. Mas a velocidade de degradação está relacionada não somente à substância e a sua estrutura

molecular, mas também às condições do compartimento onde foi lançada (CHASIN; PEDROZO, 2004).

A estabilidade da substância está relacionada à sua própria estrutura e a fatores ambientais, como temperatura, nível de radiação solar, pH e concentração de matéria orgânica. Esses fatores determinam a velocidade de degradação da substância no ambiente. Algumas moléculas recalcitrantes, ou seja, particularmente resistentes à degradação química e bioquímica, apresentam meia-vida longa na biota, no solo, nos sedimentos e na água, causando maior impacto ao ecossistema (CHASIN; PEDROZO, 2004).

Os processos abióticos de transformação de pesticidas em solos se devem à transformação química e fotodegradação (Wolfe et al., 1990 apud Lavorenti et al., 2003). Enquanto que os processos bióticos, também conhecidos como biodegradação, são aqueles realizados extra ou intracelularmente pela ação de enzimas secretadas por microorganismos, tendo importância fundamental no processo de transformação de pesticidas no solo (LAVORENTI et al., 2003).

2.2.1.2.1 Transformações abióticas

A transformação abiótica de um pesticida no solo ocorre quando a molécula é transformada pela ação de componentes físicos ou químicos do ambiente. Reações abióticas compreendem todas aquelas reações que não são enzimáticas, mas sim, iniciadas por espécies químicas ou funções moleculares reativas no solo, ou por catálise de constituintes não-vivos do solo, tais como superfícies orgânicas ou minerais (Lavorenti et al., 2003). As transformações abióticas geralmente resultam em novos compostos orgânicos e têm como transformações químicas mais relevantes a hidrólise, a fotólise e as reações de oxi-redução (CHASIN ; PEDROZO, 2004).

A hidrólise é uma reação entre os nucleófilos H_2O e OH^- com a substância química, ocorrendo a troca de um grupamento ligado à substância pelo grupo OH^- (Chasin; Pedrozo, 2004). É provavelmente a mais importante reação química de transformação da maioria dos pesticidas. Ela é influenciada, no solo e na água, pelo valor do pH, pela temperatura e pela sorção do pesticida (Lavorenti et al., 2003). A meia-vida hidrólise de uma substância química indica o tempo que ela leva para alcançar metade ou 50% de sua concentração original (Montgomery, 1997), sendo

útil para a comparação da persistência relativa de diferentes pesticidas no ambiente. Assim, são importantes para o entendimento do potencial impacto no solo ou na água (EMBRAPA, 2004 a).

Os processos de oxidação/redução envolvem a transferência de elétrons de um elemento para outro, mudando desse modo, a valência dos elementos. Estes processos são importantes porque muitos dos elementos no sistema são suscetíveis à transferência de elétrons, além do mais, a toxicidade de determinados elementos é dependente do estado redox (Deutsch, 1997). A classificação mais comum utilizada para definir o estado de oxidação/redução do meio é a que define o estado de redox de acordo com o valor de Eh (potencial do eletrodo em mV). Para valores de $400 < Eh < 800$, o meio é considerado fortemente oxidante, de $200 < Eh < 400$, moderadamente oxidante, $-50 < Eh < 200$, moderadamente redutor, de $-200 < Eh < -50$, redutor e de $-400 < Eh < -200$, fortemente redutor. Os limites dos valores de Eh em sistemas aquosos são os da oxidação e da redução da água. Os processos de oxirredução são responsáveis pela transformação de muitos pesticidas no solo. No entanto, esses processos, principalmente as reações oxidativas na interface solo-atmosfera, são ativados pela luz (fotooxidação) e, na sua maior parte, por enzimas do solo. (LAVORENTI et al., 2003).

Reações fotoquímicas podem ocorrer no ar ou água ou onde a luz solar estiver presente (Zhu, 2003). É possível observar fotodegradação (fotólise) das moléculas de um pesticida na superfície do solo ou folha de uma planta quando ocorre a ação da luz. Geralmente a luz apresenta um papel de catalisador de reações químicas. Dentre as principais reações catalisadas fotoquimicamente, tem-se a hidrólise, desalogenação, oxidação, isomerização e polimerização (Lavorenti et al., 2003). A extensão da fotodegradação depende do tempo de exposição, da intensidade, do comprimento de onda de luz, do estado físico do pesticida, da natureza do suporte sólido ou do solvente, do pH da solução e da presença de água e fotossensibilizadores (Khan, 1980 apud Lavorenti et al., 2003). A meia-vida fotólise de uma substância química é o tempo requerido pela substância química precursora para alcançar metade ou 50% de sua concentração original (MONTGOMERY, 1997).

2.2.1.2.2 Transformações bióticas - biodegradação

A maioria das moléculas de pesticidas é transformada pela ação do metabolismo dos microorganismos no solo (Monteiro, 1998 apud Lavorenti et al., 2003). A degradação biótica ou biodegradação é o mecanismo de degradação mais importante para os compostos orgânicos na natureza, em termos de massa de material transformado e extensão de degradação. Ao contrário de outros processos, a biodegradação elimina os contaminantes sem dispersá-los nos meios. Os produtos finais dessa degradação são dióxido de carbono, água e biomassa microbiana (CHASIN; PEDROZO, 2004).

A transformação microbiana pode acontecer por reações metabólicas diretas, consideradas primárias, ou por efeitos indiretos dos microorganismos com as propriedades físicas e químicas do solo, resultando em transformações secundárias (BOLLAG; LIU, 1990 apud LAVORENTI et al., 2003).

A velocidade de biodegradação depende da composição química do produto liberado para o meio ambiente, associada a fatores ambientais específicos do local de contaminação. Podendo esse processo, ser aeróbico ou anaeróbico. Dentre as variáveis ambientais que o afetam encontram-se a temperatura, que afeta todas as transformações biológicas, aumentando a atividade biológica, conforme é elevada, até que ocorra desnaturação enzimática; o pH, sendo o valor ideal para a biodegradação próximo ao neutro (6 a 8); e potencial redox, que juntamente com o teor de oxigênio, determinam a presença de diferentes tipos de microorganismos, aeróbios e anaeróbios (CHASIN; PEDROZO, 2004).

Em síntese, a biodegradação ocorre em função da produção de enzimas por microorganismos degradadores de pesticidas, as quais, em contato com essas moléculas, dentro ou fora das células dos microorganismos, participam de uma série de reações. Sendo os seguintes processos envolvidos nas transformações microbianas de pesticidas no solo: catabolismo, cometabolismo, polimerização ou conjugação, e acúmulo, além dos efeitos secundários da atividade microbiana (LAVORENTI et al., 2003).

Catabolismo é o processo no qual o pesticida serve como fonte de energia e de nutrientes para o crescimento e desenvolvimento dos microorganismos degradadores (LAVORENTI et al., 2003). Neste processo ocorre a assimilação ou processamento das substâncias, através da degradação das moléculas, como parte

do metabolismo para obtenção de energia. Obtendo-se, ao final do processo, moléculas pequenas, pobres em energia.

Cometabolismo é o processo no qual o pesticida é transformado por reações metabólicas, mas não serve como fonte primária de energia e de nutrientes para o microorganismo. Normalmente a molécula não é transformada completamente (LAVORENTI et al., 2003).

A polimerização ou conjugação se dá quando a molécula original do pesticida ou de um de seus metabólitos se combina com compostos naturais do solo, como aminoácidos ou carboidratos, ou com outra molécula de pesticida. A formação do conjugado normalmente torna a molécula mais polar e, assim, mais hidrolisável (LAVORENTI et al., 2003).

O acúmulo ocorre quando a molécula de um pesticida é incorporada ao microorganismo, sem que seja transformada. O acúmulo de moléculas por microorganismos pode ocorrer por um processo ativo ou passivo e traz uma grande preocupação, uma vez que essa interferência microbiana significa apenas a remoção temporária da molécula (LAVORENTI et al., 2003).

2.2.1.3 Transporte de pesticidas no solo

A utilização de pesticidas, fertilizantes e outros insumos no sistema de produção agrícola tem sido intensificada nos últimos anos para assegurar a produtividade no cultivo. Mas expõe desta maneira, todo o agroecossistema ao risco de transporte dos pesticidas aplicados nas culturas para áreas não-alvo (FILIZOLA et al., 2002).

Após sua emissão por uma fonte qualquer, os poluentes percorrem diversos caminhos, em sua dispersão no ambiente, até chegarem ao solo, ar e/ou água. Seu nível de concentração em cada ponto do percurso dependerá de diversos fatores, como a quantidade aplicada, as características de dispersão (em razão das propriedades do poluente e do meio) e a taxa de remoção do meio por agentes físicos, químicos e biológicos ao longo de todo o percurso (BRILHANTE; CALDAS, 2002).

O transporte de pesticidas no ambiente pode ocorrer por meio da sua movimentação vertical no solo, processo conhecido por lixiviação, da volatilização da molécula ou do escoamento superficial. A lixiviação é a principal forma de transporte

no solo das moléculas não-voláteis e solúveis em água (Enfield; Yates, 1990 apud Lavorenti et al., 2003). Essas moléculas caminham no perfil, acompanhando o fluxo d'água, o qual é governado pela diferença de potencial da água entre dois pontos. Quando uma molécula orgânica é lixiviada, pode atingir zonas superficiais do perfil e, em alguns casos, pode até mesmo alcançar o lençol freático (LAVORENTI et al., 2003).

O potencial de perda de pesticidas pela lixiviação depende das características do pesticida, do solo, do clima e dos fatores de manejo (Filizola et al., 2002). A disponibilidade e, conseqüentemente, o transporte de pesticidas no solo são governados pelos processos de sorção, transformação e absorção radicular das moléculas, aliados às condições ambientais (pluviosidade, temperatura etc.). Moléculas altamente sorvidas aos colóides do solo, assim como moléculas que são mineralizadas rapidamente, tendem a apresentar um baixo potencial de lixiviação. De forma geral, os principais fatores determinantes da lixiviação de pesticidas no solo são a solubilidade em água da molécula, a textura e a estrutura do solo e o índice pluviométrico da região em questão (LAVORENTI et al., 2003).

A avaliação da lixiviação de pesticidas no solo pode envolver abordagens diretas ou indiretas. Estimativas diretas incluem a aplicação dos pesticidas no campo (condições são naturais) ou em colunas de solo, podendo-se, portanto, controlar as condições ambientais com análises de amostras do solo em diferentes profundidades. As estimativas indiretas são baseadas na medida de parâmetros que utilizam modelos para avaliação do potencial de lixiviação dos pesticidas no solo (Oliveira Jr. et al., 2001). Tais modelos são representações físicas, conceituais ou matemáticas da realidade (Cohen et al., 1995). Normalmente, os estudos comparam a lixiviação dentro de cada sistema de preparo, numa condição edafo-climática específica (FERRI et al., 2003).

O escoamento superficial devido a eventos de chuva tem atraído muito a atenção e diversos estudos têm analisado dados de pesticidas em escoamento (Baker, 1983 apud Wauchope, 1978 apud Schulz, 2004). Perdas de pesticidas no campo variam de menos de 1% da quantidade aplicada a 10% ou mais, sendo as maiores perdas quando severas tempestades ocorrem logo após a aplicação dos pesticidas. A importância relativa do transporte de sedimentos versus o escoamento da água depende diretamente das propriedades de adsorção ao solo dos pesticidas (Wauchope, 1978 apud Schulz, 2004). Para as condições brasileiras existem alguns

estudos relacionados ao transporte de pesticidas no solo, mas, no entanto, representa muito pouco diante da nossa realidade (LAVORENTI et al., 2003).

2.3 ÁGUAS SUBTERRÂNEAS E SUPERFICIAIS

A área de terra (tanto superficial, quanto sub-superficial) drenada por um rio e seus afluentes é chamada de bacia de drenagem. Uma bacia hidrográfica fornece escoamento superficial para um rio ou córrego, enquanto uma bacia de drenagem para um dado córrego é uma área de terra drenada de ambos, escoamento superficial e descarga de água subterrânea (VIESSMAN; LEWIS, 1996).

A água subterrânea constitui aproximadamente 4% da água no ciclo hidrológico total (mares e oceanos compreendem 94%) e seu volume é maior que a água superficial. O tamanho do recurso aquífero depende da porosidade e do volume da fissura da zona saturada. Aquíferos menores não têm uma permeabilidade primária alta ou eles têm permeabilidade variável, o que limita seu potencial de fornecimento de água. Os aquíferos maiores são geralmente mais porosos ou fissurados e têm menos potencial para atenuar recarga poluída penetrando a zona insaturada. Os aquíferos de menor rendimento são importantes para o fornecimento de água em uma base mais local (CARTER; HEATHER, 1995).

Em muitos países, a água subterrânea tem um significado estratégico substancial no fornecimento público de água (Carter; Heather, 1995). Contaminação de águas subterrâneas por resíduos de pesticidas foi considerada durante muitos anos como improvável devido ao fato do perfil do solo atuar como um filtro (Aharonson Et Al., 1987 apud Hamilton et al., 2003). Apesar de ser tradicionalmente considerada uma fonte limpa e não poluída, a qual requer pouco tratamento, tem-se reconhecido, no entanto, desde o final dos anos 1970's, que a contaminação de água subterrânea por pesticidas pode ocorrer, mesmo como um resultado do uso aprovado de pesticidas sob condições normais. Assim sendo, a água subterrânea é um recurso disponível que pode ser vulnerável a contaminação por pesticidas pelo uso agrícola. Uma vez que a água subterrânea é poluída, pode ser muito difícil e custoso remediá-la. Podendo não ser tecnicamente ou economicamente praticável recuperar este recurso (CARTER; HEATHER, 1995).

Existe uma continuidade hidrológica que se estende da água subterrânea para água superficial, e sendo assim, contaminantes podem mover-se de uma zona

aquática para outra. E desta maneira, flora e fauna aquáticas sensíveis poderiam estar em risco, no caso da contaminação ser transferida do solo para a água superficial. Entretanto, a água superficial é muito mais vulnerável a contaminação direta de outras fontes (CARTER; HEATHER, 1995).

A Agência de Proteção Ambiental dos EUA (USEPA) define água superficial como toda água que é aberta para a atmosfera e sujeita a escoamento superficial (Nowell; Resek, 1994 apud Hamilton, 2003). Os contaminantes presentes nas águas superficiais podem encontrar-se em solução ou em suspensão. O material em suspensão pode ser encontrado na forma de partículas ou de gotículas (como o óleo) e os contaminantes podem estar dissolvidos ou adsorvidos a essas gotículas ou partículas sólidas. Essas formas podem ser transportadas pela água por longas distâncias (CHASIN; PEDROZO, 2004).

As distâncias percorridas pelos contaminantes dependem da estabilidade e estado físico do contaminante e do fluxo do corpo d'água. O destino das substâncias no meio aquoso depende também de suas propriedades físico-químicas. Compostos mais estáveis e em solução tendem a percorrer distâncias maiores. Tanto as partículas como as gotículas podem depositar-se no sedimento, dependendo de sua densidade. Nos sedimentos de rios, lagos e mares, os contaminantes orgânicos adsorvidos às partículas têm sua mobilidade e disponibilidade reduzidas (CHASIN; PEDROZO, 2004).

2.3.1 Potencial de degradação dos corpos d'água pela utilização de pesticidas

O potencial de perda de pesticidas pela água superficial ou lixiviação depende da combinação de pesticida, solo, clima e fatores de manejo. Assim, a análise dos pesticidas utilizados na cadeia produtiva das culturas possibilita a identificação dos produtos que podem oferecer risco potencial ou apresentar potencial de contaminação das águas superficiais e subterrâneas (FERRACINI et al., 2001).

O único modo de desenvolver um potencial de previsão é entendendo os processos mais básicos que levam a dissipação e a degradação dos pesticidas entre e nos locais ambientais, e aprender como estes processos são controlados pelas condições ambientais. Por definição, processos básicos, uma vez entendidos, podem ser estendidos para descrever qualquer situação (HORNSBY, 1996).

Quando não há dados de monitoramento disponíveis, o que ocorre na maioria dos casos, pode-se recorrer aos métodos de avaliação do potencial de contaminação da água subterrânea por pesticidas para simular a realidade. Esses apresentam diferentes graus de dificuldade, desde a previsão da lixiviação por meio de critérios, índices e modelos matemáticos até a construção de mapas de vulnerabilidade com o auxílio de programas computacionais de sistemas de informações geográficas (Cohen et al., 1995), servindo como etapa preliminar dos estudos de monitoramento (LOURENCETTI et al., 2005).

Cohen et al. (1995), apresentaram o uso de modelos matemáticos para simular o transporte superficial e a lixiviação de pesticidas para a água subterrânea. Os modelos apresentados são designados com três diferentes propósitos: triagem, regulamentação/exposição e pesquisa. Os modelos de triagem (*screening*/índice) geralmente requerem menor número de dados e são utilizados como advertência para estabelecer prioridades e identificar problemas potenciais. Modelos com o objetivo de estabelecer regulamentos podem requerer maior número de dados e são freqüentemente aplicados em avaliações quantitativas de potenciais impactos químicos. Os modelos de pesquisa requerem grande número de dados e apresentam diversos tipos de aplicação.

Alguns pesquisadores têm tentado estabelecer valores limites para determinada propriedade física ou conjunto de propriedades que, quando excedidos, indicariam que o pesticida apresenta potencial de lixiviação e assim possibilidade de contaminar a água subterrânea. Outros têm proposto modelos analíticos ou numéricos simples, os quais empregam propriedades medidas ou estimadas dos pesticidas e do solo com o objetivo de prever a possibilidade de lixiviação dos mesmos. Esses métodos podem ser utilizados para selecionar quais substâncias devem merecer maior atenção durante estudos específicos de estimativa da lixiviação de pesticidas no solo e também para obtenção de indicadores ambientais. Alguns dos fatores que influenciam o transporte da molécula de pesticida do solo até a água subterrânea, considerando a persistência e a mobilidade do pesticida no solo, são abordados por esses métodos (LOURENCETTI et al., 2005).

Em razão de toda a complexidade natural do ambiente, é quase impossível prever exatamente o que ocorrerá com um agente químico quando este for liberado no ambiente (Duffus, 1986 apud Fernicola et al., 2004). É discutível que as predições gerais sobre os efeitos dos poluentes sejam impossíveis, em razão de

cada sistema ser único. De alguma forma, a verdade ou a mentira dessa proposição está no quanto o organismo é afetado. Quanto menor o impacto total, maior a probabilidade de que essa proposição esteja correta (MORIARTY, 1985 apud FERNICOLA et al., 2004).

2.3.1.1 Métodos de triagem

Técnicas de triagem e indicadores para avaliação da lixiviação de pesticidas têm sido propostas como estágio inicial para indicar o potencial do impacto dessas substâncias no ambiente, podendo ser aplicados em avaliações de risco de contaminação da água subterrânea por pesticidas (PARAÍBA et al., 2003). Essas técnicas são baseadas em propriedades físico-químicas (determinadas de forma empírica ou com solução padrão) com o auxílio de cálculos simples ou de gráficos (COHEN et al., 1995). Metodologias para triagem são requeridas para determinar quais pesticidas em uso devem receber maior atenção em relação à contaminação de águas subterrâneas, e determinar se testes elaborados e dispendiosos para águas subterrâneas devem ser requeridos (HUTSON, 1993).

Métodos de triagem são modelos simples que não possuem extensivas exigências de dados de entrada e são relativamente fáceis de usar. A qualidade dos resultados de tais métodos varia consideravelmente dependendo da teoria subjacente ao seu desenvolvimento (Hornsby, 1992). Claramente, qualquer método de avaliação de lixiviação deve considerar ambos, persistência e mobilidade da substância química. Inúmeros modelos de complexidade variada têm sido obtidos para avaliar o potencial de lixiviação, levando em consideração estas características. Alguns têm tentado ajustar valores iniciais para uma propriedade física ou um conjunto de propriedades as quais, quando excedidas, devem indicar que o pesticida lixiviará. Outros têm proposto modelos analíticos ou numéricos muito simples, os quais funcionam utilizando as medidas ou uma estimativa das propriedades do pesticida e do solo, no sentido de prever a probabilidade de lixiviação (SPADOTTO et al., 2002).

2.3.1.1.1 Índice GUS

Um coeficiente muito utilizado na determinação do potencial de lixiviação de pesticidas, mas que apresenta sérias limitações é o chamado índice GUS (Groundwater Ubiquity Score), estabelecido por Gustafson (1989). Este talvez seja o modelo de *screening* mais empregado atualmente (Lavorenti et al., 2003). O valor de GUS serve como ferramenta auxiliar para identificação de pesticidas a serem priorizados nas atividades de monitoramento ambiental, permitindo a identificação do provável compartimento em que o composto deve ser monitorado no caso de sedimento ou água (FERRACINI et al., 2001).

Gustafson (1989) examinou graficamente as propriedades das substâncias químicas representando a mobilidade e persistência do solo, no sentido de definir a região contendo compostos lixiviáveis. A metodologia de Gustafson é apropriada como a primeira parte de uma seqüência de abordagens para especificar quais substâncias químicas devem merecer maior atenção e estudos dispendiosos de lixiviabilidade, tais como estudos prospectivos de águas subterrâneas em pequena escala. Assim, Gustafson apresentou um índice baseado na análise gráfica formada por duas propriedades dos pesticidas: tempo de meia-vida do solo ($t_{1/2\text{solo}}$) e coeficiente de partição entre o carbono orgânico do solo e a água (K_{oc}). Obtendo desta forma, a seguinte equação:

$$\text{GUS} = \log_{10} (t_{1/2\text{solo}}) \times (4\log_{10} (K_{oc})). \quad (1)$$

Sua equação leva em consideração a persistência da molécula no solo e a força da matriz envolvida no impedimento da lixiviação do pesticida. Quanto maior o tempo de meia-vida e menor a sorção da molécula, maior será o valor de GUS, ou seja, maior seu potencial de lixiviação no perfil (LAVORENTI et al., 2003)

De acordo com a classificação de Gustafson (1989), moléculas com valores de GUS inferiores a 1,8 apresentam baixo potencial de lixiviação. Moléculas com valores superiores a 2,8 apresentam potencial de lixiviação elevado e moléculas com valores entre 1,8 e 2,8 pertencem a um grupo de transição e merecem ser analisadas caso a caso. O Quadro 2 apresenta esta classificação.

Potencial de Lixiviação	Potencial	Zona de Transição	Nulo
Índice de GUS	> 2,8	1,8 - 2,8	< 1,8

Quadro 2 - Classificação do potencial de lixiviação conforme Índice GUS

Estas propriedades tem sido úteis na discriminação entre pesticidas lixiviáveis e não lixiviáveis. Entretanto, GUS é baseado empiricamente e tem uma deficiência devido à predição de valores negativos anômalos para pesticidas com tempo de meia-vida curto e/ou alto coeficiente de sorção (SPADOTTO, 2002).

O Índice GUS avalia o potencial de determinado composto ser lixiviado, atingindo águas subterrâneas, por meio das propriedades do próprio princípio ativo, desconsiderando as propriedades do solo (Brito et al. 2001). Deste modo, críticas severas podem ser feitas a esse modelo, como, por exemplo, o fato de usar K_{oc} e não K_d e a omissão de propriedades físico-químicas das molécula determinantes no seu potencial de lixiviação, como sua solubilidade em água (S_w), e seu coeficiente de partição n-octanol-água (K_{ow}). O modelo também não considera características ambientais e do solo, como taxa de recarga, porosidade do solo, condutividade hidráulica, capacidade de campo, etc. (LAVORENTI et al., 2003).

2.3.1.1.2 Índice LIX

O propósito do uso do LIX, conforme enfatizado por Spadotto (2002), não é simular o transporte de pesticidas numa situação de campo, mas sim avaliar o potencial de lixiviação de um composto, comparando a sua lixiviabilidade com a de outra molécula no mesmo cenário ambiental (LOURENCETTI et al., 2005).

O índice de lixiviação (LIX) (Spadotto, 2002) é útil no sentido de determinar quais pesticidas em uso devem receber a maior atenção em relação às águas subterrâneas, e no sentido de determinar se a elaboração de um teste dispendioso para águas subterrâneas deve ser exigida, no sentido de registrar um novo pesticida. O índice de LIX oferece uma série de valores mais facilmente interpretáveis que o índice de GUS, e resultados em uma escala limitando o potencial de lixiviação máximo e mínimo, enquanto os resultados de GUS em uma série menos definível, inclui valores negativos. A seguinte formulação descreve o

índice de LIX, considerando k como a constante de degradação de primeira ordem do pesticida no solo:

$$LIX = e^{-k \cdot Koc} \quad (2)$$

É necessário ter em mente que a ocorrência de um dado pesticida nas águas subterrâneas depende da vulnerabilidade natural do local, quantidade de pesticida utilizado e potencial de lixiviação. O índice LIX é pretendido apenas para avaliar o potencial de lixiviação do pesticida. Parece que LIX é uma ferramenta poderosa para identificar pesticidas não lixiviáveis ($LIX = 0$) e lixiviáveis ($LIX \geq 0,1$), enquanto a escala entre 0 e 0,1 na escala de LIX é caracterizada como zona de transição (SPADOTTO, 2002). O Quadro 3 apresenta a classificação do potencial de lixiviação conforme este índice.

Potencial de Lixiviação	Potencial	Zona de Transição	Nulo
Índice de LIX	$LIX \geq 0,1$	0 - 0,1	$LIX = 0$

Quadro 3 - Classificação do potencial de lixiviação conforme Índice LIX

2.3.1.2 Avaliação do risco de degradação dos corpos d'água

A prevenção da poluição deve ajudar a proteger ecossistemas naturais assegurando que o nível de contaminação ambiental permaneça abaixo dos padrões. Para isto, dois métodos principais são utilizados, a classificação dos compostos químicos e a avaliação dos riscos ambientais (GUERBET; JOUANY, 2002).

A avaliação de risco é uma caracterização sistêmica e científica do potencial adverso dos efeitos das exposições humanas a agentes ou atividades perigosas. E o grau do risco é função do efeito adverso que pode resultar de uma ação particular. O uso de métodos de análises matemáticas do risco fornece subsídios objetivos e racionais para auxiliar na tomada de decisão (Brilhante, 2002). Segundo a *Environmental Protection Agency* (EPA), as avaliações de risco incluem os seguintes componentes: identificação do perigo, avaliação da dose-resposta, avaliação da exposição e caracterização do risco (BRILHANTE, 2002).

A avaliação de risco ambiental deve ser realizada após identificação preliminar de perigo. O objetivo destas avaliações de risco é determinar as medidas que podem ser recomendadas (por exemplo, precauções para o uso, medidas emergenciais em caso de exposição acidental, restrições de uso, etc.) para reduzir os riscos associados às substâncias químicas que são consideradas perigosas para o ambiente devido a sua toxicidade, a sua capacidade de bioacumulação, ou a sua baixa biodegradabilidade (GUERBET; JOUANY, 2002).

O risco potencial em toxicologia ambiental trata do estudo da probabilidade de fontes perigosas para a saúde e o meio ambiente, capazes de provocar dano, doença ou morte para os seres vivos quando em concentrações superiores àquelas que estes possam assimilar em condições normais, isto é, absorver, distribuir, metabolizar e eliminar do organismo (CALDAS, 2002).

Estas avaliações são baseadas na determinação de prováveis níveis de exposição para populações (avaliação da exposição) e definição do possível impacto de substâncias químicas no ambiente, tornando possível avaliar as relações entre dose, efeito, e tempo (avaliação dos efeitos). A avaliação da exposição é realizada para tornar possível prever a provável concentração de uma substância no ambiente, considerando dados a respeito das propriedades físico-químicas (por exemplo, solubilidade da água, vapor de pressão, ponto de ebulição, etc.), comportamento no ambiente (por exemplo, biodegradabilidade), utilização, e a quantidade disponível no mercado. Já a avaliação de efeitos é baseada no estabelecimento da relação dose-resposta, definindo a concentração mínima, abaixo da qual, nenhum risco ambiental é previsto. Esta concentração é calculada a partir de resultados de testes ecotoxicológicos pela introdução de um fator incerto que depende da confiabilidade e quantidade dos dados experimentais (GUERBET; JOUANY, 2002).

Tais métodos de previsão podem ser úteis na avaliação do potencial de contaminação das águas em áreas com elevado consumo de pesticidas. E como resultado, podem fornecer subsídios para tomadas de decisões mais rápidas e mais eficientes.

2.3.1.2.1 Método SIRIS

Dentre os métodos para a classificação de substâncias químicas que envolvem o uso de ferramentas de tomada de decisão, tem-se o Sistema de Integração de Risco com Interação de Pontuação (Scores) – SIRIS (VAILLANT et al., 1995). Este modelo não é frequentemente utilizado devido ao aumento do uso de modelos específicos. Mas este modelo geral é, entretanto, particularmente apropriado para determinar as classificações de substâncias químicas. É um método simplificado de avaliação de risco, combinando dados a respeito do potencial perigo e exposição, expressados como parâmetros ecotoxicológicos e físico-químicos. Estes fatores são classificados em uma ordem hierárquica e o efeito e a exposição são estimados, então, com uma classificação relativa baseada em um sistema de pontuações. O método SIRIS não é baseado em dados de monitoramento ou modelagem, mas em dados referenciais. É um método de seleção e seu objetivo é classificar substâncias químicas nos termos de periculosidade que elas representam, para identificar aquelas substâncias que devem ser monitoradas no ambiente como assunto prioritário (GUERBET; JOUANY, 2002).

O método SIRIS é uma ferramenta de tomada de decisão projetada para formalizar os passos de um procedimento lógico, levando a uma decisão. Dois importantes passos devem ser realizados antes da sua implementação: seleção de variáveis a serem consideradas e classificação hierárquica dos critérios de acordo com os objetivos do estudo (Guerbet; Jouany, 2002). Os critérios levados em consideração, podem não apresentar a mesma importância, ou seja, o mesmo peso, em relação à decisão final. Os critérios devem ser classificados em ordem de importância e uma vez que as escalas estiverem definidas, as graduações devem ser corrigidas. A origem comum das escalas é substância ideal, a qual é classificada favoravelmente para todos os critérios. Para cada modalidade de cada critério, uma pontuação é definida. As pontuações dependem também da importância da classe onde é encontrado o critério considerado. A classificação de uma substância em uma escala é o total das pontuações correspondentes a sua situação (VAILLANT et al., 1995).

O risco considerado é apresentado em duas dimensões, as quais são a probabilidade de uma exposição e a gravidade destas conseqüências (efeitos). Assim, as importâncias relativas dos critérios são mais facilmente comparáveis entre

duas categorias mais homogêneas (Vaillant et al., 1995). Constrói-se uma escala de classificação baseada no critério de exposição e outra escala levando em conta os efeitos biológicos. Assim, cada substância química é inserida como um ponto único no gráfico, com cada um dos aspectos em uma das coordenadas, podendo, analisar a posição da substância química testada, em relação às outras e também, em relação às melhores e piores situações (GUERBET; JOUANY, 2002).

2.3.1.3 Outros métodos

Além dos índices GUS e LIX, e do método SIRIS descritos anteriormente, existe ainda uma gama de outras metodologias utilizadas para avaliar o potencial de degradação dos corpos d'água. Dentre os métodos mais amplamente difundidos, encontramos:

2.3.1.3.1 Método para avaliação do potencial de transporte de princípios ativos pelos critérios da EPA

O potencial de transporte de pesticidas, pelas características próprias aos seus respectivos princípios ativos, também pode ser avaliado usando o critério de *screening* da *Environmental Protection Agency* (EPA) (Cohen et al., 1995). Os princípios ativos que obedecerem às inequações do Quadro 4 oferecem maior potencial de risco de transporte e, conseqüente tendência a contaminação, principalmente de águas. Também devem ser consideradas as condições de campo, que favorecem a percolação no solo (EMBRAPA, 2004 a).

Propriedades	Critérios Estabelecidos
Solubilidade em água	> 30 mg.L ⁻¹
Coeficiente de adsorção (K_{oc})	< 300-500 mL.g ⁻¹
Constante de Henry (K_H)	<10 ⁻² Pa.m ³ .mol ⁻¹
Tempo de meia vida no solo ($t_{1/2}$ solo)	> 14-21 dias
Tempo de meia vida na água ($t_{1/2}$ água)	> 175 dias
Pluviosidade anual	> 250 mm
Presença de solo poroso	Sim ou não
Existência de aquífero não confinado	Sim ou não

Quadro 4 - Critérios estabelecidos pela EPA para avaliação do potencial de transporte de pesticidas

2.3.1.3.2 Método GOSS para avaliação do potencial de transporte de pesticidas associados a sedimento ou dissolvidos em água

O método proposto por Goss (1992) é indicado para a avaliação do potencial de transporte de pesticidas para águas superficiais e subterrâneas. Ele faz uso dos mesmos parâmetros utilizados para o cálculo do índice GUS, aliados à solubilidade do ingrediente ativo em água. Esse método reúne um conjunto de cláusulas de regras, apresentadas em intervalos matemáticos, para tempo de meia-vida, solubilidade e K_{oc} , utilizando-os para classificar o produto em alto, médio e baixo potencial de transporte em água, associado a sedimento ou dissolvido (EMBRAPA, 2004 a). Os critérios propostos para a avaliação do potencial de contaminação pelo método de Goss são (BRITO et al., 2001):

- Alto potencial de transporte associado ao sedimento (APTAS) - DT_{50} no solo ≥ 40 dias e $K_{oc} = 1000$, ou DT_{50} no solo > 40 dias, $K_{oc} > 500$ e solubilidade em água (S) $= 0,5 \text{ mg L}^{-1}$.
- Baixo potencial de transporte associado ao sedimento (BPTAS) - DT_{50} no solo < 1 dia, ou $DT_{50} < 40$ dias, $K_{oc} < 500$ e $S > 0,5 \text{ mg L}^{-1}$, ou DT_{50} no solo < 40 dias, $K_{oc} < 900$ e $S > 2 \text{ mg L}^{-1}$, DT_{50} no solo < 2 dias e $K_{oc} < 500$, ou DT_{50} no solo < 4 dias, $K_{oc} < 900$ e $S > 0,5 \text{ mg L}^{-1}$.
- Alto potencial de transporte dissolvido em água (APTDA) - DT_{50} no solo > 35 dias, $K_{oc} < 1.000.000$ e $S > \text{mg L}^{-1}$, ou DT_{50} no solo > 35 dias, $K_{oc} < 700$ e $10 < S < 100 \text{ mg L}^{-1}$.
- Baixo potencial de transporte dissolvido em água (BPTDA) - $K_{oc} > 1.000.000$, ou DT_{50} no solo < 1 dia e $K_{oc} < 100$, ou DT_{50} no solo < 35 dias e $S < 0,5 \text{ mg L}^{-1}$.

2.3.1.3.3 Fator de Atenuação (AF) e Fator de Retardamento (RF)

Alguns dos métodos para previsão da lixiviação de pesticidas apresentados na literatura são: o fator de retardamento RF (Retardation Factor) e o fator de atenuação AF (Attenuation Factor), apresentados por Rao et al. (1985) conforme mostrado por Paraíba e Spadotto (2002). Assim como os modelos descritos anteriormente, esses métodos podem ser utilizados para selecionar quais substâncias devem merecer maior atenção durante estudos específicos de

estimativa da lixiviação de pesticidas no solo e também para obtenção de indicadores ambientais. Alguns dos fatores que influenciam o transporte da molécula de pesticida do solo até a água subterrânea, considerando a persistência e a mobilidade do pesticida no solo, são abordados por esses métodos. Tais fatores envolvem as propriedades físico-químicas do pesticida (solubilidade, pressão de vapor, coeficiente de partição octanol/água e coeficiente de sorção no solo), as condições ambientais (clima, textura e conteúdo de água do solo), as características da paisagem (topografia e presença de sistemas de drenagem e redes de entrada de escoamento de águas superficiais) e as práticas de manejo (agricultura, seleção da cultura e método de aplicação do pesticida) (LOURENCETTI et al., 2005).

O Fator de Retardamento (RF) é utilizado para calcular o tempo necessário para que o pesticida se desloque no perfil do solo. Com base no fator de retardamento inicial de Davidson et al. (1968), Rao et al (1985) propôs um índice similar de convecção do tempo, no qual é designado o tempo do percurso. Este índice é restrito a pesticidas não-polares e supõe que a sorção do pesticida ao solo, ocorra exclusivamente para interações do pesticida com a matéria orgânica do solo (PARAÍBA; SPADOTTO, 2002).

Rao et al. (1985) incorporaram funções de degradação de pesticidas em expressões de tempo de transporte para produzir o fator de atenuação (AF). Este consiste na relação entre a massa do pesticida entrando na água subterrânea a alguma distância abaixo da superfície do solo e a massa do pesticida aplicado à superfície. De acordo com RAO et al. (1985) o fator de atenuação (AF) é definido como a fração da quantidade de pesticida aplicada na superfície do solo que lixivia através de determinada profundidade (SPADOTTO et al., 2001).

3 MATERIAIS E MÉTODOS

3.1 CARACTERIZAÇÃO DA REGIÃO

O presente estudo foi realizado na região da bacia do rio Itajaí, na região do Alto Vale do Itajaí, situada na parte leste do estado de Santa Catarina. Tem-se a seguir, uma breve descrição para a contextualização da região em questão.

3.1.1 Estado de Santa Catarina

Santa Catarina localiza-se entre os Paralelos 25° 57' e 29° 29' Sul e os Meridianos 48° 21' e 53° 50' a Oeste de Greenwich. De acordo com o IBGE, em 2000 o estado possuía uma população de 5.333.284 habitantes, dos quais aproximadamente 21% viviam no campo, em cerca de 203 mil estabelecimentos rurais. Com base nos critérios de classificação do Programa Nacional da Agricultura Familiar (Pronaf), estima-se que a agricultura familiar em Santa Catarina representa um universo de 180 mil famílias, ou seja, mais de 90% da população rural. Estas famílias de agricultores, apesar de ocuparem apenas 41% da área dos estabelecimentos agrícolas, são responsáveis por mais de 70% do valor da produção agrícola e pesqueira do estado, destacando-se na produção de 67% do feijão, 70% do milho, 80% dos suínos e aves, 83% do leite e 91% da cebola. O estado encontra-se entre os seis principais estados produtores de alimentos e apresenta os maiores índices de produtividade por área. O setor agrícola representa 12,8% do PIB estadual (CEPA, 2007).

3.1.1.1 Bacia do rio Itajaí

A Bacia do Itajaí localiza-se na unidade fisiográfica Litoral e Encostas de Santa Catarina (denominação da geografia ao conjunto de ambientes das bacias hidrográficas da vertente atlântica), entre as coordenadas 26° 27' e 27° 53' de latitude sul e 48° 38' e 50° 29' de longitude oeste. Seus divisores de água, a oeste, encontram-se na Serra Geral e na Serra dos Espigões. Ao sul, na Serra da Boa Vista, na Serra dos Faxinais e na Serra de Tijucas e, ao norte, na Serra da Moema. Dentro da Bacia do Itajaí encontra-se a Serra do Itajaí, importante remanescente

florestal da mata Atlântica (MAIS, 2003). A Figura 2 apresenta a localização da Bacia do Itajaí no Estado de Santa Catarina.

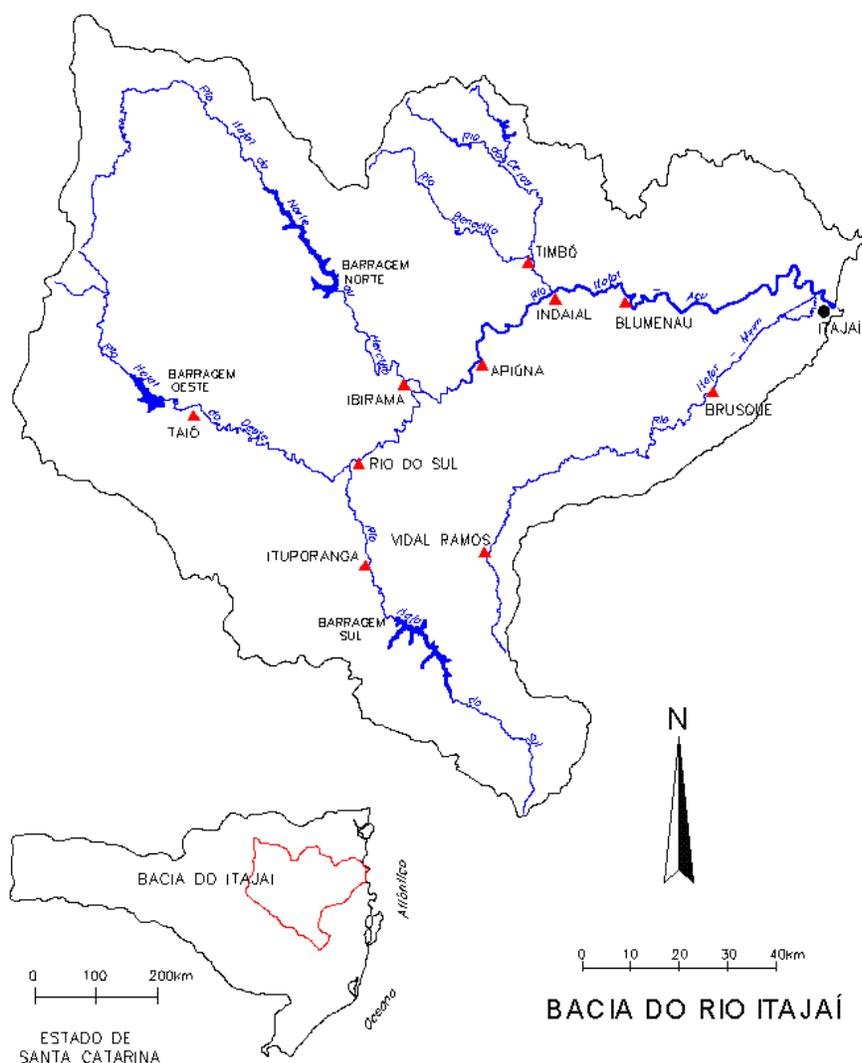


Figura 2 - Localização da Bacia do Rio Itajaí no Estado de Santa Catarina

A Bacia do Itajaí é a maior bacia da vertente atlântica do Estado de Santa Catarina e sua paisagem é dividida em três compartimentos naturais: o Alto, o Médio e o Baixo Vale do Itajaí. Cada sub-região tem características demográficas e sócio-econômicas próprias. Mas elas também são fortemente interdependentes, formando uma grande rede urbana em função, principalmente, de estarem instaladas ao longo do Rio Itajaí. A Bacia do Itajaí é ocupada por 47 municípios e possui aproximadamente 15.500 km² (16,15% do território catarinense). Abriga uma população de 945.720 habitantes, sendo 76% em área urbana (MAIS, 2003).

A região apresenta clima subtropical úmido com verões quentes. Em alguns municípios ocorrem áreas com altitude elevada, caracterizando-se uma transição para o clima temperado úmido. A temperatura média anual é de 20°C, ocorrendo em média 4 geadas por ano, normalmente nos meses de junho e julho. A precipitação anual varia entre 1.600 e 1.800 mm, sendo as chuvas mais intensas nos meses de verão. A insolação anual situa-se ao redor de 1.745 h (EPAGRI, 2001).

O relevo da Região do Alto Vale do Itajaí apresenta grandes variações altimétricas, com cotas que variam de 150 a 1.200 m. Os tipos de relevo apresentam, aproximadamente, os seguintes percentuais: Plano e suave: 30%; Ondulado e forte ondulado: 40%; Montanhoso: 30% (EPAGRI, 2001).

Dentre os principais problemas ambientais encontrados na bacia, tem destaque a ausência de matas ciliares ao longo dos rios, a ocupação indevida das encostas, a descaracterização da paisagem natural do relevo por aterros e cortes, a intensificação do desmatamento, práticas agrícolas inadequadas, o uso intensivo de agrotóxicos na agricultura, e a poluição das águas por dejetos industriais e domésticos (MAIS, 2003).

Desde o início do processo de colonização do Vale do Itajaí até os dias atuais ocorreram grandes mudanças no meio ambiente. Uma das mais radicais diz respeito às modificações nos padrões de cobertura e uso do solo, fazendo com que a Mata Atlântica desse lugar à utilização do solo para agropecuária, o povoamento e a urbanização. Especialmente o Alto Vale, devastou intensamente suas florestas dando lugar a uma forte produção agrícola e a pecuária de forma menos intensa (MAIS, 2003).

EPAGRI (2001) apresenta um levantamento da estrutura fundiária, da condição agrária dos produtores rurais, da distribuição do uso das terras agrícolas, e do uso dos principais agrotóxicos na região do alto vale do Itajaí. Este detalhamento se dá devido do fato da área ter sido adotada para aplicação desta pesquisa. Os resultados são apresentados nos Quadros 4 a 7. Podendo ser verificada a predominância de pequenas propriedades, pois 91,1% possuem menos de 50 ha, detendo a posse de 63,6% da área total.

Em relação à condição agrária no Alto Vale do Itajaí (Quadro 5), tem-se que 75,9% dos produtores são proprietários das terras que ocupam, seguidos de 11,2% de produtores ocupantes, 7,2% de produtores com parceria e 5,7% de produtores arrendatários (EPAGRI, 2001).

Condição	Nº de Propriedades	%
Proprietário	17.111	75,9
Arrendatário	1.294	5,7
Parceiro	1.628	7,2
Ocupante	2.519	11,2
Total	22.552	100,0

Quadro 5 - Condição agrária dos produtores rurais do Alto Vale do Itajaí
Fonte: EPAGRI, 2001

Segundo dados da EPAGRI (2001), a maioria das propriedades rurais da região do Alto Vale do Itajaí (Quadro 6) possui menos de 10 ha, num total de 9.238 propriedades, ou seja, 34,2%. Enquanto apenas 0,2% (78 propriedades) possuem mais de 500 ha de área. Em área total, essas propriedades representam um percentual equivalente, tendo, respectivamente, 9,8% e 11,2% do total de área plantada da região. Juntando-se as propriedades com 10 a 20 ha e 20 a 50 ha, tem-se 56,9% das propriedades rurais (15.346 propriedades) e 53,8% (337.588 ha) da área plantada. O restante das propriedades de enquadra em áreas de 50 a 100 e 100 a 500 ha, contabilizando 2.336 propriedades (8,7%) e 158.473 ha (25,2%) de área.

Grupos de Área	Propriedades Rurais		Área	
	Nº	%	ha	%
Menos de 10 ha	9.238	34,2	61.261	9,8
De 10 a 20 ha	7.258	26,9	109.782	17,5
De 20 a 50 ha	8.088	30,0	227.806	36,3
De 50 a 100 ha	1.322	4,9	86.825	13,8
De 100 a 500 ha	1.014	3,8	71.648	11,4
Mais de 500 ha	78	0,2	70.400	11,2
Total	26.998	100,0	627.722	100,0

Quadro 6 - Estrutura fundiária da Região do Alto Vale do Itajaí
Fonte: EPAGRI, 2001.

O Quadro 7 (EPAGRI, 2001) apresenta a distribuição relativa à utilização das terras agrícolas na região do Alto Vale do Itajaí. Tem-se o cultivo de lavouras permanentes em 2.908 propriedades em 2.3061 ha já as lavouras temporárias são realizadas em 20.325 propriedades, em uma área de 121.852 ha. Tem-se ainda, 3.402 propriedades com lavouras temporárias em descanso em uma área de 13.775 ha. Encontra-se 13.627 propriedades com pastagens naturais e 7.910 com

pastagens plantadas, com área, respectivamente, de 91.592 e 65.656 ha. Em relação às matas naturais, elas estão presentes em 13.819 propriedades em uma área de 122.166 ha, enquanto as plantas estão em 9.995 propriedades em uma área de 35.438 ha. Existe ainda, em 4.235 propriedades, um equivalente a 18.417 ha de áreas produtivas não utilizadas.

Uso da terra	Nº de propriedades	Área	
		ha	%
Lavouras permanentes	2.908	2.361	0,5
Lavouras temporárias	20.325	121.852	25,9
Temporárias em descanso	3.402	13.775	2,9
Pastagens naturais	13.627	91.592	19,4
Pastagens plantadas	7.910	65.656	13,9
Matas naturais	13.819	122.166	26,0
Matas plantadas	9.995	35.438	7,5
Produtivas não utilizadas	4.235	18.417	3,9
Total			100,0

Quadro 7 - Distribuição do uso das terras agrícolas no Alto Vale do Itajaí
Fonte: EPAGRI, 2001.

Em relação à quantidade de pesticidas utilizados nas principais culturas da região do Alto Vale do Itajaí (Quadro 8), tem-se, segundo dados da EPAGRI (2001), uma aplicação de 713.000 litros de herbicidas, 96.000 litros de inseticidas e 567.500 kg de fungicidas (EPAGRI, 2001).

Cultura	Herbicida	Inseticida	Fungicida
	Litros	L ou Kg	Kg
Arroz Irrigado	25.500	40.000	-
Feijão	7.500	2.500	7.500
Fumo	10.000	15.500	-
Mandioca	30.000	-	-
Milho	495.000	3.000	-
Olericultura	145.000	35.000	560.000
Total	713.000	96.000	567.500

Quadro 8 - Uso de pesticidas nas principais culturas do Alto Vale do Itajaí
Fonte: EPAGRI, 2001.

A maior quantidade de herbicidas é aplicada na cultura do milho, sendo aplicados nesta, 495.000 litros. É seguida pela cultura de oleaginosas, que recebe 145.000 litros de herbicidas. Essas duas culturas, totalizam quase 90% dos herbicidas aplicados na região. Os cultivos de fumo e feijão são os que menos

utilizam-se destas substâncias, recebendo aplicações de 10.000 e 7.500 litros respectivamente. As culturas de mandioca e milho juntas quantificam 55.000 litros de herbicidas (EPAGRI, 2001).

Na cultura do arroz são aplicados 40.000 litros de inseticidas. É a cultura que mais recebe estes produtos, sendo seguida pela olericultura, que tem-se 35.000 litros aplicados. Juntas, estas duas culturas recebem 78% do total de inseticidas aplicados na região. 15.500 litros são destinados ao cultivo do fumo e as culturas de feijão e milho juntas são responsáveis pela aplicação de 5.500 litros de inseticidas. O cultivo de mandioca não recebe aplicação destes produtos (EPAGRI, 2001).

Substâncias fungicidas não são aplicadas na maior parte das principais culturas. O arroz, o fumo, a mandioca e o milho não recebem aplicações destes produtos. No entanto, uma grande quantidade (560.000 kg) é aplicada na olericultura. Além desta, a cultura de feijão também recebe aplicações de fungicidas, porém, em uma quantidade notavelmente menor, uma quantidade de 7.500 kg (EPAGRI, 2001).

3.1.2 Tipos de solo encontrados no Alto Vale do Itajaí

Os solos encontrados na Bacia do Alto Vale do Itajaí são pertencentes ao grupo dos Cambissolo, Podzólico e Litólicos, como pode ser observado na Figura 3.

3.1.2.1 Cambissolo

Compreende solos minerais, não hidromórficos, com horizonte B incipiente bastante heterogêneo, em relação à cor, espessura, textura, à atividade química da fração argila e saturação por bases. Este horizonte situa-se imediatamente abaixo de qualquer tipo de horizonte A, exceto o fraco, ou sob horizonte H turfoso, possuindo seqüência A, Bi, C ou H, Bi, C. Eles são bem a moderadamente drenados, pouco profundos a profundos. A espessura do horizonte A varia de 15 a 80 cm. A textura e demais características a ela relacionadas variam em função da natureza do material de origem. A textura ao longo do perfil do solo é normalmente uniforme, verificando-se um pequeno decréscimo ou um pequeno incremento de argila do A para o B. Estes solos ocorrem de 20 à 1.600 metros de altitude, em

relevo praticamente plano, como os desenvolvidos em depósitos aluvionares, quanto em relevo montanhoso (EMBRAPA, 2004 b).

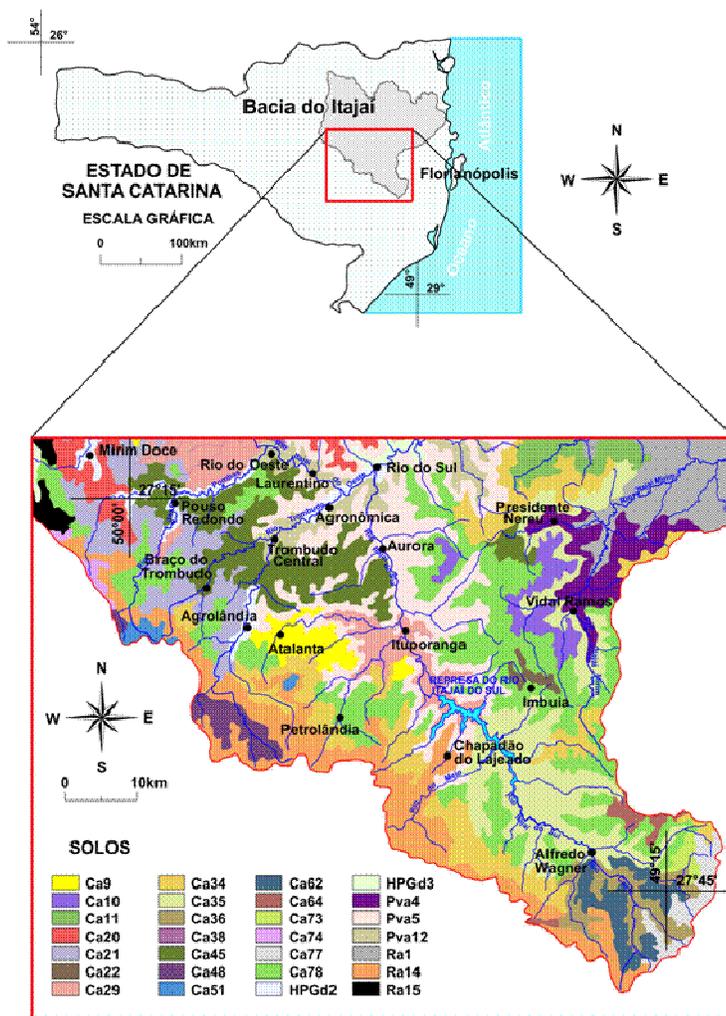


Figura 3 - Solos da área de estudo e seu entorno (Fonte: Adaptado de EMBRAPA, 2004 b).

3.1.2.2 Podzólico Vermelho-Amarelo

Compreende solos minerais, não hidromórficos, com horizonte B textural, em geral vermelho-amarelado ou bruno-avermelhado. Encontra-se sob horizonte A moderado, proeminente ou chernozêmico. Pode ser tanto de argila de atividade baixa quanto alta, álicos, distróficos ou eutróficos, e possui seqüência de horizontes A, Bt, C ou A, E, Bt, C. Abrange desde solos com mais de 2 metros de profundidade, até perfis com pouco mais de 50 centímetros, e desde moderadamente até

acentuadamente drenados. Parte dos solos que integram esta classe apresenta acentuado aumento no conteúdo de argila de A para B, com ou sem decréscimo do B para o C (EMBRAPA, 2004 b).

O horizonte A, cuja espessura média situa-se em torno de 30 cm, é de coloração bastante variável, principalmente em função do conteúdo de matéria orgânica e da natureza do óxido de ferro dominante, situando-se, em geral, entre os matizes 5YR e 10YR, valor entre 3 e 5 e croma entre 2 e 4. Nos casos em que a textura deste horizonte é arenosa, de estrutura fraca, em forma de grãos simples, de consistência solta - tanto com o solo seco, quanto úmido - e não plástica nem pegajosa quando molhado. Nas variedades com teores de silte elevado, como na região sedimentar onde a litologia é integrada por siltitos e folhelhos siltico-argilosos, este horizonte apresenta uma estrutura muito fracamente desenvolvida ou sem estrutura, maciça e coesa (EMBRAPA, 2004 b).

No que se refere ao horizonte Bt, a estrutura varia de fraca a moderada na forma de blocos subangulares e angulares, e com tamanho compreendido entre o pequeno e o médio. A consistência varia de macia a dura, de muito friável a firme, de ligeiramente plástica a plástica e de ligeiramente pegajosa a pegajosa. Os solos desta classe são desenvolvidos nos mais diversos materiais de partida, pois, com exceção de materiais oriundos de rochas efusivas básicas, ocorrem praticamente em todos os demais tipos de rochas encontrados no estado. Por ser bastante heterogênea no que se refere às características morfológicas, físicas e químicas, esta classe foi subdividida em classes mais homogêneas: Podzólico Vermelho-Amarelo Álico Tb A moderado textura argilosa, Podzólico Vermelho-Amarelo Álico Tb A moderado textura média/argilosa, Podzólico Vermelho-Amarelo Álico latossólico A moderado textura argilosa, Podzólico Vermelho-Amarelo Álico Tb abrupto A moderado textura média/argilosa e muito argilosa, Podzólico Vermelho-Amarelo Álico Ta A moderado textura média/argilosa e argilosa Podzólico Vermelho-Amarelo Distrófico Ta e Tb A moderado textura média (EMBRAPA, 2004 b).

3.1.2.3 Litólicos

Compreendem solos minerais, não hidromórficos, bem a moderadamente drenados, muito pouco desenvolvidos, rasos, com espessura em geral inferior a 40cm. Apresentam um horizonte A assentado diretamente sobre a rocha

consolidada ou um horizonte C pouco espesso entre o A e o R. No Estado de Santa Catarina são encontrados solos Litólicos com qualquer tipo de horizonte A (moderado, chernozêmico, proeminente e húmico), exceto o fraco. Por serem solos que se encontram em contínuo processo de rejuvenescimento e devido à proximidade do material de origem, possuem uma elevada percentagem de minerais pouco resistentes ao intemperismo, pequenos fragmentos de rocha, assim como relação Ki elevada. A cor do solo varia muito, assim como a textura, que varia em função do material de partida - embora se verifique um predomínio de solos Litólicos argilosos de textura média, sendo os de textura muito argilosa, siltosa e arenosa, bastante raros. Por serem solos que ocorrem em sua maioria em locais de topografia acidentada, normalmente em relevo forte ondulado, montanhoso e ondulado, e devido à pequena espessura dos perfis, são muito suscetíveis à erosão. O potencial agrícola destes solos varia muito, dependendo das condições ambientais e, em especial, do substrato rochoso e do regime hídrico. Para fins de mapeamento os solos desta classe foram desmembrados em: Solos Litólicos Álicos A moderado textura argilosa, Solos Litólicos Álicos A proeminente textura argilosa, Solos Litólicos Álicos A húmico e proeminente textura muito argilosa, Solos Litólicos Álicos A húmico textura argilosa, Solos Litólicos Álicos A húmico e proeminente textura média, Solos Litólicos Distróficos A proeminente textura argilosa e muito argilosa, Solos Litólicos Eutróficos A chernozêmico e moderado textura argilosa e Solos Litólicos Eutróficos A chernozêmico e moderado textura média (EMBRAPA, 2004 b).

3.1.2.4 Subgrupos dos solos encontrados na área de estudo

Com base na Figura 3, apresentada anteriormente, pode-se constatar que os solos encontrados na área de estudo pertencem aos seguintes subgrupos (“**Corrigir**” EMBRAPA, 2004 b):

- Ca9 - Cambissolo Álico Tb A moderado, textura argilosa, fase floresta subtropical perenifólia, relevo suave ondulado e ondulado
- Ca10 - Cambissolo Álico Tb A moderado, textura argilosa, fase floresta tropical/subtropical perenifólia, relevo forte ondulado e ondulado.

- Ca21 - Associação Cambissolo Álico Tb A moderado, textura argilosa, relevo forte ondulado + Podzólico Vermelho-Amarelo Distrófico Tb A moderado, textura argilosa, relevo ondulado + Solos Litólicos Distróficos A moderado, textura argilosa, relevo montanhoso e forte ondulado (substrato sedimentos pelíticos), todos fase floresta subtropical perenifólia.
- Ca22 - Associação Cambissolo Álico Tb A moderado, textura argilosa + Podzólico Bruno-Acinzentado Álico A moderado, textura média/argilosa, ambos fase floresta subtropical perenifólia, relevo suave ondulado e ondulado.
- Ca29 - Associação Cambissolo Álico latossólico A moderado, textura argilosa, relevo ondulado e suave ondulado + Solos Litólicos Álicos A moderado, textura média, relevo montanhoso (substrato arenito), ambos fase floresta tropical/subtropical perenifólia + Afloramentos Rochosos (arenito), relevo escarpado
- Ca34 - Associação Cambissolo Álico Tb A moderado e proeminente, textura argilosa, relevo forte ondulado e ondulado + Solos Litólicos Distróficos A moderado, textura argilosa, relevo forte ondulado e montanhoso (substrato sedimentos pelíticos), ambos fase floresta subtropical perenifólia
- Ca35 - Associação Cambissolo Álico Tb A moderado, textura argilosa, relevo ondulado + Solos Litólicos Distróficos A moderado, textura média, relevo montanhoso (substrato arenito) + Podzólico Vermelho-Amarelo Álico Tb A moderado, textura média/argilosa, relevo ondulado, todos fase floresta subtropical perenifólia + Afloramentos Rochosos (arenitos), relevo escarpado.
- Ca36 - Associação Cambissolo Álico Tb A moderado, textura argilosa, relevo forte ondulado + Solos Litólicos Eutróficos A moderado, textura média, relevo montanhoso (substrato folhelhos e arenitos), ambos fase floresta tropical/subtropical perenifólia.
- Ca45 - Cambissolo Álico Tb e Ta A proeminente e húmico, textura argilosa, fase floresta subtropical perenifólia, relevo suave ondulado e ondulado
- Ca62 - Associação Cambissolo Álico Tb A húmico, textura muito argilosa, relevo ondulado + Solos Litólicos Álicos A húmico, textura média, relevo forte

ondulado (substrato sedimentos pelíticos), ambos fase floresta e campo subtropical

Ca77 - Associação Cambissolo Álico Tb A húmico, textura argilosa, relevo suave ondulado + Solos Litólicos Álicos A húmico, textura média, relevo ondulado (substrato sedimentos pelíticos), ambos fase campo subtropical

Ca78 - Cambissolo Álico Ta A proeminente, textura argilosa e média, fase floresta subtropical perenifólia, relevo suave ondulado.

PVa5 - Associação Podzólico Vermelho-Amarelo Álico Tb A moderado, textura argilosa + Cambissolo Álico Tb A moderado, textura argilosa ambos fase floresta tropical/subtropical perenifólia, relevo ondulado + Afloramentos Rochosos, relevo escarpado

PVa12 - Associação Podzólico Vermelho-Amarelo Álico Tb A moderado, textura média/argilosa cascalhenta, relevo ondulado + Cambissolo Álico Tb A moderado, textura argilosa cascalhenta, fase rochosa, relevo forte ondulado, ambos fase floresta tropical perenifólia.

Ra14 - Associação Solos Litólicos Álicos A húmico e proeminente, textura média, fase floresta subtropical altimontana, relevo montanhoso (substrato sedimentos pelíticos) + Afloramentos rochosos, relevo escarpado

3.2 METODOLOGIA

O estudo do potencial da degradação por pesticidas das águas superficiais e subterrâneas na bacia do Itajaí envolve o levantamento das culturas desenvolvidas na região e suas respectivas áreas, levantamento dos produtos comerciais utilizados e suas características, a aplicação de indicadores de potencial de lixiviação e avaliação de risco de degradação ambiental, e o monitoramento das águas superficiais e subterrâneas da área de estudo. Parte do Alto Vale do Itajaí foi fixada como área de estudo, compreendendo os municípios de Agrolândia, Agronômica, Alfredo Wagner, Atalanta, Aurora, Braço do Trombudo, Imbuia, Ituporanga, Lontras, Petrolândia, Pouso Redondo, Rio do Sul e Trombudo Central. A escolha destes municípios foi motivada pelo fato de situarem-se em uma região com elevado uso agrícola cuja área de captação contribui para a reposição de aquíferos subterrâneos

e corpos d'água superficiais. Foi motivada também, por ter sido iniciado nessa região, um processo de monitoramento e análise da qualidade das águas quanto à presença de herbicidas. A Figura 4 apresenta a área de estudo, bem como os pontos de coleta para águas superficiais.



Figura 4 - Pontos de coletas de amostras de águas superficiais

3.2.1 Levantamento dos dados

O levantamento foi desenvolvido através da aplicação de um questionário, com o qual se buscava os dados de cultivos, produtos comerciais e/ou ingredientes ativos utilizados, extensão dos plantios, dose aplicada por superfície, período e modo de aplicação.

As áreas das principais culturas realizadas na região de estudo foram determinadas a partir do levantamento agropecuário realizado em entrevistas aos responsáveis técnicos dos respectivos municípios. Os dados que não foram obtidos por meio das entrevistas, foram obtidos com base no levantamento agropecuário 2002 – 2003 disponibilizado pelo Instituto CEPA – Centro de Socioeconomia e Planejamento Agrícola (<http://cepa.epagri.sc.gov.br/>).

Para se obter os dados sobre os ingredientes ativos utilizados na região do Alto Vale do Itajaí, foi realizado um levantamento junto aos serviços de assistência técnica da EPAGRI, CIDASC, cooperativa da CRAVIL, agropecuárias e prefeituras dos municípios em questão. Em geral, em cada município foi considerado apenas um responsável pela informação. No caso específico da agropecuária, a informação foi levantada em dois municípios, onde o responsável técnico não disponha dos dados solicitados.

Os ingredientes ativos foram separados quanto a sua ação sobre os organismos vivos em herbicidas, inseticidas e fungicidas. E estes dados foram inseridos em planilhas, para tratamento estatístico dos mesmos.

A quantidade real de pesticidas utilizados pelos agricultores varia de ano para ano, dependendo do tipo de praga que ataca a lavoura no período em questão. Não existem registros disponíveis da quantidade de pesticida utilizada por cada agricultor, sendo este valor estimado a partir da quantidade recomendada de aplicação do produto comercial. A dose recomendada foi obtida no banco de dados AGROFIT – Sistema de Agrotóxicos Fitossanitários do Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (http://extranet.agricultura.gov.br/agrofit_cons/principal_agrofit_cons).

Em função da composição do produto comercial é determinada a dose recomendada do ingrediente ativo e essa dose recomendada pelos fabricantes dos produtos formulados varia em função de vários fatores, mas principalmente em função das pragas a combater, variando de gramas a quilogramas por hectare. A tabela 4.5 apresenta os valores recomendados, levantados junto ao banco de dados do AGROFIT do Ministério da Agricultura e Abastecimento. Essas doses recomendadas são consideradas na aplicação do método SIRIS.

A determinação dos ingredientes ativos utilizados nos cultivos, das quantidades efetivamente aplicadas e das datas destas aplicações é difícil de ser realizada, pois esses dados variam fortemente no tempo e no espaço. Assim,

supõe-se que as doses recomendadas sejam adotadas pelos produtores agrícolas e que todos os ingredientes ativos estejam sendo utilizados de forma uniforme, conforme indicado.

As doses representam a quantidade de pesticidas por unidade de superfície, geralmente dado em hectare (ha), as quais poderão ser dispersos no solo, ar, água e plantas pelos vetores de transporte. Este transporte pode ser realizado pelos mecanismos de advecção e de dispersão, na superfície e no perfil do solo. Na dispersão sobre a superfície do solo atuam a difusão molecular e a difusão turbulenta pelo escoamento superficial da água. No perfil do solo, atua igualmente a dispersão mecânica provocada pela tortuosidade gerada pela estruturação dos poros do meio. Caminhos preferenciais podem acelerar o transporte tanto na superfície quanto solo.

3.2.2 Levantamento das características dos ingredientes ativos

Para cada ingrediente ativo encontrado foram pesquisadas as características físicas, químicas e ecotoxicológicas. Para tal, foram analisados os bancos de dados especializados do Agritox (www.dive.afssa.fr), EXTUNET (extonet.orst.edu.gh), FOOTPRINT (www.herts.ac.uk/aeru), Crop System (www.ars.usda.gov/services/docs.htm?docid=14199), através de seus respectivos sites e as bibliografias de Pesticide Properties in the Environment (Hornsby et al., 1996), Metabolic Pathways of Agrochemicals – Part 1 e 2 (Roberts; Hutson, 1999) e Agrochemicals Desk Reference (MONTGOMERY, 1997).

Dentre as características físicas, químicas e ecotoxicológicas, foram levantadas as seguintes propriedades: solubilidade da água, tempo de meia vida em campo, tempo de meia vida de hidrólise e de fotólise, coeficiente de sorção do solo, pressão de vapor, constante de ionização ácido-base, concentração letal em peixes, concentração efetiva em *Daphnia magna*, concentração efetiva em algas, dose letal via oral em ratos, coeficiente de partição octanol-água, dose diária aceitável, coeficiente de Henry, PNEC – concentração de predição sem efeito e fator de bioconcentração.

A composição dos produtos comerciais e as doses recomendadas dos ingredientes ativos foram obtidas através de pesquisas realizadas nas bases de dados do AGROFIT – Sistema de Agrotóxicos Fitossanitários do Ministério da

Agricultura, Pecuária e Abastecimento (http://extranet.agricultura.gov.br/agrofit_cons/principal_agrofit_cons) e nas bases de dados do SIA – Sistema de Informações sobre Agrotóxicos da Agência Nacional de Vigilância Sanitária (<http://www4.anvisa.gov.br/agrosia/asp/default.asp>).

3.2.3 Aplicação dos indicadores de potencial de lixiviação e avaliação de risco de degradação ambiental

Três indicadores foram aplicados à determinação do potencial de degradação das águas superficiais e/ou subterrâneas por pesticidas, o índice GUS (Gustafson, 1989), o índice LIX (Spadotto, 2002) e o método SIRIS (Vaillant et al., 1995). Os dois primeiros índices indicam o potencial de lixiviação dos ingredientes ativos no perfil do solo em direção as águas subterrâneas. Eles consideram a propriedade de sorção de cada solo, representado pelo parâmetro k_{oc} e a degradação da substância, representada pelo tempo de meia-vida. Os limites adotados para classificação dos valores são aqueles indicados pelos autores.

Estes índices apontam o potencial de lixiviação dos ingredientes no perfil do solo. Isto significa que substâncias com elevado potencial de lixiviação podem ser transportadas pelo fluxo de água no perfil do solo, atingindo, conseqüentemente, as águas subterrâneas. E do mesmo modo, podem ser transportadas pelo escoamento superficial em direção aos corpos de águas. Quanto maior o tempo de meia vida de uma substância, maior será o tempo em que ela estará disponível no ambiente, e conseqüentemente a possibilidade de ser lixiviada será maior. Para as substâncias que apresentam tempos de meia-vida menores, a lixiviação deverá ocorrer de forma mais intensa logo após a sua aplicação. Isto, porque estas substâncias apresentam menor tempo de disponibilidade no solo, por serem degradadas mais rapidamente. Quanto menor for o coeficiente de adsorção, maior será o potencial de lixiviação do ingrediente ativo, pois sua capacidade de sorção em relação ao solo é reduzida.

Por outro lado, as substâncias com baixo potencial de lixiviação teriam mobilidade reduzida, devido a dois fatores. Primeiro, porque neste caso o tempo de meia vida é baixo e isto implica no desaparecimento da substância em poucos dias, restando assim, pouco tempo disponível para que ela seja transportada pela água. Segundo, a adsorção as partículas do solo é elevada. Neste caso, as substâncias seriam transportadas aderidas às partículas erodidas da camada superficial do solo

para pontos com menores altitudes, podendo atingir os corpos de águas superficiais, onde possivelmente elas sofrerão o efeito do fenômeno de sedimentação, passando a acumular no leito.

O terceiro método é o Sistema de Integração de Risco com Interação de Pontuação (Scores) – SIRIS (Vaillant et al., 1995). Ele permite avaliar o risco de degradação das águas superficiais e das águas subterrâneas pela aplicação de um método de hierarquização dos ingredientes ativos. O risco é considerado como uma variável de duas dimensões. Uma dimensão é a exposição que o ambiente está submetido e outro é o efeito que a substância ocasiona no ambiente. Para águas superficiais são considerados os efeitos ecotoxicológicos à peixes, invertebrados aquáticos e algas e a dose máxima aceitável ao homem. No caso das águas subterrâneas é considerada apenas a dose máxima aceitável ao homem.

O método SIRIS difere dos índices de lixiviação, principalmente, pelo fato de ser mais complexo e de levar em consideração muitas outras características além do coeficiente de adsorção e tempo de meia vida da substância. Inicialmente, são avaliadas as propriedades que devem apresentar maior peso na geração do risco de ocorrência de degradação das massas de água. Faz-se então um levantamento das características das substâncias que se deseja avaliar. São estabelecidos intervalos dos valores, nos quais as características podem ser consideradas em três níveis: favorável (índice F), intermediário (índice M) e desfavorável (índice D). Os Quadros 9 e 10 fornecem os valores das propriedades consideradas e os respectivos níveis para águas subterrâneas e superficiais, respectivamente.

Classes de Critérios para Águas Subterrâneas			
Nível de Classificação	F	M	D
Coeficiente de Sorção - K_{oc} ($mL\ g^{-1}$)	> 500	500 - 100	< 100
Tempo de Degradação - DT_{50} (dias)	< 30	30 - 120	> 120
Hidrólise (dias)	< 30	30 - 60	> 60
Superfície (ha)	< 2.500	2.500 - 10.000	> 10.000
Quantidade ($kg\ ha^{-1}$)	< 0,5	0,5 - 1	> 1
Hidrossolubilidade ($mg\ L^{-1}$)	< 10	10 - 200	> 200
* Os valores referentes à superfície de aplicação foram adaptados à realidade da área de estudo em questão.			

Quadro 9 - Critérios utilizados para classificação das propriedades físico-químicas pelo método SIRIS para águas subterrâneas
Fonte: De Lavaur et al. (1995)

Classes de Critérios para Águas Superficiais			
Nível de Classificação	F	M	D
Coeficiente de Sorção - K_{oc} (mL g^{-1})	> 1.000	1.000 - 100	< 100
Tempo de Degradação - DT_{50} (dias)	< 8	8 - 30	> 30
Hidrólise (dias)	< 30	30 - 60	> 60
Superfície (ha)*	< 2.500	2.500 - 10.000	> 10.000
Quantidade (kg ha^{-1})	< 0,5	0,5 - 1	> 1
Hidrossolubilidade (mg L^{-1})	< 10	10 - 200	> 200
* Os valores referentes à superfície de aplicação foram adaptados à realidade da área de estudo em questão.			

Quadro 10 - Critérios utilizados para classificação das propriedades físico-químicas pelo método SIRIS para águas superficiais
Fonte: De Lavour et al. (1995).

Para cada ingrediente ativo são determinados os níveis de exposição em função de suas características específicas. Em seguida, são somados os níveis de exposição por características para obter-se o valor global do nível de exposição da substância considerada. A soma destes níveis foi realizada com base na escala de peso das propriedades determinada por De Lavour et al. (1995). Destas propriedades, somente os níveis para os valores de superfície de aplicação foram adequados à realidade da área de estudo em questão, adotando nível *F* para superfícies menores que 2.500 ha, nível *M* para superfícies com valores entre 2.500 e 10.000 ha e nível *d* para superfícies maiores que 10.000 ha.

O método SIRIS apresenta sob forma gráfica os riscos de degradação das águas superficiais e das águas subterrâneas pelos ingredientes ativos considerados. São realizados gráficos individuais para cada massa de água. No caso de águas superficiais o gráfico considera no eixo y a escala de exposição, que considera os valores, em ordem de importância decrescente, da superfície (ha), da quantidade (kg ha^{-1}), solubilidade em água (mg L^{-1}), hidrólise (d), DT_{50} (d), K_{oc} (g mL^{-1}), e varia de 0 a 120. E no eixo x, considera o menor valor apresentado para efeito toxicológico em peixes (CL_{50}), em daphnia (CE_{50}) e em algas (CE_{50}), ou seja, é adotado o valor que considera a menor concentração da substância que ocasiona efeito sobre os organismos aquáticos, ou da dose diária aceitável ao homem (IDA). Para as águas subterrâneas, no eixo x é colocada a dose diária aceitável ao homem (IDA), e no y a escala de exposição, obtido, também em ordem de importância decrescente, a partir de K_{oc} , DT_{50} , hidrólise, superfície, quantidade, solubilidade em água.

O risco de degradação das águas subterrâneas e superficiais é crescente. Passando-se de um valor de risco mínimo para baixos níveis de exposição e

concentrações elevadas com efeitos sobre os organismos aquáticos e/ou ao homem, ao um valor de risco máximo, para exposição e efeitos elevados em baixas concentrações. Os ingredientes ativos com maior risco de degradação das águas situam-se extremos superiores dos eixos x e y. Na inserção entre os dois eixos, encontrado o risco mínimo, ou o valor ideal, para o qual, a substância deve obter nível favorável (F) para todas as propriedades consideradas.

Para análise da importância do risco às águas superficiais e às águas subterrâneas, os gráficos obtidos foram divididos em 5 níveis, adotando-se as faixas apresentadas no Quadro 11, para efeitos sobre o homem e Quadro 12 para efeito sobre os organismos aquáticos. Aplicando-se estes níveis de risco, é feita a hierarquização dos ingredientes ativos.

Risco	Exposição	Dose diária aceitável (mg/kg/d)
Muito baixo	EXPOSIÇÃO \leq 40	DDA \geq 0,07
Baixo	40 < EXPOSIÇÃO \leq 80 EXPOSIÇÃO \leq 40	DDA \geq 0,07 0,07 > DDA \geq 0,003
Médio	EXPOSIÇÃO > 80 40 < EXPOSIÇÃO \leq 80 EXPOSIÇÃO \leq 40	DDA \geq 0,07 0,07 > DDA \geq 0,003 DDA < 0,003
Alto	EXPOSIÇÃO > 80 40 < EXPOSIÇÃO \leq 80	0,07 > DDA \geq 0,003 DDA < 0,003
Muito alto	EXPOSIÇÃO > 80	DDA < 0,003

Quadro 11 - Riscos de degradação das águas em função do efeito sobre o homem

Risco	Exposição	Concentração Ecotoxicológica (mg/L)
Muito baixo	EXPOSIÇÃO \leq 40	ECOTOX \geq 1
Baixo	40 < EXPOSIÇÃO \leq 80 EXPOSIÇÃO \leq 40	ECOTOX \geq 1 1 > ECOTOX \geq 0,01
Médio	EXPOSIÇÃO > 80 40 < EXPOSIÇÃO \leq 80 EXPOSIÇÃO \leq 40	ECOTOX \geq 1 1 > ECOTOX \geq 0,01 ECOTOX < 0,01
Alto	EXPOSIÇÃO > 80 40 < EXPOSIÇÃO \leq 80	1 > ECOTOX \geq 0,01 ECOTOX < 0,01
Muito alto	EXPOSIÇÃO > 80	ECOTOX < 0,01

Quadro 12 - Riscos de degradação das águas em função do efeito sobre o meio aquático

3.2.4 Monitoramento das águas superficiais e subterrâneas do Alto Vale do Itajaí

Nos anos de 2004 a 2006 foram realizadas coletas de águas em rios e em poços situados no Alto Vale do Itajaí. A frequência de coleta foi mensal para as águas superficiais e trimestrais para as águas de poços. Em águas superficiais foram coletadas amostras em 7 pontos. Foram realizadas 22 amostras em cada ponto, perfazendo 154 amostras analisadas para detecção da presença dos ingredientes ativos Quincloraque, Metsulfurom-metílico, 2,4 – D e Pirazosulfurom. A escolha destes herbicidas para detecção de presença se deu pelo fato de que essas análises foram iniciadas em estudos relacionados ao cultivo de arroz, cultura na qual estes ingredientes ativos são amplamente utilizados. Os pontos de coletas são apresentados na Figura 4, para águas superficiais e Figura 5 para águas subterrâneas.

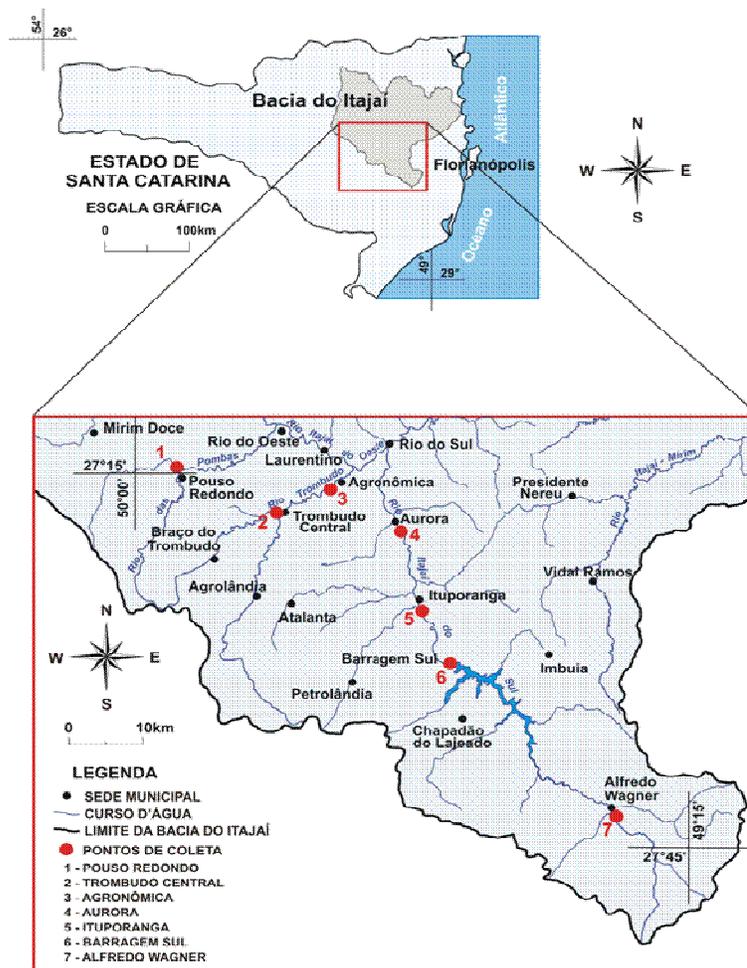


Figura 5 - Pontos de coleta de amostras de águas subterrâneas

As coletas em rios e poços profundos foram realizadas, com o auxílio de uma garrafa de Van Dorn à profundidade de 1 metro. Em poços mais rasos e acessíveis manualmente, as coletas foram efetuadas com garrafa PET 2 litros e em residências que possuem a água subterrânea encanada, as amostras foram coletadas em garrafa PET 2 litros diretamente da torneira.

Inicialmente, fez-se, a limpeza dos materiais levados a campo, utilizando acetato de etila e álcool para que não houvesse nenhum tipo de contaminação das amostras. Em campo, antes de armazenar as amostras para transporte, os recipientes foram lavados três vezes com a própria amostra, descartando-as em seguida. Quando a coleta da amostra foi realizada diretamente da torneira, deixou-se correr a água por alguns instantes antes do armazenamento.

As amostras foram armazenadas em garrafas PET e acondicionadas em uma caixa de isopor com gelo. Em laboratório, as amostras permaneceram na geladeira, a $4^{\circ}\text{C} \pm 0,5$, até a realização das análises.

Foram realizadas determinações para os herbicidas Quincloraque, Metsulfurom-metílico, 2,4 – D e Pirazosulfurom. A extração destes pesticidas das águas amostradas procedeu conforme a técnica proposta pela EPA (Environmental Protection Agency) 608/8080 constante no *BAKERBOND application notes* da J.T.Baker Corporation. A técnica envolve a utilização de uma estação de extração montada em laboratório, com colunas *BAKERBOND spe octadecyl* (C_{18}).

Iniciou-se o procedimento com uma filtração simples da amostra de água. Então, condicionou-se a coluna com 3 mL de acetato de etila, 1 mL de metanol e 1 mL de água destilada. Para a extração dos pesticidas foram utilizadas colunas J.T. Baker, *BAKERBOND spe*TM. Em seguida passou-se toda a amostra (1 litro de água) por esta coluna condicionada com auxílio de bomba de vácuo. Após o término da passagem da amostra pela coluna, deixou-se secar no vácuo por 15 minutos. A recuperação dos ingredientes ativos presentes foi realizada com a adição de 0,5 ml de acetato de etila, sendo recuperado em balão volumétrico de 1 mL onde o volume final foi ajustado com acetato de etila, passando para um Vial e mantido em freezer até a determinação. As extrações foram realizadas no Laboratório de Combustíveis da FURB.

Para a análise de cromatografia, foi utilizado um Cromatógrafo Líquido Varian® ProStar 230, com detector UV-Vis ProStar 310 com comprimento de onda de trabalho de 280nm. As condições analíticas foram: coluna C18 (250 x 4,6 mm,

filme 5 μ m) e os solventes utilizados foram: metanol (A), água acidificada com ácido fosfórico 0,05M (B) e acetonitrila (C). O fluxo dos solventes foi regulado da seguinte maneira: inicialmente, 0% de A, 75% de B e 25% de C, mantidos por 20 minutos, quando as condições mudaram para: 0% de A, 30% de B e 70% de C. E na fase final, a composição dos solventes foi: 0% de A, 0% de B e 100% de C. A pressão variou entre um máximo de 400 atm e mínimo de 6 atm. A taxa de fluxo foi 1 mL min⁻¹ e o volume injetado, 20 μ L.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resultados são apresentados em termos de áreas dos principais cultivos realizados na região do Alto Vale do Itajaí e dos ingredientes ativos aplicados por cultura. Em seguida são apresentados os resultados da aplicação dos indicadores GUS, LIX e SIRIS. Finalmente, são apresentados os resultados obtidos em termos de concentrações das substâncias determinadas no período de monitoramento das águas.

4.1 ÁREAS DE CULTIVOS

Nas entrevistas com os serviços de assistência técnica foram indicadas as principais culturas realizadas na região, tais como milho, arroz, feijão, fumo, batata, cebola, mandioca, beterraba, abóbora, melancia, tomate e pastagem. Pode ser observado que o milho constitui a principal cultura desenvolvida, com uma superfície de cerca de 30.339 ha ao longo dos 13 municípios analisados, seguido pelos cultivos de pastagem, cebola, fumo, arroz e feijão.

4.2 LEVANTAMENTO DOS INGREDIENTES ATIVOS

O levantamento dos produtos comerciais utilizados pelos produtores agrícolas na região do Alto Vale do Itajaí permitiu identificar os ingredientes ativos aplicados nas principais culturas. Foram identificadas 39 herbicidas, 33 inseticidas e 32 fungicidas. As propriedades físicas, químicas e ecotoxicológicas destes pesticidas são apresentadas no apêndice 1. Os Quadros 13, 14 e 15 apresentam, respectivamente, a relação dos fungicidas, inseticidas e herbicidas e as culturas nas quais estes são utilizados.

Fungicidas			
Ingrediente Ativo	Cultura	Ingrediente Ativo	Cultura
Azoxistrobim	Melancia, Feijão, Tomate, Cebola	Metconazol	Tomate, Cebola
Benomil	Feijão	Oxicloreto de Cobre	Cebola
Captana	Cebola	Óxido de Cobre	Cebola
Carbendazim	Feijão, Tomate, Cebola, Beterraba	Pirimetanil	Cebola
Carboxina	Milho	Procimidona	Cebola
Clorotalonil	Feijão, Melancia, Cebola	Procloraz	Cebola
Difenoconazol	Moranga, Melancia, Cebola	Propiconazol	Arroz
Estrobirilina	Arroz	Propinebe	Melancia, Tomate, Cebola
Folpete	Cebola	Tebuconazol	Tomate, Cebola
Iprodiona	Cebola	Tiabendazol	Cebola
Iprovalicarb	Cebola	Tiofanato-metílico	Beterraba, Feijão, Cebola
Mancozebe	Batata, Fumo, Cebola	Tiram	Milho, Feijão, Tomate, Cebola
Metalaxil-M	Batata, Fumo, Tomate, Cebola	Trifloxistrobina	Cebola, Arroz

Quadro 13: Fungicidas utilizados e respectivas culturas:

Inseticidas			
Ingrediente Ativo	Cultura	Ingrediente Ativo	Cultura
Abamectina	Melancia	Fipronil	Arroz
Acefato	Mandioca, Feijão, Fumo, Tomate, Milho	Imidaclopride	Batata, Mandioca, Fumo, Tomate, Melancia
Alfa-cipermetrina	Batata, Tomate, Cebola	Lambda-cialotrina	Moranga, Beterraba, Melancia, Milho, Cebola
Bacillus Thuringiensis	Batata, Tomate, Milho	Lufenurum	Milho
Beta-ciflutrina	Cebola	Metamidofós	Feijão, Fumo, Tomate, Cebola
Carbofurano	Arroz, Tomate	Metiocarbe	Mandioca
Clorpirifós	Arroz, Fumo, Tomate	Novalurom	Milho
Ciflutrina	Melancia, Fumo	Parationa-metílica	Tomate, Milho, Cebola
Cipermetrina	Milho, Cebola, Batata, Tomate	Profenofós	Cebola
Ciromazina	Melancia	Tiametoxam	Melancia, Arroz, Batata, Tomate
Deltametrina	Batata, Feijão, Arroz, Fumo, Tomate, Milho, Cebola	Tiodicarbe	Feijão, Milho
Diflubenzurom	Batata, Tomate	Triclorfom	Arroz
Dimetoato	Batata, Tomate, Cebola	Triflumurom	Mandioca
Fenitrotiom	Arroz		

Quadro 14 - Inseticidas utilizados e respectivas culturas:

Herbicidas			
Ingrediente Ativo	Cultura	Ingrediente Ativo	Cultura
2,4-D	Pastagem	Ioxinil	Cebola
2,4-D Amina	Pastagem	Isoxaflutol	Milho
2,4-D Sal Dimetilamina	Pastagem, Mandioca, Milho	Mesotriona	Milho
2,4-D Triet	Pastagem	Metolacoloro	Mandioca, Milho
Acetocloro	Milho	Metribuzim	Mandioca
Alacloro	Milho	Metsulfurom-metílico	Arroz
Atrazina	Milho	Nicosulfurom	Milho
Bentazona	Feijão, Arroz, Cebola	Óleo Mineral	Cebola
Bispiribac	Arroz	Oxadiazona	Melancia, Cebola
Cletodim	Cebola, Melancia	Paraquate	Milho , Fumo, Tomate
Clomazona	Mandioca, Fumo	Pendimetalina	Melancia, Fumo, Milho, Cebola
Diuron	Milho , Mandioca, Cebola	Picloram	Pastagem
Fenoxapropetílico	Feijão, Tomate, Cebola, Melancia	Pirazossulfurom	Arroz
Fluazifoprop-butílico	Mandioca, Feijão	Quincloraque	Arroz
Fomesafen	Feijão	Quizalofopropetílico	Mandioca, Feijão, Fumo, Tomate, Cebola
Foramsulfurom	Milho	Safener	Milho
Flumioxazina	Cebola	Setoxidim	Feijão, Fumo, Tomate, Cebola
Glifosato	Mandioca, Arroz, Fumo, Milho, Cebola	Simazina	Milho
Iodosulfurom	Milho		

Quadro 15 - Herbicidas utilizados e respectivas culturas:

Observa-se no manejo das diferentes culturas a recomendação do uso de um número elevado de pesticidas. Apenas no manejo da cebola tem-se a recomendação de mais de 50 ingredientes ativos diferentes. Situação similar, mas em menor número, são as moléculas recomendadas no manejo do tomate, milho, batata, fumo, feijão e arroz. Em pastagem é recomendado o uso dos herbicidas 2,4-D.

4.3 POTENCIAL DE LIXIVIAÇÃO

Os índices GUS e LIX descritos na revisão bibliográfica foram aplicados através da utilização do coeficiente de adsorção K_{oc} e o tempo de meia-vida no solo de cada um dos ingredientes ativos.

Os Quadros 16 a 18 apresentam os valores dos índices GUS e LIX calculados para cada pesticida. No Quadro 16, pode-se verificar que a maioria dos fungicidas, para os dois índices, foi classificada como potencial nulo de lixiviação. De um total de 28 moléculas, 18 foram classificadas para o índice GUS como potencialmente nulas e 15 para o índice LIX. Um número considerável de fungicidas apresenta-se classificado como zona de transição, sendo 10 para o índice LIX e 6 para o índice GUS. Tem-se os ingredientes ativos Pirimetanil (GUS = 4,48, LIX = 0,80) e Fenaminadona (GUS = 3,69 e LIX = 0,52) como os de maior potencial de lixiviação dentre os fungicidas.

Fungicidas					
Ingrediente Ativo	LIX	GUS	Ingrediente Ativo	LIX	GUS
Azoxistrobim	0.000002	1.843060	Metalaxil-M	0.120332	2.755720
Benomil	0.000000	1.317050	Metconazol	0.099198	2.343753
Captana	0.000000	-2.378771	Metiram	0.000000	-0.100741
Carbendazim	0.099261	2.906571	Pirimetanil	0.801108	4.484550
Carboxina	0.000000	0.756250	Procimidona	0.000000	0.393104
Cimoxanil	0.000888	2.124238	Procloraz	0.000010	1.921779
Clorotalonil	0.000000	1.217048	Propiconazol	0.000001	1.666427
Difenoconazol	0.000000	0.577149	Propinebe	0.001552	0.502542
Famoxadona	0.000000	0.128578	Tebuconazol	0.052315	2.071739
Fenamidona	0.519848	3.688571	Tiabendazol	0.000197	1.389251
Folpete	0.000000	-1.973827	Tiofanato-metílico	0.000000	1.147849
Iprodiona	0.000000	0.681468	Tiram	0.000000	0.638695
Iprovalicarbe	0.086414	2.916863	Trifenil Hidróxido Estanho	0.000000	-0.678262
Mancozebe	0.000000	0.000000	Trifloxistrobina	0.000000	1.186794

Quadro 16 - Valores obtidos dos índices LIX e GUS para os fungicidas utilizados

As moléculas de herbicidas, conforme o Quadro 17, com maior potencial de lixiviação são 2,4-D (GUS = 6,45 e LIX = 0,95), Iodosulfurom (GUS = 6,01 e LIX = 0,92), Cletodim (GUS = 5,94 e LIX = 0,91), Picloram (GUS = 5,46 e LIX = 0,88) e Quincloraque (GUS = 5,12 e LIX = 0,81). No outro lado da escala, com menor potencial de lixiviação, encontram-se os herbicidas Paraquate (GUS = -6,0 e LIX = 0), Alacloro (GUS = -0,57 e LIX = 0), Glifosato (GUS = -0,50 e LIX = 0), Oxifluorfem

(GUS = -0,36 e LIX = 0) e Pendimentalina (GUS = -0,14 e LIX = 0) que apresentam potencial de lixiviação classificado como nulo. Ao contrário dos fungicidas e dos inseticidas, a maioria dos herbicidas foi classificada como apresentando alto potencial de lixiviação. Dos 34 ingredientes ativos analisados para o índice GUS, 15 foram classificados com alto potencial e para o índice LIX foram 17.

Herbicidas					
Ingrediente Ativo	LIX	GUS	Ingrediente Ativo	LIX	GUS
2,4 - D	0.948227	6.447665	Iodosulfurom	0.918110	6.013157
Atrazina	0.315058	3.556303	Ioxinil	0.025268	2.675405
2,4-D Ácido	0.250074	2.698970	Isoxaflutol	0.000000	0.000000
2,4-D Amina	0.000978	2.000000	Mesotriona	0.000015	1.465677
2,4-D Sal Dimetilamina	0.250074	2.698970	Metribuzim	0.675697	4.421586
Acetoclor	0.010694	2.524136	Metsulfurom-metílico	0.401539	3.550118
Alacloro	0.000000	-0.573937	Nicosulfurom	0.379007	3.149314
Bentazona	0.307863	3.386197	Oxadiazona	0.000000	0.731542
Cletodim	0.911740	5.939988	Oxifluorfem	0.000000	-0.356580
Clomazona	0.000268	2.139684	Paraquate	0.000000	-6.000000
Diurum	0.381114	3.123763	Pendimentalina	0.000000	-0.137778
Fenoxaprope-etílico	0.000000	-0.075305	Picloram	0.884087	5.463828
Fenoxaprop-P-Ethyl	0.000000	-0.075305	Pirazosulfurom-etílico	0.001011	2.221135
Fluazifope-p-butílico	0.000000	0.455160	Quincloraque	0.813630	5.120503
Flumioxazina	0.000000	0.665838	Quizalofope-p-etílico	0.000000	1.520015
Fomesafem	0.707159	4.602060	Setoxidim	0.750989	4.767631
Foramsulfurom	0.655539	4.441799	Simazina	0.391239	3.738676
Glifosato	0.000000	-0.496962			

Quadro 17 - Valores obtidos dos índices LIX e GUS para os herbicidas utilizados

O Quadro 18 indica que dentre os inseticidas com maior potencial de lixiviação, tem-se os ingredientes ativos Acefato (GUS = 6,28 e LIX = 0,97), Dimetoato (GUS = 4,62 e LIX = 0,74), Carbofurano (GUS = 4,52 e LIX = 0,74) Imidaclopride (GUS = 4,40 e LIX = 0,69) e Fenitrotiom (GUS = 3,38 e LIX = 0,30).

Além dos inseticidas citados anteriormente, o ingrediente ativo Metamidofós foi também classificado como possuindo potencial de lixiviação para o índice LIX, para o qual obteve valor 0,87, e para o índice GUS, obteve valor 2,79, ficando dentro da zona de transição de potencial de lixiviação, no entanto, muito próximo ao valor limítrofe para ser considerado potencial. Assim como os fungicidas, a grande maioria dos inseticidas encontra-se classificada como potencialmente nula. Sendo 19 dos 28 inseticidas, classificados como nulos para o índice de GUS e 16 para o índice LIX.

Inseticidas					
Ingrediente Ativo	LIX	GUS	Ingrediente Ativo	LIX	GUS
Abamectina	0.000000	-0.211470	Fosfeto de Alumínio	0.000000	-2.698970
Acefato	0.972661	6.284439	Imidaclopride	0.691460	4.395416
Alfa-cipermetrina	0.000000	-1.528488	Indoxacarbe	0.000000	0.300854
Beta-ciflutrina	0.000000	-1.885102	Lambda-cialotrina	0.000000	-1.010652
Carbofurano	0.737182	4.515144	Lufenurom	0.000000	-1.085584
Ciflutrina	0.000000	-1.885102	Metamidofós	0.870576	2.795880
Cipermetrina	0.000000	-2.069571	Metiocarbe	0.000000	1.629279
Ciromazina	0.000000	1.615518	Novalurom	0.000000	0.081085
Clorpirifós	0.000000	0.296394	Parationa-metílica	0.000363	2.141716
Deltametrina	0.000000	0.000000	Profenofós	0.000000	0.813848
Diflubenzurom	0.000000	0.000000	Tiametoxam	0.049142	1.085184
Dimetoato	0.735831	4.620549	Tiodicarbe	0.000087	2.056325
Fenitrotiom	0.295414	3.375903	Triclorfom	0.007083	0.438384
Fipronil	0.000002	1.829894	Triflumurom	0.000010	1.185786

Quadro 18 - Valores obtidos dos índices LIX e GUS para os inseticidas utilizados

O Gráfico 1 apresenta a classificação dos pesticidas recomendados para uso nas principais culturas na área de estudo, quanto ao seu potencial de lixiviação, avaliado pelo índice GUS.

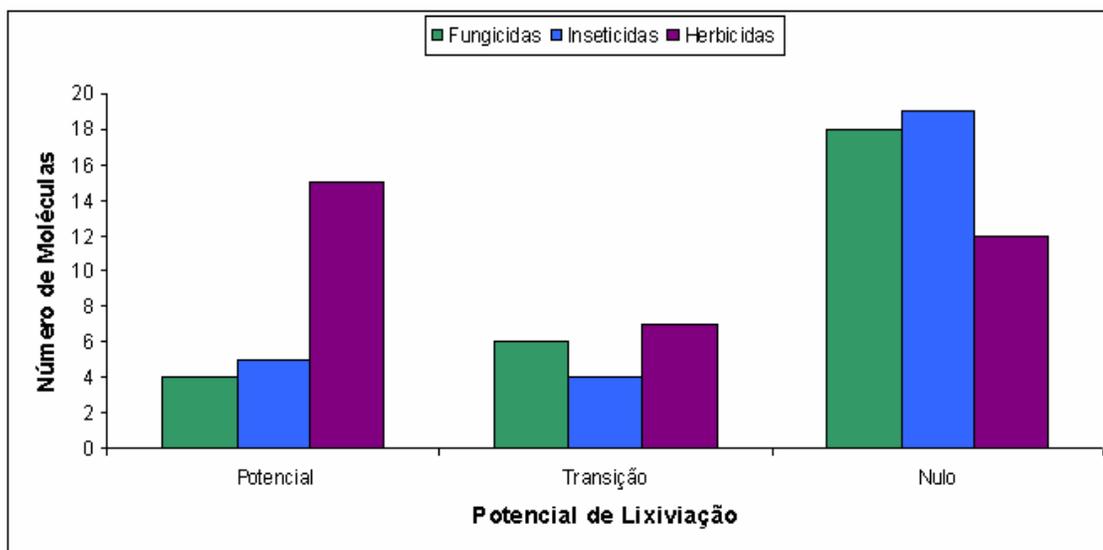


Gráfico 1 - Potencial de lixiviação dos pesticidas pelo índice GUS

Constata-se que cerca de 43% dos herbicidas são classificados com possuindo potencial para serem lixiviados ($GUS \geq 2,8$) e cerca de 37% apresentam potencial nulo ($GUS \leq 1,8$). Um percentual menor de ingredientes ativos de inseticidas e de fungicidas é classificado como tendo potencial de lixiviação pelo

índice GUS. Tem-se 17,86% de inseticidas e 14,29% de fungicidas com potencial de lixiviação. A grande maioria destes pesticidas está classificada como potencialmente nula, como se constata no Quadro 19, apresentando cerca de 64% dos fungicidas e cerca de 68% dos inseticidas com potencial nulo de lixiviação.

GUS	Fungicidas	Inseticidas	Herbicidas
Potencial (%)	14.29	17.86	42.86
Transição (%)	21.43	14.29	20.00
Nulo (%)	64.29	67.86	37.14
Total	100.00	100.00	100.00
LIX	Fungicidas	Inseticidas	Herbicidas
Potencial (%)	10.71	21.43	48.57
Transição (%)	35.71	21.43	17.14
Nulo (%)	53.57	57.14	34.29
Total	100.00	100.00	100.00

Quadro 19 - Distribuição dos potenciais de lixiviação (%) por classe de pesticida

Para o índice LIX, foram obtidos valores diferentes em relação à distribuição dos pesticidas por potencial de lixiviação, no entanto, estes valores apresentam uma distribuição similar à do índice GUS, encontrando-se a maioria dos herbicidas classificada como potencial de lixiviação e a maioria dos fungicidas e inseticidas como potencialmente nula.

O Gráfico 2 apresenta a distribuição da classificação dos ingredientes ativos quanto ao seu potencial de lixiviação obtido com a aplicação do índice LIX. Os resultados são muito similares àqueles obtidos através do modelo GUS. Pequenas alterações na ordem seqüencial são observadas. Estas alterações, no entanto, não indicam a existência de dúvidas quanto ao potencial de lixiviação dos pesticidas utilizados nas principais culturas da região do Alto Vale do Itajaí.

Num contexto geral, pode-se afirmar que os herbicidas apresentam o maior número de moléculas classificadas com alto potencial de lixiviação, mais de 60% (mais que as de fungicidas e inseticidas juntas), as moléculas com maiores valores para os índices de GUS e LIX, foram as dos herbicidas. A distribuição do percentual do número de moléculas de fungicidas, herbicidas e inseticidas, entre as classificações conforme potencial de lixiviação é encontrado no Quadro 20.

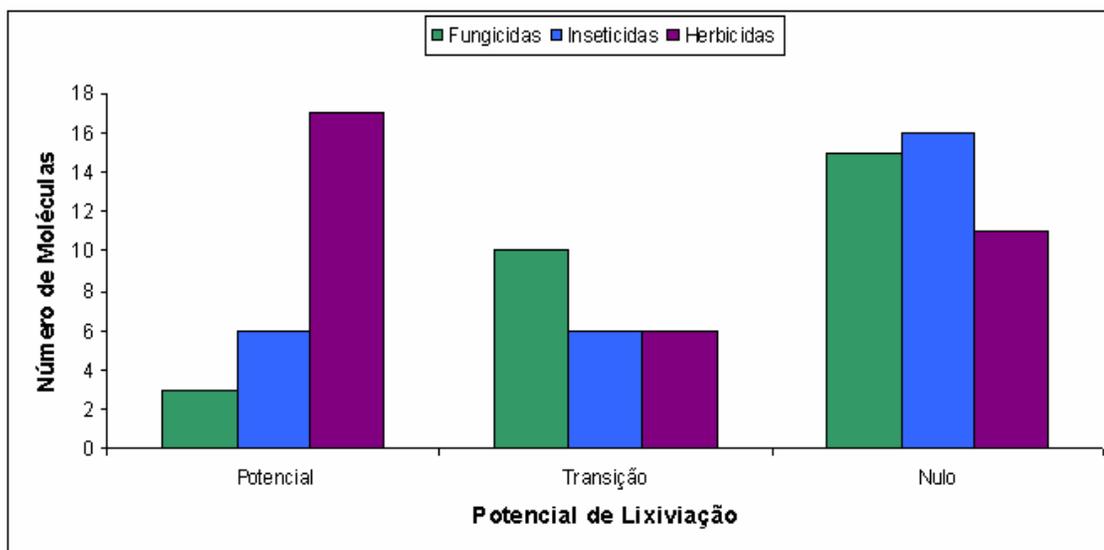


Gráfico 2 - Potencial de lixiviação dos pesticidas pelo índice LIX

GUS			
Pesticidas	Potencial	Transição	Nulo
Fungicidas (%)	16.67	35.29	36.73
Herbicidas (%)	62.50	41.18	24.49
Inseticidas (%)	20.83	23.53	38.78
Total	100.00	100.00	100.00
LIX			
Pesticidas	Potencial	Transição	Nulo
Fungicidas (%)	11.54	45.45	35.71
Herbicidas (%)	65.38	27.27	26.19
Inseticidas (%)	23.08	27.27	38.10
Total	100.00	100.00	100.00

Quadro 20 - Distribuição dos pesticidas (%) por potencial de lixiviação

Spadotto et al. (2001) encontram, dentre as moléculas com maior potencial de lixiviação, em ordem decrescente, o Carbofurano, o Metalaxil, o Metolacloro e o Metamidofós, concordando com os resultados obtidos neste trabalho. Ao utilizar o índice GUS, Primel et al. (2005), estudando os pesticidas utilizados na rizicultura, na região central do Rio Grande do Sul, concluíram que Bentazona e Clomazona podem ser consideradas contaminantes em potencial. Segundo a nossa classificação, Bentazona encontra-se entre os pesticidas com potencial de lixiviação e Clomazona entre o pesticidas de zona de transição.

O herbicida 2,4-D, ao contrário do resultado obtido neste trabalho, classificado como o herbicida com maior potencial de lixiviação, é considerado como zona de transição por Primel et al. (2005), assim como por Brito et al.(2001).

Para Brito et al.(2001), que estudou o risco de contaminação em áreas de cultivo de eucalipto e coqueiro, no nordeste brasileiro, o Triclorfom apresentou possibilidade de lixiviação, podendo contaminar águas subterrâneas, ao contrário dos resultados obtidos neste trabalho que indicam o inseticida Triclorfom como zona de transição para o índice LIX e potencial nulo para GUS.. Conforme seus resultados, os pesticidas Captana, Glifosato e Parationa-metílica não sofrem lixiviação, devendo permanecer imobilizados no solo. Estes dados diferem do presente trabalho, que refere a Parationa-metílica como zona de transição.

Lourencetti et al. (2005), que estudaram o potencial de contaminação das águas subterrâneas por pesticidas, concluíram que os herbicidas Atrazina, Metribuzim e Simazina apresentaram potencial de lixiviação para o índice GUS e, além destes, o 2,4-D apresentou potencial de lixiviação para o índice LIX também. O Fluazifop-p-butílico e o Picloram apresentaram potencial nulo de lixiviação para ambos índices. E o Alacloro e a Clomazona foram classificados como sendo zona de transição nos dois casos. Para o índice GUS, o herbicida 2,4-D foi classificado como sendo zona de transição. Estes dados concordam com os do presente trabalho, com exceção do Picloram, que foi classificado entre os herbicidas com maior potencial de lixiviação e o Alacloro que apresentou potencial nulo.

Ferracini et al. (2001), estudando o potencial de contaminação das águas subterrâneas e superficiais, do sub-médio do rio São Francisco, concluiu que os pesticidas que apresentam maior mobilidade no ambiente são: Benomil, Dimetoato, Diuron, Glifosato, Iprodione, Mancozeb, Metalaxil, Metamidofós, Plocloraz, Paraquat, Tebuconazole, Tiofanato metil e Triclorfon. Ressalta-se que, na maioria dos ingredientes ativos, estas classificações são divergentes com aquelas estabelecidas neste trabalho.

Spadotto (2002), ao verificar os valores de pesticidas com os índices GUS e LIX obteve como resultado, cerca de 30% das moléculas apresentando potencial de lixiviação nulo para ambos índices. No entanto, para o índice LIX, foram obtidos cerca de 60% dos pesticidas apresentando potencial de lixiviação contra 45% para o índice GUS. Menos de 10% das moléculas foram classificadas como zona de transição para o índice LIX, enquanto para o índice GUS esse valor chegou a quase

30% das moléculas. Destas moléculas avaliadas por Spadotto (2002), cerca de 86% apresentaram o mesmo nível de classificação da avaliação realizada pelo presente trabalho.

O fato dos resultados para a avaliação do potencial de lixiviação através dos índices GUS e LIX diferirem dos estudos supracitados deve-se, muito provavelmente, à adoção de diferentes valores referentes às características considerados pelos índices. Ressalta-se que são apresentados na literatura, uma ampla gama de valores obtidos nos trabalhos específicos para condições experimentais variadas.

4.4 RISCO DE DEGRADAÇÃO DAS ÁGUAS SUPERFICIAIS E ÁGUAS SUBTERRÂNEAS

Através da aplicação do método de avaliação de risco de degradação de águas superficiais e subterrâneas – SIRIS foram obtidos os resultados descritos a seguir.

O Quadro 21 apresenta os valores de escala de exposição obtidos para os herbicidas, inseticidas e fungicidas utilizados na região do Alto Vale do Itajaí. São apresentados os valores obtidos para os pesticidas relatados, relacionados às águas subterrâneas e às águas superficiais.

Observa-se que as águas superficiais apresentam valores de exposição superiores aos das águas subterrâneas. Isto significa que as águas superficiais estão mais suscetíveis à ação de degradação dos ingredientes ativos utilizados. Os valores máximos de exposição das águas superficiais são 106, 86 e 77 para herbicidas, inseticidas e fungicidas, respectivamente. Para as águas subterrâneas os valores máximos de exposição são respectivamente 94, 77 e 57. De forma similar, observa-se com relação aos valores mínimos, sendo para herbicidas, inseticidas e fungicidas, respectivamente 11, 3 e 6 para águas superficiais e 3, 0 e 3 para águas subterrâneas.

Os máximos valores de exposição para águas superficiais e subterrâneas não são determinados para os mesmos ingredientes ativos. Os herbicidas com valores máximos obtidos para escala de exposição foram, para águas superficiais o Diurom e para águas subterrâneas o Foramsulfurom. Dentre os inseticidas o Carbofurano obteve o maior valor de exposição nos dois tipos de massas de água. Os fungicidas

que obtiveram maior valor para escala de exposição foram o Tiabendazol para águas superficiais e o Propinebe para águas subterrâneas.

Escala de Exposição								
Herbicidas	SUB.	SUP.	Fungicidas	SUB.	SUP.	Inseticidas	SUB.	SUP.
2,4 - D	90	96	Azoxistrobim	10	24	Abamectina	0	3
Acetocloro	49	78	Benomil	21	36	Acefato	77	76
Alacloro	34	57	Captana	48	54	Alfa-cipermetrina	18	14
Atrazina	92	105	Carbendazim	43	35	Beta-ciflutrina	21	42
Bentazona	77	86	Carboxina	14	6	Carbofurano	77	86
Cletodim	80	66	Cimoxanil	25	22	Ciflutrina	18	14
Clomazona	53	67	Clorotalonil	18	50	Cipermetrina	28	49
Diurum	42	106	Difenoconazol	26	33	Ciromazina	2	12
Fenoxaprope-p-etílico	14	36	Famoxadona	3	16	Clorpirifós	21	42
Fluazifope-p-butílico	16	26	Fenamidona	35	30	Deltametrina	14	36
Flumioxazina	3	13	Folpete	17	19	Diflubenzurom	12	7
Fomesafem	71	36	Iprodiona	43	67	Dimetoato	69	45
Foramsulfurom	94	59	Iprovalicarbe	37	50	Fenitrotiom	47	58
Glifosato	29	89	Mancozebe	14	55	Fipronil	16	30
Iodosulfurom	69	46	Metalaxil-M	35	76	Imidaclopride	65	53
Ioxinil	57	86	Metconazol	32	39	Indoxacarbe	6	7
Isoxaflutol	17	13	Metiram	10	39	Lambda-cialotrina	7	29
Mesotriona	37	23	Piraclostrobina	14	36	Lufenurom	16	26
Metribuzim	59	30	Pyrimetanil	47	65	Metamidofós	54	49
Metsulfurom-metílico	57	45	Procimidona	18	50	Metiocarbe	40	37
Nicosulfurom	55	64	Procloraz	31	58	Novalurom	18	14
Oxadiazona	18	50	Propiconazol	26	33	Parationa-metílica	27	43
Oxifluorfem	3	11	Propinebe	57	60	Profenofós	4	17
Paraquate	36	48	Tebuconazol	39	59	Tiametoxam	69	45
Pendimentalina	18	50	Tiabendazol	44	77	Tiodicarbe	37	50
Picloram	93	83	Tiofanato-metílico	12	22	Triclorfom	54	57
Pirazossulfurom	4	25	Tiram	12	57	Triflumurom	12	10
Quincloraque	66	40	Trifloxistrobina	21	36			
Quizalofope-p-etílico	14	24						
Setoxidim	69	45						
Simazina	58	73						
S-Metolacoloro	24	62						

Quadro 21 - Valor da escala de exposição dos ingredientes ativos utilizados no Alto Vale do Itajaí

No caso de valores mínimos, os mesmos ingredientes ativos, o fungicida Famoxadona, os herbicidas Oxifluorfem e Flumioxazina, e o inseticida Abamectina, apresentaram baixo valor na escala de exposição tanto para águas superficiais quanto para águas subterrâneas.

Os gráficos 3 a 5 apresentam os riscos de degradação das águas superficiais e das águas subterrâneas. Estes gráficos apresentam no eixo x os efeitos ao homem ou aos organismos aquáticos e no eixo y os valores da escala de exposição. No eixo x os valores de ingestão diária aceitável (IDA) ao homem variam de 0,0001 a 1 mg Kg d⁻¹ e o efeito ecotoxicológico varia de 0,0001 a 100 mg L⁻¹. O risco é crescente passando de um valor mínimo no lado inferior esquerdo, a um valor máximo na parte superior do lado direito do gráfico.

Observa-se que os inseticidas situam-se, principalmente, nas faixas de risco intermediário a faixas de risco máximo de degradação das águas superficiais e subterrâneas. Os fungicidas estão distribuídos em faixas intermediárias de risco. Os herbicidas, por sua vez, são distribuídos por todo o gráfico, podendo ser encontrados ingredientes ativos próximos de riscos mínimos e de riscos máximos.

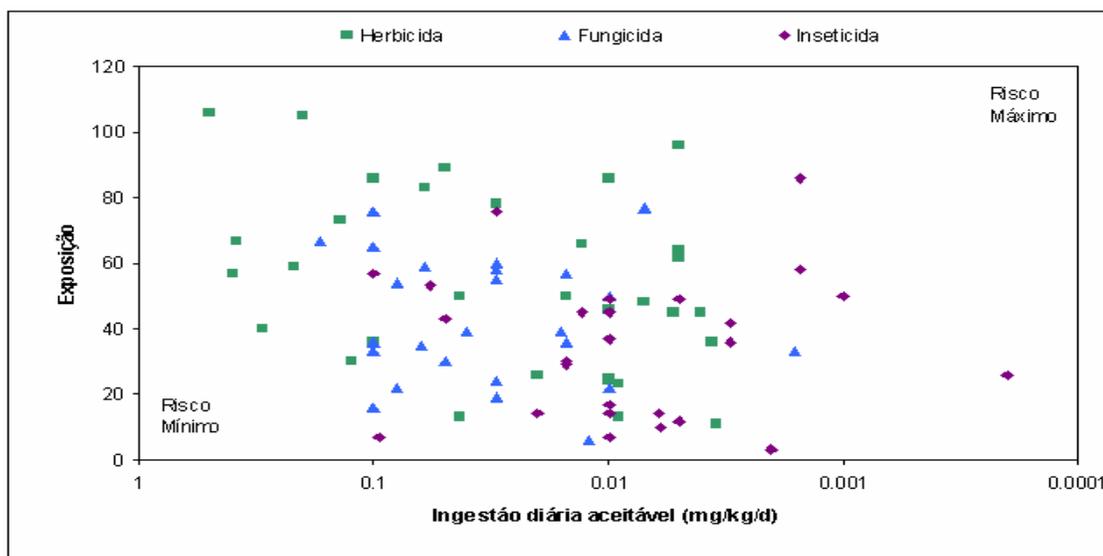


Gráfico 3 - Risco de degradação das águas superficiais para uso pelo homem

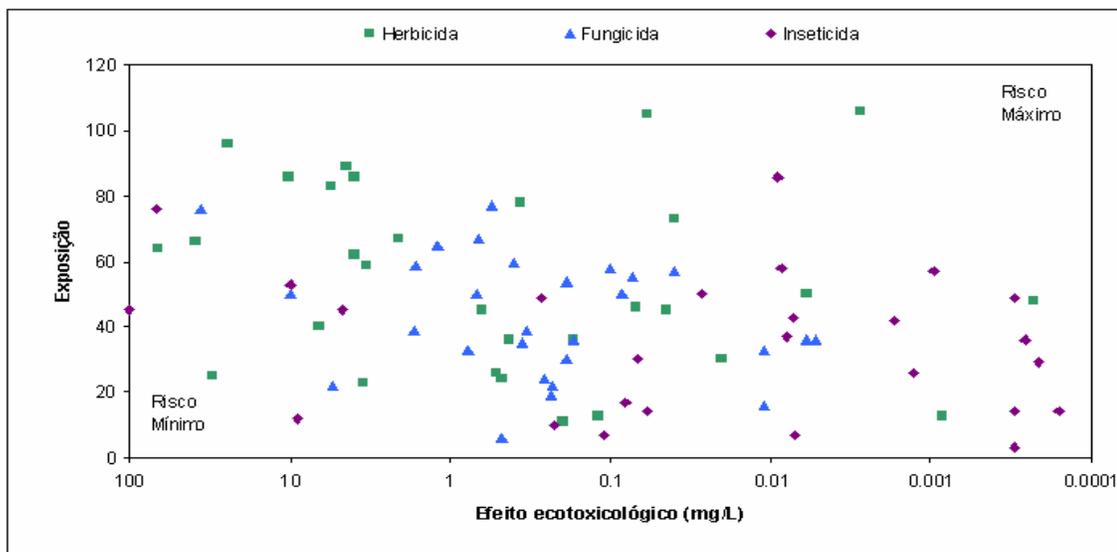


Gráfico 4 - Risco de degradação das águas superficiais para uso pelos organismos aquáticos

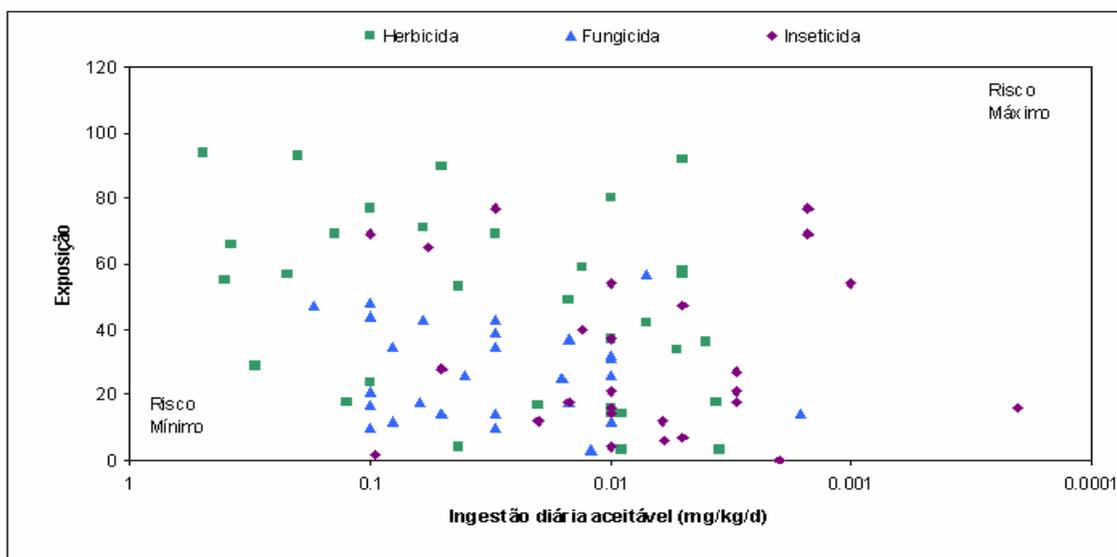


Gráfico 5 - Risco de degradação das águas subterrâneas para uso pelo homem

O Quadro 22 apresenta a hierarquização dos riscos de degradação das águas superficiais por pesticidas no Alto Vale do Itajaí. Enquanto o Quadro 23 apresenta esta mesma hierarquização para águas subterrâneas.

Efeitos sobre o homem							
Risco	Herbicida	Fungicida	Inseticida	Risco	Herbicida	Fungicida	Inseticida
Muito baixo	S-Metolaclo Glifosato Pendimetalina	Azoxistrobin Benomil Folpete Metalaxil-M Tiofanato-metílico Trifloxistrobina	Ciromazina	Médio	Acetocloro Cletodim Clomazona Fomesafem Foramsulfur Iodosulfur Ioxinil Metribuzim Picloram Simazina Diuron	Carbendazim Carboxina Propinebe Iprodiona	Abamectina Acefato Beta-ciflutrina Ciflutrina Fenitrotion Fipronil Imidaclopride Parationa-metílica Triclorfom
Baixo	Alaclo Bentazona Fenoxaprop-e-p-etílico Fluazifop-p-butílico Flumioxazina Isoxaflutol Mesotriona Metsulfur-m-metílico Nicosulfur Oxadiazona Oxifluorfem Paraquate Pirazossulfur Quincloraque Quizalofop-p-etílico Setoxidim	Captana Cimoxanil Clorotalonil Difenoconazol Famoxadona Fenamidona Iprovalicarbe Mancozebe Metconazol Metiram Piraclostrobina Pirimetanil Procimidona Procloraz Propiconazol Tebuconazol Tiabendazol Tiram	Alfa-cipermetrina Cipermetrina Clorpirifós Deltametrina Diflubenzur Indoxacarbe Lambda-cialotrina Lufenur Metiocarbe Novalur Profenofós Tiametoxam Tiodicarbe Triflumurom	Alto	2,4 - D Atrazina		Carbofurano Dimetoato Metamidofós

Quadro 22 - Hierarquização dos riscos de degradação das águas subterrâneas por pesticidas no Alto Vale do Itajaí

Risco	Efeito sobre o homem			Efeito sobre organismos aquáticos		
	Herbicida	Fungicida	Inseticida	Herbicida	Fungicida	Inseticida
Muito baixo	Fenoxapropo-p-etílico Fluazifope-p-butílico Metribuzim Oxifluorfem Quizalofope-p-etílico Pirazossulfurom Mesotriona	Piraclostrobina Cimoxanil Propiconazol Metconazol Tiofanato-metílico	Profenofós Ciomazina	Pirazossulfurom Mesotriona Quincloraque	Metconazol Tiofanato-metílico	Ciomazina
Baixo	Flumioxazina Iodosulfurom Simazina Fomesafem Isoxaflutol	Trifloxistrobina Azoxistrobim Benomil Carbendazim Carboxina Difenoconazol Famoxadona Fenamidona Folpete Metalaxil-M Metiram Pirimetanil Iprovalicarbe Tebuconazol	Abamectina Ciflutrina Diflubenzurom Lambda-cialotrina Lufenurom Metiocarbe Fipronil Indoxacarbe Novalurom Triflumurom	S-Metolacloro Cletodim Clomazona Fenoxapropo-p-etílico Fluazifope-p-butílico Fomesafem Foramsulfurom Isoxaflutol Metribuzim Nicosulfurom Oxifluorfem Quizalofope-p-etílico	Azoxistrobim Benomil Carbendazim Carboxina Cimoxanil Difenoconazol Famoxadona Fenamidona Folpete Metalaxil-M Metiram Pirimetanil Propiconazol Iprovalicarbe Tebuconazol	Acefato Dimetoato Fipronil Imidaclopride Indoxacarbe Novalurom Profenofós Triflumurom Tiametoxam
Médio	Alacloro Paraquate Pendimentalina Oxadiazona 2,4 - D Acetocloro Metsulfurom-metílico Setoxidim S-Metolacloro Cletodim Clomazona Foramsulfurom Nicosulfurom Quincloraque	Captana Iprodiona Mancozebe Procimidona Procloraz Propinebe Tiabendazol Tiram	Triclorfom Alfa-cipermetrina Deltametrina Metamidofós Tiodicarbe Acefato Dimetoato Imidaclopride Tiametoxam	2,4 - D Acetocloro Flumioxazina Glifosato Iodosulfurom Metsulfurom-metílico Picloram Setoxidim Simazina Bentazona Ioxinil	Captana Clorotalonil Iprodiona Mancozebe Piraclostrobina Procimidona Procloraz Propinebe Tiabendazol Tiram Trifloxistrobina	Abamectina Alfa-cipermetrina Ciflutrina Deltametrina Diflubenzurom Lambda-cialotrina Lufenurom Metamidofós Metiocarbe Tiodicarbe

Risco	Efeito sobre o homem			Efeito sobre organismos aquáticos		
	Herbicida	Fungicida	Inseticida	Herbicida	Fungicida	Inseticida
Alto	Diuron Atrazina Glifosato Picloram Bentazona Ioxinil	Clorotalonil	Cipermetrina Clorpirifós Fenitrotiom Beta-ciflutrina Parationa-metílica	Atrazina Alacloro Paraquate Pendimentalina Oxadiazona		Cipermetrina Clorpirifós Fenitrotiom Triclorfom Beta-ciflutrina Parationa-metílica
Muito alto				Diuron		Carbofurano

Quadro 23 - Hierarquização dos riscos de degradação por pesticidas das águas superficiais no Alto Vale do Itajaí

Com base nos quadros acima, pode-se verificar que no caso do potencial de degradação para águas superficiais, o efeito sobre o homem em relação à utilização de fungicidas, herbicidas e inseticidas, implica na relação de proporção demonstrada nos Gráficos 6 a 8.

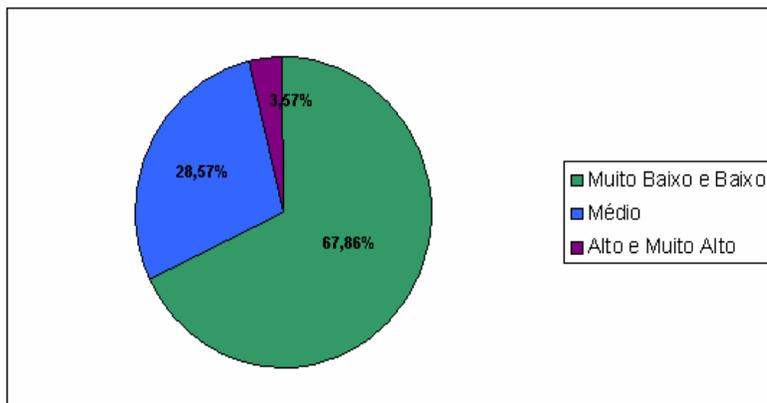


Gráfico 6 - Distribuição do risco de degradação ambiental com efeitos sobre o homem por fungicidas para águas superficiais

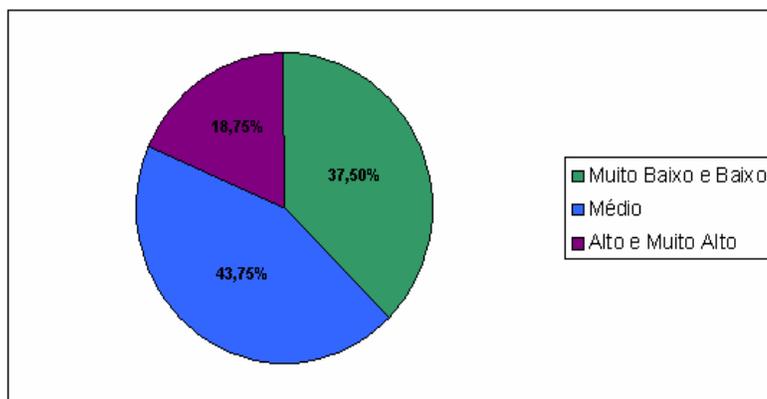


Gráfico 7 - Distribuição do risco de degradação ambiental com efeitos sobre o homem por herbicidas para águas superficiais

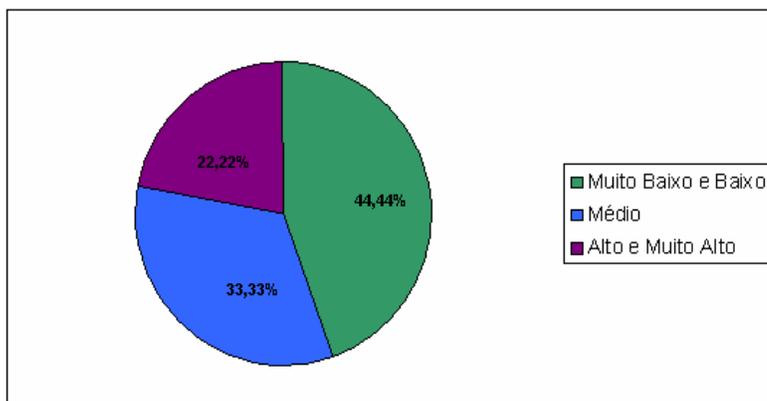


Gráfico 8 - Distribuição do risco de degradação ambiental com efeitos sobre o homem por inseticidas para águas superficiais

Pode-se verificar também, que no caso do potencial de degradação para águas superficiais, o efeito sobre os organismos aquáticos em relação à utilização de fungicidas, herbicidas e inseticidas, implica na relação de proporção demonstrada nos Gráficos 9 a 11.

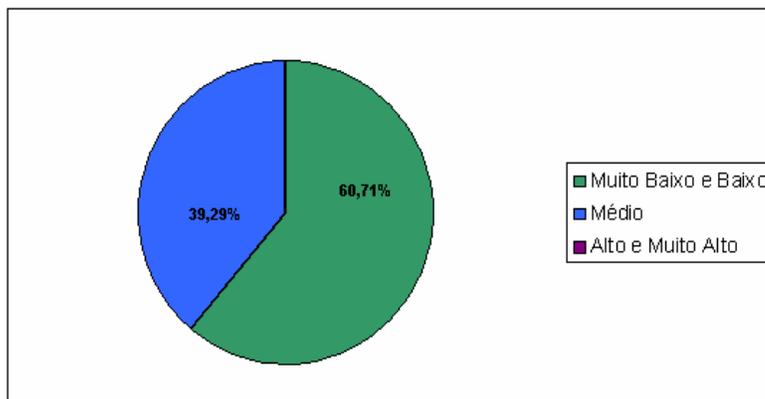


Gráfico 9 - Distribuição do risco de degradação ambiental com efeitos sobre os organismos aquáticos por fungicidas para águas superficiais

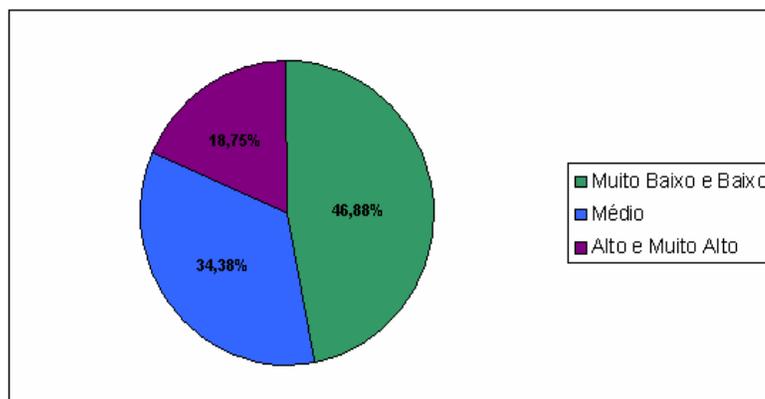


Gráfico 10 - Distribuição do risco de degradação ambiental com efeitos sobre os organismos aquáticos por herbicidas para águas superficiais

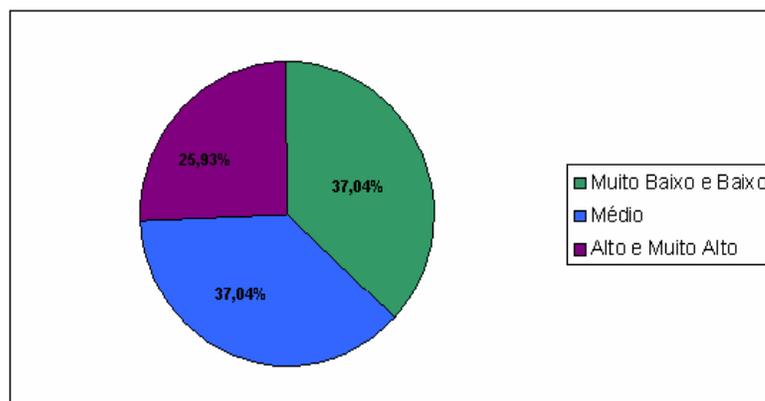


Gráfico 11 - Distribuição do risco de degradação ambiental com efeitos sobre os organismos aquáticos por inseticidas para águas superficiais

No caso do potencial de degradação para águas subterrâneas, o efeito sobre o homem em relação à utilização de fungicidas, herbicidas e inseticidas, pode ser verificada através da relação de proporção demonstrada nos Gráficos 12 a 14.

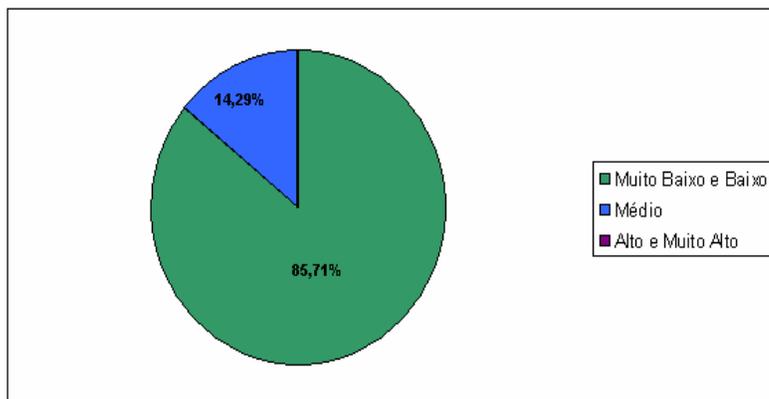


Gráfico 12 - Distribuição do risco de degradação ambiental com efeitos sobre o homem por fungicidas para águas subterrâneas

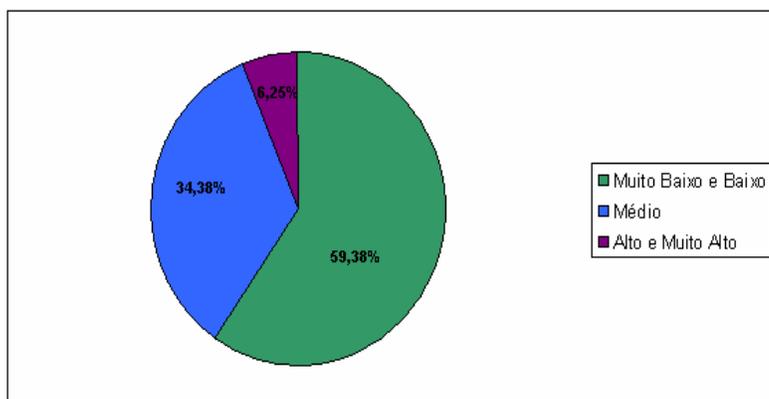


Gráfico 13 - Distribuição do risco de degradação ambiental com efeitos sobre o homem por herbicidas para águas subterrâneas

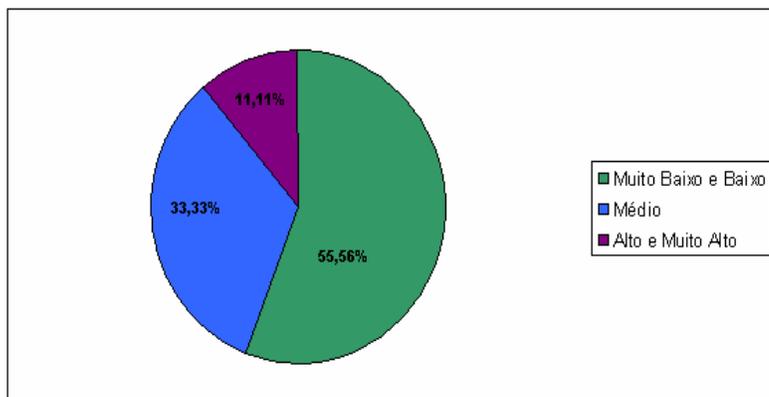


Gráfico 14 - Distribuição do risco de degradação ambiental com efeitos sobre o homem por inseticidas para águas subterrâneas

Deve-se considerar que o somatório dos valores apresentados nos Gráficos 6 a 14 pode ultrapassar 100%, pois foram levados em consideração valores aproximados para cada classificação.

Verifica-se, com base nos gráficos apresentados nas figuras acima, que em relação ao efeito sobre o homem, cerca de 68% dos fungicidas, 38% dos herbicidas e 44% dos inseticidas apresentaram risco baixo ou muito baixo para águas superficiais. Para águas subterrâneas, estes valores foram de cerca de 86% dos fungicidas, 60% dos herbicidas e 66% dos inseticidas. Ainda para o efeito sobre o homem, pode-se verificar que cerca de 4% dos fungicidas, 19% dos herbicidas e 22% dos inseticidas apresentaram risco alto ou muito alto para águas superficiais e 6% dos herbicidas e 11% inseticidas para águas subterrâneas. Dentre os fungicidas não foi encontrado nenhum ingrediente ativo classificado como risco ou muito alto para águas subterrâneas.

Em relação aos organismos aquáticos, 61% dos fungicidas, 47% dos herbicidas e 37% dos inseticidas apresentaram risco baixo ou muito baixo para degradação das águas superficiais, enquanto 19% dos herbicidas e 26% dos inseticidas foram classificados como risco alto ou muito alto. Assim como para águas subterrâneas, dentre os fungicidas não foi encontrado nenhum ingrediente ativo classificado como risco alto ou muito alto de degradação das águas superficiais.

Deve ser ressaltado que somente o inseticida Carbofurano e o herbicida Diuron foram classificados como ingredientes ativos com risco muito alto de degradação das águas superficiais. Para águas subterrâneas nenhum dos ingredientes ativos relatados apresentou risco muito alto de degradação.

Em estudo realizado por Ferracini et al. (2001), que utilizaram os métodos EPA, índice de GUS e o método GOSS, encontram dentre os herbicidas estudados por eles, afirmam que os princípios ativos Diuron, Metalaxil e Procloraz atenderam a todos os critérios de avaliação estabelecidos, indicando potencial de contaminação de águas subterrâneas. A meia-vida do Acefato, Dimetoato, Metamidofós e Triclorfon no solo não atenderam aos critérios da avaliação, mas as demais propriedades sim, o que os coloca sob suspeita de se tornarem agentes causadores de contaminação de águas subterrâneas. O Tebuconazole, cujo coeficiente de adsorção não atende aos critérios da avaliação, está também sob suspeita de se tornar agente causador de contaminação de águas subterrâneas. Após a avaliação

de risco, os compostos Abamectina, Clorpirifós, Deltametrina, Iprodiona, Mancozebe e Tiram foram considerados como não-contaminantes de águas subterrâneas.

Primel et al., (2005), utilizando os mesmos métodos empregados por Ferracini et al. (2001), encontraram o Clomazona e o Propanil com alto potencial de poluição de águas de superfície, o Quincloraque como potencial médio e o 2,4-D como baixo potencial em relação à solubilidade. Quanto ao transporte no sedimento em suspensão, os herbicidas Clomazona, 2,4-D e Propanil indicam baixo potencial de poluição de águas de superfície e o Bentazona e o Quincloraque indicam um potencial médio de poluição dessas águas.

4.5 COMPARAÇÃO ENTRE POTENCIAL DE LIXIVIAÇÃO E RISCO DE DEGRADAÇÃO DAS ÁGUAS SUBTERRÂNEAS E SUPERFICIAIS

Os Quadros 24 a 26 apresentam as comparações dos resultados das análises dos potenciais de lixiviação através dos índices GUS e LIX e de degradação das águas subterrâneas e superficiais pelo método SIRIS. Observa-se que alguns pesticidas são classificados pelo método SIRIS, mas não apresentam valores de potencial de lixiviação pelos índices GUS e LIX. Isso se deve ao fato destas moléculas apresentarem-se estáveis quanto à característica de hidrólise, o que permitiu classificar tais substâncias como nível favorável (o) para a avaliação da degradação das águas, mas não permitiu realizar o cálculo para análise de lixiviação por não apresentar um número definido.

No Quadro 24 encontram-se os 28 ingredientes ativos com função fungicida utilizados nos cultivos da região do Alto Vale do Itajaí. Dos resultados obtidos para estes fungicidas, apenas 4 diferem entre os resultados das análises para potencial de lixiviação e potencial de degradação. Os outros 24 resultados (cerca de 86%) podem ser considerados como concordantes.

Fungicidas	SIRIS Sub.	SIRIS Sup.	GUS	LIX
Azoxistrobim	Muito Baixo	Baixo	Transição	Transição
Benomil	Muito Baixo	Baixo	Nulo	Nulo
Captana	Baixo	Médio	Nulo	Nulo
Carbendazim	Médio	Baixo	Potencial	Transição
Carboxina	Médio	Baixo	Nulo	Nulo
Cimoxanil	Baixo	Baixo	Transição	Transição
Clorotalonil	Baixo	Médio	Nulo	Nulo
Difenoconazol	Baixo	Baixo	Nulo	Nulo
Famoxadona	Baixo	Baixo	Nulo	Nulo
Fenamidona	Baixo	Baixo	Potencial	Potencial
Folpete	Muito Baixo	Baixo	Nulo	Nulo
Iprodiona	Médio	Médio	Nulo	Nulo
Iprovalicarbe	Baixo	Baixo	Potencial	Transição
Mancozebe	Baixo	Médio	Nulo	Nulo
Metalaxil-M	Muito Baixo	Baixo	Transição	Potencial
Metconazol	Baixo	Muito Baixo	Transição	Transição
Metiram	Baixo	Baixo	Nulo	Nulo
Piraclostrobina	Baixo	Médio	-	-
Pirimetanil	Baixo	Baixo	Potencial	Potencial
Procimidona	Baixo	Médio	Nulo	Nulo
Procloraz	Baixo	Médio	Transição	Transição
Propiconazol	Baixo	Baixo	Nulo	Transição
Propinebe	Médio	Médio	Nulo	Transição
Tebuconazol	Baixo	Baixo	Transição	Transição
Tiabendazol	Baixo	Médio	Nulo	Transição
Tiofanato-metílico	Muito Baixo	Muito Baixo	Nulo	Nulo
Tiram	Baixo	Médio	Nulo	Nulo
Trifloxistrobina	Muito Baixo	Médio	Nulo	Nulo

Quadro 24 - Comparação dos resultados das análises dos potenciais de lixiviação e degradação das águas para fungicidas

O Quadro 25 apresenta os mesmos resultados, mas para as substâncias herbicidas utilizadas no Alto Vale do Itajaí. Dos resultados obtidos para as 32 moléculas, 13 (cerca de 40%) diferem entre si, mas por motivos diferentes. Nove diferenças (27,6%) são relacionadas aos resultados para potencial de lixiviação e de degradação, assim como no caso dos fungicidas. E os outros quatro resultados discordantes (12,4%) estão relacionados a diferenças nos resultados obtidos para águas subterrâneas e superficiais pelas análises realizadas através do método SIRIS.

Herbicidas	SIRIS Sub.	SIRIS Sup.	GUS	LIX
2,4 - D	Alto	Médio	Potencial	Potencial
Acetocloro	Médio	Médio	Transição	Transição
Alacloro	Baixo	Alto	Nulo	Nulo
Atrazina	Alto	Alto	Potencial	Potencial
Bentazona	Baixo	Médio	Potencial	Potencial
Cletodim	Médio	Baixo	Potencial	Potencial
Clomazona	Médio	Baixo	Transição	Transição
Diurrom	Médio	Muito Alto	Potencial	Potencial
Fenoxaprope-p-etílico	Baixo	Baixo	Nulo	Nulo
Fluazifope-p-butílico	Baixo	Baixo	Nulo	Nulo
Flumioxazina	Baixo	Médio	Nulo	Nulo
Fomesafem	Médio	Baixo	Potencial	Potencial
Foramsulfurom	Médio	Baixo	Potencial	Potencial
Glifosato	Muito Baixo	Médio	Nulo	Nulo
Iodosulfurom	Médio	Médio	Potencial	Potencial
Ioxinil	Médio	Médio	Transição	Transição
Isoxaflutol	Baixo	Baixo	Nulo	Nulo
Mesotriona	Baixo	Muito Baixo	Nulo	Transição
Metribuzim	Médio	Baixo	Potencial	Potencial
Metsulfurom-metílico	Baixo	Médio	Potencial	Potencial
Nicosulfurom	Baixo	Baixo	Potencial	Potencial
Oxadiazona	Baixo	Alto	Nulo	Nulo
Oxifluorfem	Baixo	Baixo	Nulo	Nulo
Paraquate	Baixo	Alto	Nulo	Nulo
Pendimentalina	Muito Baixo	Alto	Nulo	Nulo
Picloram	Médio	Médio	Potencial	Potencial
Pirazossulfurom	Baixo	Muito Baixo	Transição	Transição
Quincloraque	Baixo	Muito Baixo	Potencial	Potencial
Quizalofope-p-etílico	Baixo	Baixo	Nulo	Nulo
Setoxidim	Baixo	Médio	Potencial	Potencial
Simazina	Médio	Médio	Potencial	Potencial
S-Metolacloro	Muito Baixo	Baixo	-	-

Quadro 25 - Comparação dos resultados das análises dos potenciais de lixiviação e degradação das águas para herbicidas

O Quadro 26 apresenta 27 ingredientes ativos de inseticidas. Destes, 20 (74%) possuem resultados concordantes entre si. As outras 7 substâncias (26%), apresentaram resultados diferentes para águas subterrâneas e superficiais através da aplicação do método SIRIS.

Os resultados obtidos pelas análises através do método SIRIS para águas subterrâneas e águas superficiais podem diferir para a mesma substância, devido ao fato de diferentes características serem levadas em consideração quando é realizada a escala de pontuações para características mais ou menos importantes.

Inseticidas	SIRIS Sub.	SIRIS Sup.	GUS	LIX
Abamectina	Médio	Médio	Nulo	Nulo
Acefato	Médio	Baixo	Potencial	Potencial
Alfa-cipermetrina	Baixo	Médio	Nulo	Nulo
Beta-ciflutrina	Médio	Alto	Nulo	Nulo
Carbofurano	Alto	Muito Alto	Potencial	Potencial
Ciflutrina	Médio	Médio	Nulo	Nulo
Cipermetrina	Baixo	Alto	Nulo	Nulo
Ciromazina	Muito Baixo	Muito Baixo	Nulo	Nulo
Clorpirifós	Baixo	Alto	Nulo	Nulo
Deltametrina	Baixo	Médio	Nulo	Nulo
Diflubenzurom	Baixo	Médio	Nulo	Nulo
Dimetoato	Alto	Baixo	Potencial	Potencial
Fenitrotiom	Médio	Alto	Potencial	Potencial
Fipronil	Médio	Baixo	Transição	Transição
Imidaclopride	Médio	Baixo	Potencial	Potencial
Indoxacarbe	Baixo	Baixo	Nulo	Nulo
Lambda-cialotrina	Baixo	Médio	Nulo	Nulo
Lufenurom	Baixo	Médio	Nulo	Nulo
Metamidofós	Alto	Médio	Transição	Potencial
Metiocarbe	Baixo	Médio	Nulo	Nulo
Novalurom	Baixo	Baixo	Nulo	Nulo
Parationa-metílica	Médio	Alto	Transição	Transição
Profenofós	Baixo	Baixo	Nulo	Nulo
Tiametoxam	Baixo	Baixo	Nulo	Transição
Tiodicarbe	Baixo	Médio	Transição	Transição
Triclorfom	Médio	Alto	Nulo	Transição
Triflumurom	Baixo	Baixo	Nulo	Transição

Quadro 26 - Comparação dos resultados das análises dos potenciais de lixiviação e degradação das águas para inseticidas

Como visto anteriormente, temos para águas subterrâneas a seguinte ordem de importância para as características consideradas: K_{oc} , DT_{50} e hidrólise (juntamente), superfície e quantidade de aplicação (juntamente) e solubilidade. No caso das águas superficiais, tem-se a seguinte ordem de importância para as características consideradas: quantidade e superfície de aplicação (juntamente), solubilidade, DT_{50} e hidrólise (juntamente) e K_{oc} . Desta maneira, com o peso das características praticamente invertidos para águas superficiais e subterrâneas, dependendo do valor de uma ou várias das características, poderá ser obtido um resultado muito diferente para a mesma substância em relação a elas.

Com base nos dados apresentados anteriormente, pode-se determinar quais os ingredientes ativos com maior potencial de lixiviação para os índices GUS e LIX e maior risco de degradação para águas subterrâneas e superficiais para cada tipo de

pesticida utilizada em cada uma das culturas desenvolvidas na região do Alto Vale do Itajaí. Podendo assim, a partir destes dados, dar-se maior enfoque às substâncias supostamente mais prejudiciais ao ambiente. O Quadro 27 apresenta tais substâncias discriminadas por tipo de cultura.

Substâncias com maiores potenciais de lixiviação e degradação por cultura									
Cultivo	Pesticida	SIRIS Sup.	Risco	SIRIS Sub.	Risco	GUS	Pot.	LIX	Pot.
Arroz	Fungicida	Trifloxistrobina	3	Propiconazol	2	/	/	Propiconazol	T
	Herbicida	Bentazona	3	Metsulfurometílico	2	Quincloraque	P	Quincloraque	P
	Inseticida	Carbofurano	5	Carbofurano	4	Carbofurano	P	Carbofurano	P
Batata	Fungicida	Captana	3	Captana	2	Metalaxil	T	Metalaxil	P
	Herbicida	Fluazifope-P-Butil	2	Fluazifope-P-Butil	2	/	/	/	/
	Inseticida	Carbofurano	5	Carbofurano	4	Acefato	P	Acefato	P
Cebola	Fungicida	Captana	3	Carbendazim	3	Pirimetanil	P	Pirimetanil	P
	Herbicida	Diurom	5	Cletodim	3	Cletodim	P	Cletodim	P
	Inseticida	Beta-ciflutrina	4	Dimetoato	4	Acefato	P	Acefato	P
Feijão	Fungicida	Clorotalonil	3	Carbendazim	3	Carbendazim	P	Carbendazim	T
	Herbicida	Diuron	5	Diuron	3	Setoxidim	P	Setoxidim	P
	Inseticida	Deltametrina	3	Metamidofós	4	Acefato	P	Acefato	P
Fumo	Fungicida	Mancozebe	3	Mancozebe	2	Metalaxil	T	Metalaxil	P
	Herbicida	Paraquate	4	Clomazona	3	Setoxidim	P	Setoxidim	P
	Inseticida	Clorpirifós	4	Metamidofós	4	Acefato	P	Acefato	P
Mandioca	Fungicida	/	/	/	/	/	/	/	/
	Herbicida	Diurom	5	2,4-D	4	2,4-D	P	2,4-D	P
	Inseticida	Metiodicarbe	3	Acefato	3	Acefato	P	Acefato	P
Melancia	Fungicida	Clorotalonil	3	Propinebe	3	Azoxistrobim	T	Propinebe	T
	Herbicida	Oxadiazona	4	Cletodim	3	Cletodim	P	Cletodim	P
	Inseticida	Abamectina	3	Abamectina	3	Imidaclopride	P	Imidaclopride	P
Milho	Fungicida	Thiram	3	Carboxina	3	/	/	/	/
	Herbicida	Diurom	5	2,4-D	4	2,4-D	P	2,4-D	P
	Inseticida	Carbofurano	5	Carbofurano	4	Acefato	P	Acefato	P
Tomate	Fungicida	Clorotalonil	3	Carbendazim	3	Carbendazim	P	Metalaxil	P
	Herbicida	Paraquate	4	Metribuzim	3	Picloram	P	Picloram	P
	Inseticida	Cipermetrina	4	Dimetoato	4	Acefato	P	Acefato	P

Quadro 27 - Substâncias mais prejudiciais às culturas realizadas no Alto Vale do Itajaí

4.6 DETECÇÃO DE PESTICIDAS EM ÁGUAS DO ALTO VALE DO ITAJAÍ

Em duas amostragens, compreendendo três amostras foram detectadas as presenças de 2,4 – D, Quinclorac e Pirazosulfuron. A primeira amostragem em que foram detectados tais herbicidas ocorreu no mês de dezembro de 2004. Os ingredientes ativos foram encontrados nos pontos de coleta de Pouso Redondo (ponto 1) Agronômica (ponto 3). A segunda amostragem, a qual detectou a presença de Quincloraque, foi realizada em dezembro de 2005 no município de Aurora (ponto 4). O Quadro 28 apresenta a ocorrência destes herbicidas nas amostras analisadas. Pode-se verificar através destes dados que a ocorrência de sua presença nas amostras é baixa.

Data	12/04		12/05
Herbicida	Agronômica	Pouso Redondo	Aurora
2,4-D	+	+	-
Pirazosulfuron	+	-	-
Quincloraque	+	-	+

Quadro 28 - Presença de herbicidas em águas superficiais
Fonte: Adaptado de Molozzi, 2006.

Em águas de poços foram coletadas 35 amostras. Destas, apenas 5 amostras, coletadas no ano de 2005, apresentaram concentrações de pesticidas. Em duas destas 5 amostras, estavam presentes duas moléculas. O Quadro 29 apresenta a ocorrência da presença dos herbicidas nas amostras de água de poço coletadas na bacia do Itajaí.

Herbicida	Pontos coleta						
	1	2	3	4	5	6	7
2,4 – D	+	-	-	-	-	-	+
Pirazosulfuron	+	-	-	+	+	-	-
Quincloraque	-	-	-	-	+	-	-

Quadro 29 - Presença de herbicidas em águas coletadas em poços
Fonte: Adaptado de Kraisch et al. (2007).

Com base nos resultados obtidos, pode-se supor que o fato de ter sido encontrado 2,4-D nas amostras do monitoramento realizado, deve estar relacionado ao alto potencial de lixiviação verificado através dos índices GUS e LIX e aos

potenciais de degradação, alto e médio, para águas subterrâneas e superficiais, respectivamente, verificados pela aplicação do método SIRIS.

Para o herbicida Quincloraque, foram verificados altos potenciais e lixiviação pelos índices GUS e LIX. No entanto, o método SIRIS indicou potenciais baixos para degradação de águas subterrâneas e muito baixos para águas superficiais. Fato de serem apresentadas tais diferenças entre as duas avaliações, muito provavelmente é devido à inclusão de outras propriedades nos método SRIS, além do coeficiente de sorção e tempo de meia-vida utilizados para verificar o potencial de lixiviação. Estas propriedades consideram o potencial de degradação da molécula no solo, bem como a superfície de aplicação e a quantidade de substância aplicada. O fato de estas duas últimas características possuírem peso maior para a avaliação das águas superficiais pode explicar a detecção do Quincloraque, apesar de ele ter apresentado um potencial de degradação muito baixo. Segundo os dados fornecidos no Apêndice C, a quantidade de aplicação é pequena, sendo considerada como nível f e, a superfície de aplicação, considerada como m . Deve-se considerar também, o fato de que a avaliação do risco de degradação das águas para uma substância pelo método SIRIS considera uma abordagem relativa às outras substâncias, o que não ocorre com os índices de lixiviação, que obtém um valor individual.

As mesmas razões que levaram à diferença de resultados entre as avaliações para o herbicida Quincloraque devem explicar o fato do herbicida Pirazossulfurom ter sido classificado como de transição para a avaliação do potencial de lixiviação, mas ter obtido classificação como risco baixo para o potencial de degradação das águas subterrâneas e muito baixo para águas superficiais.

O fato dos herbicidas Quincloraque e Pirazossulfurom terem sido detectados pelas análises para presença destas substâncias nas amostras coletadas vem a concordar com os resultados das avaliações para o potencial de lixiviação (alto e médio, respectivamente), o que pode ou não estar relacionado à degradação que tais moléculas ocasionam ao ambiente, pois a isto se relacionam muitas outras características além daquelas que influenciam à lixiviação. Pode-se dizer portanto, que apesar destas moléculas apresentarem um potencial de lixiviação considerável, elas, teoricamente, não ocasionam degradação ao ambiente.

Foi realizada ainda a comparação dos tipos de solos encontrados nos municípios em que foram detectados herbicidas nas águas de monitoramento, com intuito de fazer uma correlação. O Quadro 30 traz estas informações.

Município	Tipo de contaminação	Tipos de solos encontrados
Pouso Redondo	superficial e subterrânea	Ca21, Ca29, Ca45 e Ca78
Agronômica	superficial	PVa5 e PVa12
Aurora	superficial e subterrânea	Ca10, Ca45, Ca78 e PVa5
Ituporanga	subterrânea	Ca9, Ca10, Ca29, Ca34, Ca45, Ca78 e PVa5
Alfredo Wagner	subterrânea	Ca35, Ca36, Ca62 e Ca78

Quadro 30 - Solos dos municípios com herbicidas detectados nas águas pelo monitoramento

No entanto, a comparação dos tipos de solo dos municípios aos resultados obtidos pelas análises para presença de herbicidas, não fornece embasamento para uma correlação entre estes fatores, sendo, portanto, inconclusiva.

5 CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÃO

As avaliações dos potenciais de lixiviação e degradação das águas superficiais e das águas subterrâneas na região do Alto Vale do Itajaí permitiram tecer algumas conclusões:

- na região do Alto Vale do Itajaí são utilizadas cerca de 39 ingredientes ativos de herbicidas, 33 de inseticidas e 32 de fungicidas, nos cultivos de milho, cebola, fumo, arroz, feijão e pastagem. Na cultura de cebola são utilizados cerca de 50 ingredientes ativos de pesticidas;
- os índices GUS e LIX apresentam resultados similares na classificação do potencial de lixiviação em direção as águas subterrâneas dos ingredientes ativos;
- o método SIRIS classifica poucos ingredientes ativos com risco alto ou muito alto de degradação das águas superficiais e de águas subterrâneas. O herbicida Diurom e o inseticida Carbofurano são os ingredientes ativos com risco de degradação das águas superficiais considerados como muito alto;
- os resultados dos índices de potencial de lixiviação e do método de hierarquização do risco não são concordantes para todos os pesticidas. Isto é devido ao número de variáveis consideradas em cada método. Ressalta-se que o método SIRIS considera as doses de aplicação e as superfícies aplicadas;
- as análises da presença dos herbicidas 2,4-D, Metsulfurom-metílico, Pirazosulfurom e Quincloraque em águas superficiais e em águas subterrâneas resultaram em uma frequência de ocorrência muito baixa. O Metsulfurom-metílico não foi detectado em nenhuma amostra de água coletada em rios ou poços. Para águas subterrâneas, os outros herbicidas foram classificados pelo método SIRIS, como 2,4-D risco alto e Pirazosulfurom e Quincloraque com risco baixo. Para águas superficiais, o 2,4-D apresenta risco médio e o Pirazosulfurom e Quincloraque com risco muito baixo;

- recomenda-se ampliar a análise de ingredientes ativos com risco alto ou muito alto de degradação das águas superficiais e das águas subterrâneas, de modo a validar a classificação realizada como o método SIRIS e dos índices GUS e LIX para as culturas desenvolvidas na região do Alto Vale do Itajaí.

REFERENCIAS

AGRITOX - **Base de données sur les substances actives phytopharmaceutiques.** Disponível em : <www.dive.afssa.fr>

AGROFIT - **Sistema de Agrotóxicos Fitossanitários do Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento.** Disponível em: <http://extranet.agricultura.gov.br/agrofit_cons/principal_agrofit_cons>

ANVISA – Agência Nacional de Vigilância Sanitária. Controlando agrotóxicos nos alimentos: o trabalho desenvolvido pela ANVISA, com as vigilâncias sanitárias dos estados do AC, ES, GO, MG, MS, PA, PE, PR, RJ, RS, SC, SP, TO, a FIOCRUZ/INCQS e os laboratórios IAL/SP, IOM/FUNED, LACEN/PR e ITEP/PE. **Relatório de atividades 2001 – 2004.** Brasília, 2005.

AZEVEDO, F. A.; CHASIN, A. A. M. **As bases ecotoxicológicas da ecotoxicologia.** São Carlos: Rima / São Paulo: InterTox, 2004.

BOWMER, K. H.; KORTH, W.; SCOTT, A.; MCCORKELLE, G.; THOMAS, M. Pesticide monitoring in the irrigation areas of south-western NSW 1990 – 1995. **CSIRO Land and Water.** Technical Report 17/98. Austrália, abr., 1998.

Brazil Nature. Disponível em: <www.brazilnature.com/altoitajai/> Acessado em: 19 abr. 2007.

BRILHANTE O. M.; CALDAS L. Q. (eds.). **Gestão e avaliação de risco em Saúde Ambiental.** Rio de Janeiro: FIOCRUZ, 2002.

BRILHANTE O. M. Gestão e avaliação da poluição, impacto e risco na saúde ambiental. In: BRILHANTE O. M.; CALDAS L. Q. (eds.). **Gestão e avaliação de risco em Saúde Ambiental.** Rio de Janeiro: FIOCRUZ, 2002. p. 19-73.

BRITO, N. M.; AMARANTE JR., O. P.; ABAKERLI, R.; SANTOS, T. C. R.; RIBEIRO, M. L. 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, jan.-dez. 2001.

CALDAS, L. Q. Risco potencial em toxicologia ambiental. In: BRILHANTE O. M.; CALDAS L. Q. (eds.). **Gestão e avaliação de risco em Saúde Ambiental.** Rio de Janeiro: FIOCRUZ; 2002.

CALVET, R.; BARRIUSO, E.; BEDOS, C.; BENOIT, P.; CHARNAY, M. P.; COQUET, Y. **Les pesticides dans le sol.** Paris : France Agricole, 2005, p.637.

CARTER, A. D.; HEATHER, A. I. J. **Pesticides in groundwater, Pesticides – Developments, Impacts, and Controls.** Ed. Best, G.A.; Ruthven, A.D., 1995.

CARVALHO, A. R.; SCHLITTLER, F. H. M.; TORNISIELO, V. L. Relações da atividade agropecuária com parâmetros físico-químicos da água. **Química Nova,** v.23, n. 5, p. 529-537, 2000.

CAVALHEIROS, D. F. **Ecotoxicologia de compostos organoclorados persistentes em um ecossistema eutrófico Represa de Barra Bonita (Médio Tietê - SP)**. São Carlos, 1993. p.198. Dissertação (Mestrado). Escola de Engenharia de São Carlos, USP.

CEPA – **Centro de Socioeconomia e Planejamento Agrícola**. Disponível em: <http://cepa.epagri.sc.gov.br/>

CHASIN, A. A. M.; AZEVEDO, F. A. Intoxicação e avaliação da toxicidade. In.: AZEVEDO, F. A.; CHASIN, A. A. M. (coord.). **As bases toxicológicas da ecotoxicologia**. São Carlos: Rima / São Paulo: InterTox, 2004.

CHASIN, A. A. M.; PEDROZO, M. F. M. O estudo da toxicologia. In.: AZEVEDO, F. A.; CHASIN, A. A. M. (coord.). **As bases toxicológicas da ecotoxicologia**. São Carlos: Rima / São Paulo: InterTox, 2004

CHENG, H. H. **Pesticides in the Soil Environment: Processes, Impacts, and Modelling**. Soil Science Society of America, 1990.

COHEN, S. Z.; WAUCHOPE, R. D.; KLEIN, A. W.; EADSFORTH, C. V.; GRANEY, R. Offsite transport of pesticides in water mathematical models of pesticide leaching and runoff. **International Union of Pure and Applied Chemistry**, v. 67, n. 12, p. 2109-2148, 1995.

CORREIA, F. V.; LANGENBACH, T. Dinâmica da distribuição e degradação da atrazina em argissolo vermelho-amarelo sob condições de clima tropical úmido. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 30, p. 183-192, 2006.

COSTA, J. B.; ESPÍNDULA, E. L. G. Avaliação ecotoxicológica da água e sedimento em tributários do reservatório de Barra Bonita (Médio Tietê Superior, SP). In.: ESPÍNDULA, E. L. G. et al (ed.). **Ecotoxicologia: perspectivas para o século XXI**. São Carlos: Rima, 2002.

COSTA, J. B. **Caracterização e constituição do solo**. 7. ed. Lisboa: Fundação Calouste Gulbenkian, 2004.

COUTINHO, C. F. B.; TANIMOTO, S. T.; GALI, A.; GARBELLINI, G. S.; TAKAYAMA, M.; AMARAL, R. B.; MAZO, L. H.; AVACA, L. A.; MACHADO, S. A. S. **Pesticidas: Revista de Ecotoxicologia e Meio Ambiente**. Curitiba, v.15, p. 65-72, jan.-dez. 2005.

Crop System – United States Department of Agriculture (USDA). **Agricultural Research Services**. Disponível em: www.ars.usda.gov/services/docs.htm?docid=14199

DANTAS, L. M. **Ingestão diária aceitável – IDA (Acceptable daily intake – ADI) e Limite Máximo de Resíduos – LMR (Maximum residue limit – MRL)**. I Reunião e Treinamento do PAMVet – 2003. GACTA/GGALI/ANVISA. Londrina/PR, 5 – 7 maio 2003.

DAVIDSON, J. M., REICK, C. E., SANTELMAN, P. W., 1968. Influence of water flux and porous materials on the movement of selected herbicides. **Soil Sci. Soc. Amer. Proc.** 32, 629–633.

DE LAVAUR; BÉLAMIE; DELMAS; GUYOT; JOUANY; MONTIEL; BUFFAUT; GOLASZEWSKI; DABÈNE; FAGOT; GILLET; MESTRES; NICHELATTI; TRICARD. **Classements des substances actives phytosanitaires en vue de la surveillance de la qualité des eaux a l'échelle nationale.** Ministère de l'Agriculture et de la Pêche, Ministère de l'Environnement, Ministère chargé de la Santé, 1995.

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

DEUBER, R. **Ciência das plantas daninhas:** fundamentos. Jaboticabal: FUNEP, 1992. v. 1, 431 p.

DEUTSCH, W. J. **Groundwater geochemistry:** fundamentals and applications to contamination. CRC Press, EUA, 1997, p. 221.

DIAS, A. M. P.; BRENTANO, D. M.; CARVALHO-PINTO, C. R. S.; MATIAS, W. G. Avaliação da toxicidade aguda de fluidos de corte utilizados em processos de usinagem usando como organismos-teste *Poecilia reticulata* e *Daphnia magna*. **Biotemas**, n.19, v.3, p. 7-13, set. 2006.

EMBRAPA – Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. **Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento:** Software AGROSCORE – Apoio à avaliação de tendências de transporte de princípios ativos de agrotóxicos. ISSN 1516-4675, n. 26, dez. 2004(a).

EMBRAPA – Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. **Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento:** Solos do Estado de Santa Catarina. ISSN 1678-0892, n. 46, dez. 2004(b).

EPAGRI – Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina. **Relatório da Gerência Regional de Rio do Sul**, 2001.

EPAGRI – Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina. Disponível em: <<http://www.epagri.rct-sc.br/>> Acessada em: 19 abr. 2007.

EXTOXNET - **The Extension Toxicology Network.** Disponível em: <<http://extoxnet.orst.edu.gh>>

FAO - **Food and Agriculture Organization of the United Nations.** Disponível em: <<http://www.fao.org/docrep/008/ae922s/ae922s06.htm>> Acessado em: 11 maio 2007.

FERNICOLA, N. A. G. G.; BOHRER-MOREL, M. B. C.; BAINY, A. C. D. Ecotoxicologia. In.: AZEVEDO, F. A.; CHASIN, A. A. M. (COORD.). **As bases toxicológicas da ecotoxicologia.** São Carlos: Rima / São Paulo: InterTox, 2004.

FERRACINI, V. L.; PESSOA, M. C. Y. P.; SILVA, A. S.; SPADOTTO, C. A. Análise de risco de contaminação das águas subterrâneas e superficiais da região de Petrolina

(PE) e Juazeiro (BA). **Pesticidas: Revista de Ecotoxicologia e Meio Ambiente**. Curitiba, v.11, p. 1-16, jan.-dez. 2001.

FERRI, M. V. W.; VIDAL, R. A.; FLECK, N. G.; CASSOL, E. A.; GOMES, P. A. Lixiviação do herbicida Acetoclor em solo submetido à semeadura direta e ao preparo convencional. **Pesticidas: Revista de Ecotoxicologia e Meio Ambiente**. Curitiba, v.13, p. 147-156, jan.-dez. 2003.

FILIZOLA, H. F.; FERRACINI, V. L.; SANS, L. M. A.; GOMES, M. A. F.; FERREIRA, C. J. A. Monitoramento e avaliação do risco de contaminação por pesticidas em água superficial e subterrânea na região de Guaíra. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 37, n. 5, p. 659-667, 2002.

FOLONI, L. L. Impacto ambiental do uso de herbicidas. In.: **Congresso Brasileiro da Ciência das Plantas Daninhas**, 23., Foz do Iguaçu, 2000. Anais. Foz do Iguaçu, Sociedade Brasileira de Ciências para Plantas Daninhas, 2000. p. 49-91.

FOOTPRINT - **FOOTPRINT Pesticide Properties Databas**. Disponível em: <www.herts.ac.uk/aeru/footprint>

FREEDMAN, B. **Environmental Ecology: The ecological effects of pollution, disturbance, and other stresses**. 2. ed. 1995.

GARCIA, E. G.; BUSSACOS, M. A.; FISCHER, F. M. Impacto da legislação no registro de agrotóxicos de maior toxicidade no Brasil. **Revista de Saúde Pública**, 39(5):832-9, 2005.

GUERBET, M.; JOUANY, J. M. Value of the SIRIS method for the classification of a series of 90 chemicals according to risk for the aquatic environment. **Environmental Impact Assessment Review**. 22 (2002) 377 – 391 – France.

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

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

HAMILTON, D. J.; AMBRUS, Á.; DIETERLE, R. M.; FELSOT, A. S.; HARRIS, C. A.; HOLLAND, P. T.; KATAYAMA, N. KURIHARA, N.; LINDERS, J.; UNSWORTH, J. WONG, S. S. **Regulatory limits for pesticide residues in water (IUPAC Technical Report)**. **International Union of Pure and Applied Chemistry**. Chemistry and the Environment Division Commission on Agrochemicals and the Environment, v. 75, n. 8, pp. 1123–1155, 2003.

HAYES, W. J. Introduction, In.: HAYES, W. C.; LAWS, E. R. (eds.). **Handbook of Pesticide Toxicology**. Vol. 1. General Principles, p. 1-37. Academy Press, San Diego, 1991.

HORNSBY, A.; WAUCHOPE, R. D.; HERNEST, A. **Pesticides Properties in the Environment**. Springer – Verlag New York Inc. 1996.

HUTSON, J. L.; WAGENET, R. J. A pragmatic field-scale approach for modelling pesticides. **Journal of Environmental Quality**, v. 22, p. 494-499, 1993.

KRAISCH, R.; DIAS, A. S.; SILVA, M. R.; PINHEIRO, A. Avaliação da degradação das águas de poços freáticos por agroquímicos na bacia do Itajaí/SC, in anais, **24º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**, Belo Horizonte, 2007, no prelo.

LAVORENTI, F. P.; REGITANO, J. B. **Tópicos em Ciência do Solo – Volume III – Comportamento de Pesticidas em Solos – Fundamentos**. 2003.

LOURENCETTI, C.; SPADOTTO, C. A.; SANTIAGO-SILVA, M.; RIBEIRO, M. L. Avaliação do potencial de contaminação de águas subterrâneas por pesticidas: comparação entre métodos de previsão de lixiviação. **Pesticidas: Revista de Ecotoxicologia e Meio Ambiente**. Curitiba, v.15, p. 1-14, jan.-dez. 2005.

MAIS, I. L. A bacia do rio Itajaí, Santa Catarina – 2001. **Projeto marca d'água: relatórios preliminares**. Brasília – DF, 2003.

MOLOZZI, J. **Avaliação quantitativa e qualitativa das águas utilizadas na cultura do arroz irrigado em áreas produtoras da bacia do Itajaí /SC**. Blumenau, 2006, dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Centro de Ciências Tecnológicas, Universidade Regional de Blumenau – FURB.

MONTGOMERY, J. H. **Agrochemicals desk reference**. 2. ed. EUA: Lewis Publishers, 1997.

OLIVEIRA JR, R. S.; KOSHINEN, W. C.; FERREIRA, F. A. Sorption and leaching potential of herbicides on Brazilian soils. **Weed Research**, v. 41, p. 97-110, 2001.

PARAÍBA, L. C.; SPADOTTO, C. A. Soil temperature effect in calculating attenuation and retardation factors. **Chemosphere**, v. 48, p. 905–912, 2002.

PARAÍBA, L. C.; CERDEIRA, A. L.; SILVA, E. F.; MARTINS, J. S.; COUTINHO, H. L. C. Evaluation of soil temperature effect on herbicide leaching potential into groundwater in the Brazilian Cerrado. **Chemosphere**, v. 53, p. 1087-1095, 2003.

PARAÍBA, L. C.; BOEIRA, R. C.; JONSSON, C. M.; CARRASCO, J. M. Fator de bioconcentração de poluentes orgânicos de lodos em frutas de laranjeiras. **Pesticidas: Revista de Ecotoxicologia e Meio Ambiente**. Curitiba, v. 16, p.125-134, 2006.

PESSOA, M. C. P. Y.; GOMES, M. A. F.; NEVES, M. C.; CERDEIRA, A. L.; SOUZA, M. D. 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, 2003.

PRIMEL, E. G.; ZANELLA, R.; KURZ, M. H. S.; GONÇALVES, F. F.; MACHADO, S. O.; MARCHEZAN, E. Poluição das águas por herbicidas utilizados no cultivo do arroz irrigado na região central do estado do Rio Grande do Sul, Brasil: predição teórica e monitoramento. **Química Nova**, v. 28, n. 4, p. 605-609, 2005.

RAO, P. S. C.; HORNSBY, A. G.; JESSUP, R. E. Indices for ranking the potential for pesticide contamination of groundwater. **Soil and Crop Science Society of Florida Proceedings**, v. 44, p. 1-8, 1985.

ROBERTS, T.; HUTSON, D. (ed. chiefs). Metabolich pathways of agrochemicals. Part 1: Herbicies. 1999.

ROBERTS, T.; HUTSON, D. (ed. chiefs). Metabolich pathways of agrochemicals. Part 2: Insecticides and fungicides. 1999.

SABIK, H.; JEANNOT, R.; RONDEAU, B. Multiresidue methods using solid-phase extraction techniques for monitoring priority pesticides, including triazines and degradation products, in ground and surface waters. **Journal of Chromatography A**, v. 885, p. 217-236, 2000.

SANCHES, S. M.; SILVA, C. H. T. P.; CAMPOS, S. X.; VIEIRA, E. M. Pesticidas e seus respectivos riscos associados à contaminação da água. **Pesticidas: Revista de Ecotoxicologia e Meio Ambiente**. Curitiba, v.13, p. 53-58, jan.-dez. 2003.

SCHULZ, R. **Field Studies on Exposure, Effects, and Risk Mitigation of Aquatic Nonpoint-Source Insecticide Pollution: A Review**. Germany, 2004.

SIA - **Sistema de Informações sobre Agrotóxicos da Agência Nacional de Vigilância Sanitária**. Disponível em: <<http://www4.anvisa.gov.br/agrosia/asp/default.asp>>

SPADOTTO, C. A.; GOMES, M. A. F.; HORNSBY, A. G. Pesticide leaching potencial assessment in multilayered soils. **Pesticidas: Revista de Ecotoxicologia e Meio Ambiente**. Curitiba, v. 12, p. 01-12, jan.-dez. 2002 (a).

SPADOTTO, C. A. Screening method for assessing pesticide leaching potencial . **Pesticidas: Revista de Ecotoxicologia e Meio Ambiente**. Curitiba, v. 12, p. 69-78, jan.-dez. 2002 (b).

SPADOTTO, C. A.; FILIZOLA, H.; GOMES, M. A. F. Avaliação do potencial de lixiviação de pesticidas em latossolo da região de Guaíra, SP. **Pesticidas: Revista de Ecotoxicologia e Meio Ambiente**. Curitiba, v. 11, p. 127-136, jan.-dez. 2001.

VAILLANT, M.; JOUANY, J. M.; DEVILLERS, J. A multicriteria estimation of the environmental risk of chemicals with the SIRIS method. **Toxicology Modeling**, v. 1, n. 1. França, 1995.

VISSMAN JR., W.; LEWIS, G. L. **Introduction to Hydrology**. 4. ed. Nova Iorque: HarperCollins College Publishers, 1996.

ZHU, D. **Determination of residential - use turf pesticides in surface and ground water by HPLC/DAD**. Orono, EUA, 2003. Dissertação (Master of Science – in Food Science and Human Nutrition). Universidade do Maine.

APÊNDICES

APÊNDICE A: Doses recomendadas dos herbicidas, fungicidas e inseticidas analisados (Fonte: AGROFIT)

Herbicidas		Fungicidas		Inseticidas	
Ingrediente Ativo	(kg ou l/ha)	Ingrediente Ativo	(kg ou l/ha)	Ingrediente Ativo	(kg ou l/ha)
2,4 - D	2-4,5	Azoxistrobim	0,04-0,20	Abamectina	0,054-0,018
2,4-D Sal Dimetilamina	0,403-1,209	Benomil	0,1 - 2	Acefato	0,15-1,5
Acetocloro	2,6 - 5,2	Captana	0,6-2,4	Alfa-cipermetrina	0,03
Alacloro	2,4-3,36	Carbendazim	0,21-0,35	Bacillus Thuringiensis	0,0175-0,5
Atrazina	1,0-4,0	Carboxina	semente	Beta-ciflutrina	0,005
Bentazona	0,58-1,2	Cimoxanil	0,09-0,18	Carbofurano	0,75-4
Bispiribaque-sódio	2.55	Clortalonil	1,25 - 2,5	Cartape	0,4-0,75
Cletodim	0,084 – 0,108	Difenoconazol	0,025-0,075	Ciflutrina	0,0075-0,04
Clomazona	0,6-1,25	Famoxadona	0,075-0,18	Cipermetrina	0,01-0,06
Diurum	1,25-4	Fenamidona	0.15	Ciromazina	0,075-0,09
Fenoxaprope-p-etílico	0,05	Folpete	0,17-1,9	Clorpirifós	0.72
Fluazifope-p-butílico	0,125-0,5	Hidróxido de Cobre	0,69-3,46	Deltametrina	0,004-0,01
Flumioxazina	0,025-0,12	Iprodiona	0,4-0,75	Diafentiurom	0,25-0,4
Fomesafem	0,225-0,25	Iprovalicarbe	0,11-0,14	Diflubenzurom	0,0045-0,24
Foramsulfurom	0,036-0,045	Mancozebe	1,05-4	Dimetoato	0,13-0,48
Glifosato	0,48-2,88	Metalaxil-M	0.1	Fenitrotiom	0,2-1
Iodosulfurom	0,012 - 0,015	Metconazol	0,04-0,13	Fipronil	0,004-0,075
Ioxinil	0,335-1,0	Metiram	1,4-2,1	Imidaclopride	0,105-0,48
Isoxaflutol	1,5 - 2,4	Oxicloreto de Cobre	2,6-3,6	Indoxacarbe	0,03-0,048
Mesotriona	0,15-0,2	Óxido de Cobre	0,6-3,14	Lambda-cialotrina	0,00375-0,025
S-Metolacoloro	1,44	Piraclostrobina	0,07-0,2	Lufenurom	0,005-0,05
Metribuzim	0,21-2,1	Pirimetanil	0,15-0,9	Metamidofós	0,1-0,9
Metsulfurom-metilico	0,002-0,02	Procimidona	0,25-1,5	Metiocarbe	0,1-0,75
Nicosulfurom	0,06 - 0,20	Procloraz	0,34-0,68	Novalurom	0,005-0,015
Oxadiazona	0,75-2,0	Propiconazol	0,05-0,125	Óleo Mineral	0,38-33,88
Oxifluorfem	0,125-1,0	Propinebe	1,22-2,8	Parationa-metíllica	0,21-0,45
Paraquate	0,3-0,6	Tebuconazol	0,06-0,25	Profenofós	0,05-0,5
Pendimentalina	2,0 - 3,5				
Picloram	0,388-0,776				
Pirazossulfurom-etílico	0,02				
Quincloraque	0.375				
Quizalofope-p-etílico	0,07 – 0,35				
Setoxidim	0,184 - 0,23				
Simazina	0,8 - 1,6				
Sulfentrazona	0,6-0,7				

APÊNDICE B: Propriedades físico-químicas dos pesticidas

Propriedades Físico-Químicas dos Fungicidas										
Ingrediente Ativo	Sol (mg L ⁻¹)	Hidrólise (d)	Koc (mL g ⁻¹)	P.Vapor (mPa)	pKa	pKb	DT50 Fot (d)	DT50 Deg (d)	Log P	C. Henry (Pa*m3 mole ⁻¹)
Azoxistrobim	6,7	31.00	581.00	1,1 e-7 mPa			8,7 - 13,9	21	2,5	7,3 e-9
Benomil	2,0	67.00	1900.00		4,48			0,8 (l.)	1,4	4 e-4
Captana	3,3	0.11	33.00	< 1,3 mPa				10	2,78	1 e-3
Carbendazim	8	120.00	400.00	4,9 x 10 ⁻¹⁰ / 0,15 mPa	4,2			39	1,48	1,6 e-6 / 3,6 e-3
Carboxina	170	3.00	260.00	0,025 mPa	0,5			3,3	2,17	3 e-7
Cimoxanil	780	14.30	145.00	0,08 mPa / 0,15 mPa	9,7		1,5	3,5	0,67	1,6 e-5 / 3,3 e-10 / 3,8 e-5
Clorotalonil	0,81	26.00	1380.00	0,076 mPa			64,7 (pH5)	44	2,94	2,5 e-2
Difenoconazol	15	30.00	4067.00	12,1 nPa / 3,33 e-5 mPa	< 0		6 / 145	171	4,2	8,9 e-7 / 1,5 e-6
Famoxadona	0,111	2.00	3740.00	6,4 e-4 mPa			0,2	20	4,65	4,6 e-3
Fenamidona	7,8	411.00	388.00	3,4 e-4 mPa			1,07	8,5	2,8	5 e-6
Folpete	0,8	0.05	304.00	2,1 e-2 mPa				14	3,106	7,8 e-3
Hidróxido de Cobre	2,9			< 10 µPa						
Iprodiona	12,2	3.00	373.00	0,0005 mPa			1	84	3,1	7 e-6
Iprovalicarbe	17,8	30.00	106.00	7,9 e-8 Pa				15,5	3,2	1,4 e-6
Mancozebe	6,2	1.00	2000.00	0,1 mPa	10,3			18	1,33	5,9 e-4
Metalaxil-M	26.000	216.00	660.00	3,3 mPa				39.00	1,71	3,5 e-5
Metconazol	30,4	365.00	1217.00	0,013 mPa	1,5 / 11,38		36	265.00	3,93	2,21 e-7
Metiram	1	0.80	913.00	0,01 mPa				7.00	1,76 / 0,3	5,4 e-3
Oxicloreto de Cobre	0.00001			0.00001 mPa						
Óxido de Cobre	0.00001			1 e-10 mPa						
Piraclostrobina	1,9	estável	11000.00	2,6 e-5 mPa			1,7	32	3,99	5,31 e-6
Primetanil	121	1000.00	320.00	1,1 mPa	3,52		2	29,5	2,84	3,6 e-3
Procimidona	4,5	3.00	1500.00	17,8 mPa				28 - 84	3,14	1,1
Procloraz	34	30.00	500.00	0,43 mPa / 0,15 mPa	3,83		9,5	132	4,12	1,64 e-3
Propiconazol	150	53.50	1086.00	0,056 mPa	1,09		47 - 984	214	3,72	9,2 e-5
Propinebe	10	1.50	14.00	0,16 mPa / 0,31 mPa			0,1	6	(-) 0,26	8 e-8
Tebuconazol	32	365.00	1554.00	1,3 e-3 mPa			3	170.00	3,7	1,2 e-5
Tiabendazol	30	203.00	2500.00	5,3 e-4 mPa	4,73 / 12		1,2	724	2,39	3,7 e-6
Tiofanato-metilico	20	36.00	1830.00	1,3 e-2 mPa	7,28		2,2	5.00	1,45	8,1 e-5
Tiram	30	3.50	670.00	2,3 mPa	8,19		0,37	15	1,73	3,3 e-2
Trifenil Hidróxido Estanho	1	75.00	23000.00	3,53 x 10 ⁻⁷ mPa						
Trifloxistrobina	0,61	79.80	2377.00	3,4 e-3 mPa			1,7	7	4,5	2,3 e-3

Propriedades Físico-Químicas dos Herbicidas										
Ingrediente Ativo	Sol (mg L ⁻¹)	Hidrólise (d)	Koc (mL g ⁻¹)	P.Vapor (mPa)	pKa	pKb	DT50 Fot (d)	DT50 Deg (d)	Log P	C. Henry (Pa*m3 mole ⁻¹)
2,4 - D	44.558	730.00	56.00	0,0187 mPa	2,87		13	10	(-) 0,83	1,3 e-5
2,4-D Ácido	890	10.00	20.00	confirmar	2,9					
2,4-D Amina	100 E	10.00	100.00	/	2,8 (1,2)					
2,4-D Sal Dimetilamina	796.000	10.00	20.00	0	2,8					
Acetoclor	223	31.00	203.00	2,2 e -5 / 400 mPa				8 a 18	4,14	4,27 e-3 / 3,83 e-1
Alacloro	148	0.50	124.00	2,9 mPa	0,62		0,5	14	3,09	2,1 e-3 / 3,2 e-3
Atrazina	33	60.00	100.00	2,89 x 10 -7 / 0,04 mPa	1,68	12,32	2,6	29	2,7	2,48 e-4 / 1,5 e-4
Bentazona	570	30.00	51.00	0,176 mPa	3,28		3,9	15,00	(-) 0,46	7,2 e-5
Bispiribaque-sódio	73.300			5,5 e-6	3,05				1,03	3,12 e-11
Cletodim	6.634	300.00	40.00	1,33 e -11 / 1 e-2	4,47		9,6	3	1,6	
Clomazona	1.100	30.00	356.00	19,2 mPa				74	2,54	4,18 e-3
Diurom	35,6	500.00	696.00	1,15 e-3			43	89	2,87	5,1 e-5 / 2 e-6
Fenoxaprop-p-etílico	1,3	23.20	11354.00	5,3 e-4	0,18		105		4,58	2,74 e-4
Fluazifope-p-butílico	1,1	78.00	5747.00	0,331 mPa	(-) 3,10		6	28	4,5	1 e-2 / 3 e-7
Flumioxazina	1,79	4.30	889.00	3,2 mPa			1		2,55	6,36 e-2
Fomesafem	50 / 600	100.00	50.00	0,1 mPa / 4 e-3 mPa	2,83		32	86	(-) 1,2	2 e-7
Foramsulfurom	3.293	128.00	78.00	4,2 e-9 mPa	4,6		250		(-) 0,78	5,8 e-12
Glifosato	10.500	30.00	21699.00	0,0131 mPa	2,34		69	12	(-) 3,2	2,1 e-7
Iodosulfurom	25.000	365.00	45.00	6,7 e-6 mPa	3,22		12 ou 50	8	1,59	2,29 e-11
Ioxinil	3.034	52.00	276.00	0,00204 mPa	4,1		5	5	2,2	1,5 e-5
Isoxaflutol	6,2	1.00	112.00	1 e-3 mPa			1,8	1,3	2,32	1,87 e-5
Mesotriona	160	5.00	80.00	5,7 e-3 mPa	3,12		109	5	0,11 / (-) 1	5,1 e-7
Metribuzim	1.200	67.00	37.90	0,058mPa		13,00	0,2	19 / 23 - 180	1,65	1 e-5 / 2 e-5
Metsulfurom-metílico	2.790	30.00	39.50	1,1 e-7 mPa	3,75			10	(-) 1,7	4,5 e-11
Nicosulfurom	59	15.00	21.00	8 e-5 mPa	4,6		85	22	(-) 1,77	1,4 e-13
Oxadiazona	1	14.00	2300.00	0,13 ma					4,91	3,5 e-2 / 3,57 e-7
Oxifluorfem	0,1	28.00	17636.00	0,026 mPa			5	5 a 55	4,47	1 e-1
Paraquate	620.000	1000.00	1000000.00	1 e-5 mPa		4	37	7-8 / 10-20 / 2800	(-) 4,5	4 e-12
Pendimentalina	0,33	5.00	15744.00	1,94 mPa	2,8		21	90	5,2	2,728 / 2,73 e-3
Picloram	430	90.00	16.00	8,2 e-2 mPa	2,3		2,6	20 - 277	0,15	4,7 e-5
Pirazossulfurom-etílico	14,5	21.00	209.00	0,0147 mPa				15	1,3	
Quincloraque	0,065	168.00	50.00	0,01	4,34			45	(-) 1,15	3,72 e-2

Propriedades Físico-Químicas dos Herbicidas										
Ingrediente Ativo	Sol (mg L ⁻¹)	Hidrólise (d)	Koc (mL g ⁻¹)	P.Vapor (mPa)	pKa	pKb	DT50 Fot (d)	DT50 Deg (d)	Log P	C. Henry (Pa*m3 mole ⁻¹)
Quizalofop-p-etílico	0,4	15.00	510.00	1,1 e-4 mPa			0,2	60	4,66	6,7 e-5 / 7,5 e-5
S-Metolacoloro	480	estável	2261.00	3,7 mPa			75	22	3,05	2,2 e-3
Safener	5.000	8.00		800 mPa					1,84	
Setoxidim	4.700	242.00	100.00	0,013 mPa	4,58		0,02		1,65	1,39 e-6
Simazina	5	96.00	130.00	8,13 mPa	1,62		1,9	90	2,3	5,6 e-5
Sulfentrazone	0,078		43.00	1,3 e-4	6,56			541	1	

Propriedades Físico-Químicas dos Inseticidas										
Ingrediente Ativo	Sol (mg L ⁻¹)	Hidrólise (d)	Koc (mL g ⁻¹)	P.Vapor (mPa)	pKa	pKb	DT50 Fot (d)	DT50 Deg (d)	Log P	C. Henry (Pa*m3 mole ⁻¹)
Abamectina	0,001 / 5	28.00	14000.00	0,00019 mPa	5,00		0,5	28	3,96	2,7 e-3
Acefato	790.000	50.00	2.00	0,226 mPa	8,35		2	3 ou 6	(-) 0,89	5,15 e-8
Alfa-cipermetrina	0,004 / 0,01	101.00	57889.00	0,00034 mPa	5		1,2	35	5,5	6,9 e-2
Bacillus Thuringiensis		120.00						2,7 (l.)		
Beta-ciflutrina	0,0017	215.00	64300.00	0,00005 mPa			1	13	6,18	8,1 e-3
Carbofurano	330	50.00	22.00	59,2 mPa			80	20,8	1,7	1,19 e-4
Cartape	200.000		800.00	1 e-10 mPa		7,61		3	(-) 0,95	
Ciflutrina	0,0066	215.00	64300.00	0,0003 mPa			1	33	6	0,0032 / 5,3 e-2
Cipermetrina	0,004	221.00	76344.00	2,3 e-4 mPa			32	69	6,6	0,024
Ciromazina	11.000	28.00	765.00	139 mPa	5,22		7	2,7/3,4 (Lae)	(-) 0,061 / 0,8	5,8 e-9
Clorpirifós	1,05	72.00	6925.00	1,43 mPa			29,6	21	4,7	0,478
Deltametrina	0,0002	1.00	460000.00	0,000012 mPa			48	21	4,6	3,1 e-2
Diafentiurom	0,06			0,002 mPa					5,76	1,28 e-2
Diflubenzurom	0,2	96.00	10000.00	1,2 e-4 mPa			7	03 a 60	3,89	4,7 e-4
Dimetoato	39.800	68.00	30.10	0,247 mPa / 1,1 mPa			175	7,2	0,704	1,42 e-6 / 1,06 e-5
Fenitrotiom	14	183.00	322.00	0,808 mPa			3,5	2,7 (l.)	3,38	3,6 e-3
Fipronil	1,9	30.00	577.00	0,002 mPa			0,33	65	3,5	3,75 e-5 / 2,3 e-7 / 2,31 e-4
Fosfeto de Alumínio	120.000	0.10	20.00	< 10 ⁻⁷						
Imidaclopride	580	355.00	189.00	2 e-4 mPa			0,2	191	0,57	2 e-10
Indoxacarbe	0,2	38.00	6450.00	2,5 e-5 mPa			3,6	20	4,65	6 e-5
Lambda-cialotrina	0,005	7.00	157000.00	0,0002 mPa			5 / 13/ 40	25	7	0,02
Lufenurorom	0,06	70.00	38758.00	4 e-3 mPa	8		85	15 - 34	5,12	3,41 e-2
Metamidofós	200.000	5.00	1.00	2,3 mPa			90	4	(-) 0,79	1,6 e-6
Metiocarbe	27	24.00	660.00	1,5 e-2 mPa			128	35	3,18	1,2 e-4
Novalurorom	0,053	217.00	9232.00	1,6 e-2 mPa				72	4,3	2
Parationa-metílca	55	21.00	240.00	0,2 mPa				12	3	8,57 e-3
Profenofós	28	14.60	2000.00	2,53 mPa				7	1,7	1,65 e-3
Sulfuramida			3,5 e+6	0,057 mPa	9,5				3,1	
Tiametoxam	4.100	2.30	10.00	6,6 e-6 mPa				128	(-) 0,13	4,7 e-10
Tiodicarbe	24,47	31.00	418.00	2,7 mPa			7,6	18	1,62	4,31 e-2
Triclorfom	120.000	1.40	10.00	0,21 mPa 1 mPa	6		112	03 a 10	0,43	4,5 e-7
Triflumurom	0,025	180.00	2980.00	4 e-5 mPa				22	4,91	5,74 e-4

APÊNDICE C: Propriedades toxicológicas dos pesticidas

Propriedades Toxicológicas dos Fungicidas										
Ingrediente Ativo	LC ₅₀ peixe	LD ₅₀ rato fem.	LD ₅₀ rato mas.	EC ₅₀ D.magna	EC ₅₀ alga	IDA	PNEC	FBC	Qtd.Rec.	Superfície
	(mg L ⁻¹)	(mg kg ⁻¹)	(mg kg ⁻¹)	(mg L ⁻¹)	(mg L ⁻¹)	(mg kg dia ⁻¹)	(µg L ⁻¹)		(kg ha ⁻¹)	(ha)
Azoxistrobim	0,47	5.000	5.000	0,26	0,36	0,1	1,5	/	0,04-0,20	6979,0
Benomil	0,17	10.000	10.000	0,28	2	0,1		27 / 159 - 460	0,1 - 2	150,0
Captana	0,186	5.000 / 7.260	5.000 / 7.260	7,1	1,18	0,1	1,96	140	0,6-2,4	4169,5
Carbendazim	0,83	2.000 / 15.000	2.000 / 15.000	0,35 / 891,3	419	0,03	0,15	25	0,21-0,35	4471,3
Carboxina	2,3	2588	2588	84,4	0,48	0,0016			semente	1688,0
Cimoxanil	61	960	960	27	0,231	0,016	4,4	3.000	0,09-0,18	4034,6
Clorotalonil	0,25	5.000	5.000	0,084	0,21	0,015	0,2	100 / 2.300	1,25 - 2,5	9331,0
Difenoconazol	0,81	1.453	1.453	0,77	1,2	0,01		320	0,025-0,075	5100,0
Famoxadona	0,011	5.000	5.000	0,012	0,022	0,012	0,8	3.000	0,075-0,18	4394,7
Fenamidona	0,74	2.028	2.028	0,19	3,84	0,03	0,55		0,15	4034,6
Folpete	0,233	2.000	2.000	0,68	10	0,1	1,96	56	0,17-1,9	4000,5
Hidróxido de Cobre	0,08	489	489	6,5	0,55 / 35	0,15	12		0,69-3,46	6597,5
Iprodiona	3,7	2.000	2.000	0,66	1,8	0,06	5,5	70	0,4-0,75	10597,5
Iprovalicarbe	22,7	5.000	5.000	19,8	10	0,015	365	10	0,11-0,14	10991,9
Mancozebe	0,46	10.000	10.000	0,073	1,1	0,05			1,05-4	23123,1
Metalaxil-M	100	375	953	100	36	0,08	120	3,7 / 15	0,1	32316,6
Metconazol	2,1	660	660	3,6	1,7	0,01		129	0,04-0,13	5266,7
Metiram	0,33	6.180	6.180	2,2	1,8	0,03			1,4-2,1	4754,8
Oxicloreto de Cobre	2,2	700	700	3,5	0,55	0,15	12		2,6-3,6	5272,8
Óxido de Cobre	0,173	278 / 1.340	278 / 1.340	3,9 µ	0,002	0,15	12		0,6-3,14	5441,8
Piraclostrobina	6 e-3	5.000	5.000	0,016	0,843	0,03		736	0,07-0,2	10424,9
Pirimetanil	10,6	5.971	4.150	2,9	1,2	0,17			0,15-0,9	8034,6
Procimidona	7,2	7.700	7.700	3	0,69	0,025 / 0,1			0,25-1,5	8694,7
Procloraz	1,5	1.600	1.600	4,3	0,1	0,01	4	393	0,34-0,68	8754,5
Propiconazol	1,3	1.500	1.500	0,011	0,23	0,04	5,8	116	0,05-0,125	2600,0
Propinebe	4 e-1	5.000	5.000	4,7	2,68	0,007			1,22-2,8	19123,3
Tebuconazol	4,4	3.352	4.264	11,8	1,64	0,03	1,2	99	0,06-0,25	16235,7
Tiabendazol	0,55	3.100	3.100	0,81	9	0,1	1,2	96,5	0,048-1,94	4000,0
Tiofanato-metílico	8,3	73 / > 5.000	73 / > 5.000	5,4	137,77	0,08		75	0,3-0,4	3518,6
Tiram	0,04	1.800	3.700	0,21	1	0,01			semente	7324,2
Trifloxistrobina	2,2 e-2	5.000	5.000	0,016	0,0053	0,1	1,2	431	0,056-0,125	13046,8

Propriedades Toxicológicas dos Herbicidas										
Ingrediente Ativo	LC ₅₀ peixe	LD ₅₀ rato fem.	LD ₅₀ rato mas.	EC ₅₀ D.magna	EC ₅₀ alga	IDA	PNEC	FBC	Qtd.Rec.	Superfície
	(mg L ⁻¹)	(mg kg ⁻¹)	(mg kg ⁻¹)	(mg L ⁻¹)	(mg L ⁻¹)	(mg kg dia ⁻¹)	(µg L ⁻¹)		(kg ha ⁻¹)	(ha)
2,4 - D	100	469	469	100	24,2	0,05	58	10	2-4,5	8000.0
2,4-D Amina										10064.8
2,4-D Sal Dimetilamina									0,403-1,209	13288.0
2,4-D Triet.										8000.0
Acetocloro	0,36	4.015 / 2.148	4.015 / 2.148	8,4	4,3	0,015	0,35	10 / 150	2,6 - 5,2	44745.2
Alacloro	1,8	1.200	1.200	10	0,966	0,00525	1,3	39	2,4-3,36	2500.0
Atrazina	4,5	1869 / 3090	1869 / 3090	85	0,059	0,005		4,3	1,0-4,0	3500.0
Bentazona	100	500 / 1.400 - 1.800	500 / 1.400 - 1.800	64	10,1	0,1	540		0,58-1,2	12785.8
Bispiribaque-sódio	100	2.635	2.635	100	3,4	0,011			2,55	2979.0
Cletodim	67	1.360	1630	120	38,7	0,01		3,6	0,084 – 0,108	17889.3
Clomazona	34	1.369	2.077	5,2	2,1	0,043	5,7	40	0,6-1,25	6350.4
Diurum	4,3	437 / 2.000	437 / 2.000	1,4	0,0027	0,007	0,52		1,25-4	15911.6
Fenoxaprope-p-etílico	0,19	2.090	3.040	1,06	0,43	0,01	1	338	0,05	10983.5
Fluazifope-p-butílico	1,3	2.712	4.096	1	0,51	0,01	5,3	320	0,125-0,5	3668.7
Flumioxazina	2,3	5.000	5.000	5,9	0,000852	0,009	0,23		0,025-0,12	4000.0
Fomesafem	170	1.600	1.250 - 2.000	330	0,17	0,06		6	0,225-0,25	2144.7
Foramsulfurom	100	5.000	5.000	100	3,3	0,5	0,065		0,036-0,045	6123.2
Glifosato	8,2	1.760	1.760	11	4,4	0,3	60	0,5	0,48-2,88	31104.5
Iodosulfurom	100	2.678	2.678	100	0,07	0,03	0,0418/0,083		0,012 - 0,015	6206.5
Ioxinil	8,5	130	130	3,9	24	0,005		29	0,335-1,0	11854.5
Isoxaflutol	1,7	5.000	5.000	1,5	0,12	0,02	0,32	11	1,5 - 2,4	1688.0
Mesotriona	120	5.000	5.000	622	3,5	0,01	0,77		0,15-0,2	6500.0
S-Metolacoloro	1,23	2.577	3267	11,24	0,008	0,1		68.79	1,44	9706.3
Metribuzim	74,6	32 / 2345	32 / 2200	49	0,02	0,013			0,21-2,1	1646.2
Metsulfurom-metílico	150	5.000	5.000	150	0,045	0,22	0,036	1	0,002-0,02	3495.6
Nicosulfurom	65,7	5.000	5.000	90	227	0,4	0,27		0,06 - 0,20	17811.2
Oxadiazona	1,2	5.000	5.000	2,4	0,006	0,0036	0,75	368 / 3000	0,75-2,0	4718.8
Oxifluorfem	0,2	5.000	5.000	1,47	5,04	0,0035	0,032	1300	0,125-1,0	83.3
Paraquate	19	110	110	4,4	0,00023	0,004	0,023		0,3-0,6	6374.0
Pendimentalina	0,138	5.000	5.000	0,28	0,006	0,125	0,55	5.100	2,0 - 3,5	7038.0

Propriedades Toxicológicas dos Herbicidas										
Ingrediente Ativo	LC ₅₀ peixe	LD ₅₀ rato fem.	LD ₅₀ rato mas.	EC ₅₀ D.magna	EC ₅₀ alga	IDA	PNEC	FBC	Qtd.Rec.	Superfície
	(mg L ⁻¹)	(mg kg ⁻¹)	(mg kg ⁻¹)	(mg L ⁻¹)	(mg L ⁻¹)	(mg kg dia ⁻¹)	(µg L ⁻¹)		(kg ha ⁻¹)	(ha)
Picloram	5,5	5.000	5.000	34,4	18,4	0,2	5,5	74	0,388-0,776	8083.3
Pirazossulfurom-etílico	30	5.050	5.050	700		0.043			0,02	3412.3
Quincloraque	100	2.680	2.680	29,8	6,53	0,38		0,8	0.375	3062.3
Quizalofop-p-etílico	0,48	1.182	1.210	1,5	1,9	0,009	2,1	290 - 380	0,07 – 0,35	6509.8
Safener	141	2.146	2.816	161						4941.6
Setoxidim	1,6	2.676	2.676	1,5	0,64	0,14		22,5	0,184 - 0,23	7253.0
Simazina	90	5.000	5.000	1,1	0,04	0,005		221	0,8 - 1,6	8611.2
Sulfentrazone	94	2.855	2.855	60,4	32,8	0,01			0,6-0,7	539.3

Propriedades Toxicológicas dos Inseticidas										
Ingrediente Ativo	LC ₅₀ peixe	LD ₅₀ rato fem.	LD ₅₀ rato mas.	EC ₅₀ D.magna	EC ₅₀ alga	IDA	PNEC	FBC	Qtd.Rec.	Superfície
	(mg L ⁻¹)	(mg kg ⁻¹)	(mg kg ⁻¹)	(mg L ⁻¹)	(mg L ⁻¹)	(mg kg dia ⁻¹)	(µg L ⁻¹)		(kg ha ⁻¹)	(ha)
Abamectina	0,0036	10	10	0,0003	100	0,002		69	0,054-0,018	314.5
Acefato	110	1.030	1.030	67,2	980	0,03		0,03	0,15-1,5	3575.0
Alfa-cipermetrina	0,0028	57	57	0,0003	0,1	0,015		1.204	0,03	1803.5
Bacillus Thuringiensis	0,656	5.050	5.050	13					0,0175-0,5	1691.5
Beta-ciflutrina	0,000068	77	77	0,00029	10	0,003	0,00068	506	0,005	16146.9
Carbofurano	0,009	8,0	8,6	0,009	6,5	0,001 / 0,002		12	0,75-4	7086.2
Cartape	1,6	325	325	0,01					0,4-0,75	264.5
Ciflutrina	0,00047	16,2	16,2	0,00016	10	0,003	0,0068	506	0,0075-0,04	1950.0
Cipermetrina	0,00069 / 0,0028	287	287	0,0003	0,1	0,05	0,001	1.204	0,01-0,06	11545.1
Ciromazina	90	3.387	3.387	9,1	124	0,02 / 0,17		1	0,075-0,09	50.0
Clorpirifós	0,007	135	135	0,0017	0,48	0,01		1.374	0,72	4499.6
Deltametrina	0,00026	87	87	0,00056	9,1	0,01		1.400	0,004-0,01	25638.4
Diafentiurom	0,0007	2.068	2.068	0,5		0,003			0,25-0,4	
Diflubenzurom	140	4.64.	4.640	0,0071	0,3	0,02		320	0,0045-0,24	3.5
Dimetoato	30,2	245	245	4,7	90,4	0,001 / 0,002			0,13-0,48	5972.5
Fenitrotiom	1,3	330	330	0,0086	1,3	0,005		118	0,2-1	302.0
Fipronil	0,248	103	92	0,19	0,068	0,0002	0,00077	321	0,004-0,075	4591.7
Imidaclopride	83	131 / 450 - 475	131 / 424	85,2	10	0,057	4,7		0,105-0,48	4652.9
Indoxacarbe	0,65	268	268	0,6	0,11	0,006		520	0,03-0,048	46.2
Lambda-cialotrina	0,00021	56	79	0,00036	0,3	0,005	0,00016	1.950	0,00375-0,025	23265.4
Lufenurom	29	2.000	2.000	0,0013	10	0,01			0,005-0,05	6915.8
Metamidofós	25	10,5	11,8	0,27	178	0,001		75	0,1-0,9	6562.7
Metiocarbe	0,65	19	19	0,008	2,2	0,013		75	0,1-0,75	400.0
Novalurom	1	5.000	5.000	0,058	9,68				0,005-0,015	1000.0
Parationa-metífica	2,7	3	3	0,0073	3	0,003		71	0,21-0,45	17623.2
Profenofós	0,08	358	358	0,5		0,01			0,05-0,5	2800.0
Sulfuramida	8	543	543	0,37				500	formiga	360.1
Tiametoxam	100	1.563	1.563	100	100				0,1-0,5	2857.5
Tiodicarbe	1,4	50	50	0,027	8,3	0,01		6,3	0,06-0,45	17069.2
Triclorfom	0,7	560	625	0,00096	10	0,01			1	302.0
Triflumurom	320	5.000	5.000	0,225	25	0,007		74,7	0,192	400.0

APÊNDICE D: Quadro de penalidades para obtenção do valor de exposição para águas subterrâneas

Koc	DT50	Hdl	Sup	Qtd	Sol	Exp	Koc	DT50	Hdl	Sup	Qtd	Sol	Exp	Koc	DT50	Hdl	Sup	Qtd	Sol	Exp	
0	F	0	F	0	F	0	0	11	F	0	F	0	11	23	F	0	F	0	F	0	23
0	F	0	F	0	M	1	1	11	F	0	M	3	14	23	F	0	M	6	M	8	29
0	F	0	F	0	D	2	2	11	F	0	D	7	18	23	F	0	D	12	D	12	35
0	F	0	M	3	F	0	3	11	F	0	M	6	17	23	F	0	M	8	F	0	31
0	F	0	M	3	M	1	4	11	F	0	M	6	21	23	F	0	M	8	M	6	37
0	F	0	M	3	D	3	6	11	F	0	D	6	25	23	F	0	D	8	M	13	44
0	F	0	D	7	F	0	7	11	F	0	D	12	23	23	F	0	D	17	F	0	40
0	F	0	D	7	M	2	9	11	F	0	D	12	27	23	F	0	D	17	M	7	47
0	F	0	D	7	D	4	11	11	F	0	D	12	32	23	F	0	D	17	D	14	54
0	F	0	MD	10	F	0	10	11	F	0	MD	18	29	23	F	0	MD	25	F	0	48
0	F	0	MD	10	M	2	12	11	F	0	MD	18	34	23	F	0	MD	25	M	7	55
0	F	0	MD	10	D	5	15	11	F	0	MD	18	39	23	F	0	MD	25	D	15	63
0	F	0	2D	14	F	0	14	11	F	0	2D	24	35	23	F	0	2D	34	F	0	57
0	F	0	2D	14	M	3	17	11	F	0	2D	24	40	23	F	0	2D	34	M	8	65
0	F	0	2D	14	D	6	20	11	F	0	2D	24	46	23	F	0	2D	34	D	16	73
0	F	6	F	0	F	0	6	11	F	6	F	0	19	23	F	11	F	0	F	0	34
0	F	6	F	0	M	1	7	11	F	6	M	4	23	23	F	11	M	0	M	6	40
0	F	6	F	0	D	3	9	11	F	6	D	8	27	23	F	11	D	0	D	13	47
0	F	6	M	4	F	0	10	11	F	6	M	6	25	23	F	11	M	9	F	0	43
0	F	6	M	4	M	2	12	11	F	6	M	6	29	23	F	11	M	9	M	7	50
0	F	6	M	4	D	4	14	11	F	6	D	6	34	23	F	11	D	9	D	14	57
0	F	6	D	8	F	0	14	11	F	6	D	13	32	23	F	11	D	18	F	0	52
0	F	6	D	8	M	2	16	11	F	6	D	13	37	23	F	11	D	18	M	7	59
0	F	6	D	8	D	5	19	11	F	6	D	13	42	23	F	11	D	18	D	15	67
0	F	6	MD	12	F	0	18	11	F	6	MD	19	38	23	F	11	MD	27	F	0	61
0	F	6	MD	12	M	3	21	11	F	6	MD	19	43	23	F	11	MD	27	M	8	69
0	F	6	MD	12	D	6	24	11	F	6	MD	19	49	23	F	11	MD	27	D	16	77
0	F	6	2D	16	F	0	22	11	F	6	2D	26	45	23	F	11	2D	36	F	0	70
0	F	6	2D	16	M	3	25	11	F	6	2D	26	51	23	F	11	2D	36	M	8	78
0	F	6	2D	16	D	7	29	11	F	6	2D	26	57	23	F	11	2D	36	D	17	87
0	F	12	F	0	F	0	12	11	F	12	F	0	28	23	F	22	F	0	F	0	45
0	F	12	F	0	M	2	14	11	F	12	F	0	32	23	F	22	M	0	M	7	52
0	F	12	F	0	D	4	16	11	F	12	F	0	37	23	F	22	D	0	D	14	59
0	F	12	M	4	F	0	16	11	F	12	M	7	35	23	F	22	M	9	F	0	54
0	F	12	M	4	M	2	18	11	F	12	M	7	40	23	F	22	M	9	M	7	61
0	F	12	M	4	D	5	21	11	F	12	M	7	45	23	F	22	M	9	D	15	69
0	F	12	D	9	F	0	21	11	F	12	D	14	42	23	F	22	D	19	F	0	64
0	F	12	D	9	M	3	24	11	F	12	D	14	47	23	F	22	D	19	M	8	72
0	F	12	D	9	D	6	27	11	F	12	D	14	53	23	F	22	D	19	D	16	80
0	F	12	MD	13	F	0	25	11	F	12	MD	21	49	23	F	22	MD	28	F	0	73
0	F	12	MD	13	M	3	28	11	F	12	MD	21	55	23	F	22	MD	28	M	8	81
0	F	12	MD	13	D	7	32	11	F	12	MD	21	61	23	F	22	MD	28	D	17	90
0	F	12	2D	18	F	0	30	11	F	12	2D	28	56	23	F	22	2D	38	F	0	83
0	F	12	2D	18	M	3	33	11	F	12	2D	28	62	23	F	22	2D	38	M	9	92
0	F	12	2D	18	D	8	38	11	F	12	2D	28	69	23	F	22	2D	38	D	18	101
0	F	18	F	0	F	0	18	11	F	18	F	0	36	23	F	33	F	0	F	0	56
0	F	18	F	0	M	2	20	11	F	18	F	0	41	23	F	33	M	0	M	7	63
0	F	18	F	0	D	5	23	11	F	18	F	0	46	23	F	33	D	0	D	15	71
0	F	18	M	5	F	0	23	11	F	18	M	7	43	23	F	33	M	10	F	0	66
0	F	18	M	5	M	3	26	11	F	18	M	7	48	23	F	33	M	10	M	8	74
0	F	18	M	5	D	6	29	11	F	18	M	7	54	23	F	33	M	10	D	16	82
0	F	18	D	10	F	0	28	11	F	18	D	15	51	23	F	33	D	20	F	0	76
0	F	18	D	10	M	3	31	11	F	18	D	15	57	23	F	33	D	20	M	8	84
0	F	18	D	10	D	7	35	11	F	18	D	15	63	23	F	33	D	20	D	17	93
0	F	18	MD	15	F	0	33	11	F	18	MD	22	58	23	F	33	MD	30	F	0	86
0	F	18	MD	15	M	4	37	11	F	18	MD	22	64	23	F	33	MD	30	M	9	95
0	F	18	MD	15	D	8	41	11	F	18	MD	22	71	23	F	33	MD	30	D	18	104
0	F	18	2D	20	F	0	38	11	F	18	2D	30	66	23	F	33	2D	40	F	0	96
0	F	18	2D	20	M	4	42	11	F	18	2D	30	73	23	F	33	2D	40	M	9	105
0	F	18	2D	20	D	9	47	11	F	18	2D	30	80	23	F	33	2D	40	D	19	115
0	F	24	F	0	F	0	24	11	F	24	F	0	45	23	F	44	F	0	F	0	67
0	F	24	F	0	M	3	27	11	F	24	F	0	50	23	F	44	M	0	M	8	75
0	F	24	F	0	D	6	30	11	F	24	F	0	56	23	F	44	D	0	D	16	83
0	F	24	M	5	F	0	29	11	F	24	M	8	53	23	F	44	M	10	F	0	77
0	F	24	M	5	M	3	32	11	F	24	M	8	59	23	F	44	M	10	M	8	85
0	F	24	M	5	D	7	36	11	F	24	M	8	65	23	F	44	M	10	D	17	94
0	F	24	D	11	F	0	35	11	F	24	D	16	61	23	F	44	D	21	F	0	88
0	F	24	D	11	M	4	39	11	F	24	D	16	67	23	F	44	D	21	M	9	97
0	F	24	D	11	D	8	43	11	F	24	D	16	74	23	F	44	D	21	D	18	106
0	F	24	MD	16	F	0	40	11	F	24	MD	24	69	23	F	44	MD	31	F	0	98
0	F	24	MD	16	M	4	44	11	F	24	MD	24	76	23	F	44	MD	31	M	9	107
0	F	24	MD	16	D	9	49	11	F	24	MD	24	83	23	F	44	MD	31	D	19	117
0	F	24	2D	22	F	0	46	11	F	24	2D	32	77	23	F	44	2D	42	F	0	109
0	F	24	2D	22	M	5	51	11	F	24	2D	32	84	23	F	44	2D	42	M	10	119
0	F	24	2D	22	D	10	56	11	F	24	2D	32	92	23	F	44	2D	42	D	20	129

APÊNDICE E: Quadro de penalidades para obtenção do valor de exposição para águas superficiais

Qte	Sup	Sol	DT50	Hdl	Koc	Exp	
0		0	F	0	F	0	0
0		0		0	M	1	1
0		0		0	D	2	2
0		0	M	3	F	0	3
0		0		3	M	1	4
0		0		3	D	3	6
0		0	D	7	F	0	7
0		0		7	M	2	9
0		0		7	D	4	11
0		0	MD	10	F	0	10
0		0		10	M	2	12
0		0		10	D	5	15
0		0	2D	14	F	0	14
0		0		14	M	3	17
0		0		14	D	6	20
0		5	F	0	F	0	5
0		5		0	M	1	6
0		5		0	D	3	8
0		5	M	4	F	0	9
0		5		4	M	2	11
0		5		4	D	4	13
0		5	D	8	F	0	13
0		5		8	M	2	15
0		5		8	D	5	18
0		5	MD	12	F	0	17
0		5		12	M	3	20
0		5		12	D	6	23
0		5	2D	16	F	0	21
0		5		16	M	3	24
0		5		16	D	7	28
0		10	F	0	F	0	10
0		10		0	M	2	12
0		10		0	D	4	14
0		10	M	4	F	0	14
0		10		4	M	2	16
0		10		4	D	5	19
0		10	D	9	F	0	19
0		10		9	M	3	22
0		10		9	D	6	25
0		10	MD	13	F	0	23
0		10		13	M	3	26
0		10		13	D	7	30
0		10	2D	18	F	0	28
0		10		18	M	4	32
0		10		18	D	8	36

Qte	Sup	Sol	DT50	Hdl	Koc	Exp	
11		0	F	0	F	0	11
11		0		0	M	2	13
11		0		0	D	5	16
11		0	M	5	F	0	16
11		0		5	M	3	19
11		0		5	D	6	22
11		0	D	10	F	0	21
11		0		10	M	3	24
11		0		10	D	7	28
11		0	MD	15	F	0	26
11		0		15	M	4	30
11		0		15	D	8	34
11		0	2D	20	F	0	31
11		0		20	M	4	35
11		0		20	D	9	40
11		6	F	0	F	0	17
11		6		0	M	3	20
11		6		0	D	6	23
11		6	M	5	F	0	22
11		6		5	M	3	25
11		6		5	D	7	29
11		6	D	11	F	0	28
11		6		11	M	4	32
11		6		11	D	8	36
11		6	MD	16	F	0	33
11		6		16	M	4	37
11		6		16	D	9	42
11		6	2D	22	F	0	39
11		6		22	M	5	44
11		6		22	D	10	49
11		13	F	0	F	0	24
11		13		0	M	3	27
11		13		0	D	7	31
11		13	M	6	F	0	30
11		13		6	M	4	34
11		13		6	D	8	38
11		13	D	12	F	0	36
11		13		12	M	4	40
11		13		12	D	9	45
11		13	MD	18	F	0	42
11		13		18	M	5	47
11		13		18	D	10	52
11		13	2D	24	F	0	48
11		13		24	M	5	53
11		13		24	D	11	59

Qte	Sup	Sol	DT50	Hdl	Koc	Exp	
23		0	F	0	F	0	23
23		0		0	M	4	27
23		0		0	D	8	31
23		0	M	6	F	0	29
23		0		6	M	4	33
23		0		6	D	9	38
23		0	D	13	F	0	36
23		0		13	M	5	41
23		0		13	D	10	46
23		0	MD	19	F	0	42
23		0		19	M	5	47
23		0		19	D	11	53
23		0	2D	26	F	0	49
23		0		26	M	6	55
23		0		26	D	12	61
23		8	F	0	F	0	31
23		8		0	M	4	35
23		8		0	D	9	40
23		8	M	7	F	0	38
23		8		7	M	5	43
23		8		7	D	10	48
23		8	D	14	F	0	45
23		8		14	M	5	50
23		8		14	D	11	56
23		8	MD	21	F	0	52
23		8		21	M	6	58
23		8		21	D	12	64
23		8	2D	28	F	0	59
23		8		28	M	6	65
23		8		28	D	13	72
23		16	F	0	F	0	39
23		16		0	M	5	44
23		16		0	D	10	49
23		16	M	7	F	0	46
23		16		7	M	5	51
23		16		7	D	11	57
23		16	D	15	F	0	54
23		16		15	M	6	60
23		16		15	D	12	66
23		16	MD	22	F	0	61
23		16		22	M	6	67
23		16		22	D	13	74
23		16	2D	30	F	0	69
23		16		30	M	7	76
23		16		30	D	14	83

Qte	Sup	Sol	DT50	Hdi	Koc	Exp	
34		0	F	0	F	0	34
34		0		0	M	5	39
34		0		0	D	11	45
34		0	M	8	F	0	42
34		0		8	M	6	48
34		0		8	D	12	54
34		0	D	16	F	0	50
34		0		16	M	6	56
34		0		16	D	13	63
34		0	MD	24	F	0	58
34		0		24	M	7	65
34		0		24	D	14	72
34		0	2D	32	F	0	66
34		0		32	M	7	73
34		0		32	D	15	81
34		9	F	0	F	0	43
34		9		0	M	6	49
34		9		0	D	12	55
34		9	M	8	F	0	51
34		9		8	M	6	57
34		9		8	D	13	64
34		9	D	17	F	0	60
34		9		17	M	7	67
34		9		17	D	14	74
34		9	MD	25	F	0	68
34		9		25	M	7	75
34		9		25	D	15	83
34		9	2D	34	F	0	77
34		9		34	M	8	85
34		9		34	D	16	93
34		19	F	0	F	0	53
34		19		0	M	6	59
34		19		0	D	13	66
34		19	M	9	F	0	62
34		19		9	M	7	69
34		19		9	D	14	76
34		19	D	18	F	0	71
34		19		18	M	7	78
34		19		18	D	15	86
34		19	MD	27	F	0	80
34		19		27	M	8	88
34		19		27	D	16	96
34		19	2D	36	F	0	89
34		19		36	M	8	97
34		19		36	D	17	106

Qte	Sup	Sol	DT50	Hdi	Koc	Exp	
46		0	F	0	F	0	46
46		0		0	M	7	53
46		0		0	D	14	60
46		0	M	9	F	0	55
46		0		9	M	7	62
46		0		9	D	15	70
46		0	D	19	F	0	65
46		0		19	M	8	73
46		0		19	D	16	81
46		0	MD	28	F	0	74
46		0		28	M	8	82
46		0		28	D	17	91
46		0	2D	38	F	0	84
46		0		38	M	9	93
46		0		38	D	18	102
46		11	F	0	F	0	57
46		11		0	M	7	64
46		11		0	D	15	72
46		11	M	10	F	0	67
46		11		10	M	8	75
46		11		10	D	16	83
46		11	D	20	F	0	77
46		11		20	M	8	85
46		11		20	D	17	94
46		11	MD	30	F	0	87
46		11		30	M	9	96
46		11		30	D	18	105
46		11	2D	40	F	0	97
46		11		40	M	9	106
46		11		40	D	19	116
46		22	F	0	F	0	68
46		22		0	M	8	76
46		22		0	D	16	84
46		22	M	10	F	0	78
46		22		10	M	8	86
46		22		10	D	17	95
46		22	D	21	F	0	89
46		22		21	M	9	98
46		22		21	D	18	107
46		22	MD	31	F	0	99
46		22		31	M	9	108
46		22		31	D	19	118
46		22	2D	42	F	0	110
46		22		42	M	10	120
46		22		42	D	20	130

APÊNDICE F: Classificação das características dos pesticidas para obtenção do valor de exposição e risco de degradação para águas superficiais

Fungicidas - Águas Superficiais									
Ingrediente Ativo	Quantidade	Superfície	Solubilidade	DT50	Hidrólise	koc	Exposição	ECOTOX	Risco
Azoxistrobim	o	m	o	m	m	m	24	0.26	2
Benomil	d	o	o	o	d	o	36	0.17	2
Captana	d	m	o	m	o	d	54	0.186	3
Carbendazim	o	m	o	d	d	m	35	0.35	2
Carboxina	o	o	m	o	o	m	6	0.48	2
Cimoxanil	o	m	d	o	o	m	22	0.231	2
Clorotalonil	d	m	o	d	o	o	50	0.084	3
Difenoconazol	o	m	m	d	m	o	33	0.77	2
Famoxadona	o	m	o	m	o	o	16	0.011	2
Fenamidona	o	m	o	m	d	m	30	0.19	2
Folpete	o	m	o	m	o	m	19	0.233	2
Iprodiona	m	d	m	d	o	m	67	0.66	3
Iprovalicarbe	o	d	m	m	m	m	50	10	2
Mancozebe	d	d	o	m	o	o	55	0.073	3
Metalaxil-M	o	d	d	d	d	m	76	36	2
Metconazol	o	m	m	d	d	o	39	1.7	1
Metiram	d	m	o	o	o	m	39	0.33	2
Piraclostrobina	o	d	o	d	o	o	36	0.006	3
Pirimetanil	m	m	m	d	d	m	65	1.2	2
Procimidona	d	m	o	d	o	o	50	0.69	3
Procloraz	m	m	m	d	m	m	58	0.1	3
Propiconazol	o	m	m	d	m	o	33	0.011	2
Propinebe	d	d	o	o	o	d	60	0.4	3
Tebuconazol	o	d	m	d	d	o	59	1.64	2
Tiabendazol	d	m	m	d	d	o	77	0.55	3
Tiofanato-metílico	o	m	m	o	m	o	22	5.4	1
Tiram	d	m	m	m	o	m	57	0.04	3
Trifloxistrobina	o	d	o	o	d	o	36	0.0053	3

Herbicidas - Águas Superficiais									
Ingrediente Ativo	Quantidade	Superfície	Solubilidade	DT50	Hidrólise	koc	Exposição	ECOTOX	Risco
2,4 - D	d	m	d	m	d	d	96	24.2	3
Acetocloro	d	m	d	m	m	m	78	0.36	3
Alacloro	d	m	m	m	o	m	57		4
Atrazina	d	d	m	m	d	d	105	0.059	4
Bentazona	m	d	d	m	m	d	86	10.1	3
Cletodim	o	d	d	o	d	d	66	38.7	2
Clomazona	m	m	d	d	m	m	67	2.1	2
Diurom	d	d	m	d	d	m	106	0.0027	5
Fenoxaprope-p-etílico	o	d	o	d	o	o	36	0.43	2
Fluazifope-p-butílico	o	m	o	m	d	o	26	0.51	2
Flumioxazina	o	m	o	o	o	m	13	0.000852	3
Fomesafem	o	o	d	d	d	d	36	0.17	2
Foramsulfurom	o	m	d	d	d	d	59	3.3	2
Glifosato	d	d	d	m	m	o	89	4.4	3
Iodosulfurom	o	m	d	m	d	d	46	0.07	3
Ioxinil	d	d	d	o	m	m	86	3.9	3
Isoxaflutol	m	o	o	o	o	m	13	0.12	2
Mesotriona	o	m	m	o	o	d	23	3.5	1
Metribuzim	o	o	d	m	d	d	30	0.02	2
Metsulfurom-metílico	o	m	d	m	m	d	45	0.045	3
Nicosulfurom	m	d	m	m	o	d	64	65.7	2
Oxadiazona	d	m	o	d	o	o	50	0.006	4
Oxifluorfem	m	o	o	o	o	o	11	0.2	2
Paraquate	o	m	d	d	d	o	48	0.00023	4
Pendimentalina	d	m	o	d	o	o	50	0.006	4
Picloram	m	m	d	d	d	d	83	5.5	3
Pirazosulfurom	o	m	m	m	o	m	25	30	1
Quincloraque	o	m	o	d	d	d	40	6.53	1
Quizalofope-p-etílico	o	m	o	d	o	m	24	0.48	2
Setoxidim	o	m	d	o	d	d	45	0.64	3
Simazina	d	m	o	d	d	m	73	0.04	3
S-Metolacoloro	d	m	d	m	o	o	62	3.9	2

Inseticidas - Águas Superficiais									
Ingrediente Ativo	Quantidade	Superfície	Solubilidade	DT50	Hidrólise	koc	Exposição	ECOTOX	Risco
Abamectina	o	o	o	m	o	o	3	0.0003	3
Acefato	d	m	d	o	m	d	76	67.2	2
Alfa-cipermetrina	o	o	o	d	d	o	14	0.0003	3
Beta-ciflutrina	o	d	o	m	d	o	42	0.000068	4
Carbofurano	d	m	d	m	m	d	86	0.009	5
Ciflutrina	o	o	o	d	d	o	14	0.00016	3
Cipermetrina	o	d	o	d	d	o	49	0.0003	4
Ciromazina	o	o	d	o	o	m	12	9.1	1
Clorpirifós	m	m	o	m	d	o	42	0.0017	4
Deltametrina	o	d	o	m	m	o	36	0.00026	3
Diflubenzurom	o	o	o	o	d	o	7	0.0071	3
Dimetoato	o	m	d	o	d	d	45	4.7	2
Fenitrotiom	d	o	m	m	d	m	58	0.0086	4
Fipronil	o	m	o	d	m	m	30	0.068	2
Imidaclopride	o	m	d	d	d	m	53	10	2
Indoxacarbe	o	o	o	m	m	o	7	0.11	2
Lambda-cialotrina	o	d	o	m	o	o	29	0.00021	3
Lufenurom	o	m	o	m	d	o	26	0.0013	3
Metamidofós	m	m	d	o	o	d	49	0.27	3
Metiocarbe	m	o	m	d	m	m	37	0.008	3
Novalurom	o	o	o	d	d	o	14	0.058	2
Parationa-metílica	o	d	m	m	o	m	43	0.0073	4
Profenofós	o	m	m	o	o	o	17	0.08	2
Tiametoxam	o	m	d	d	o	d	45	100	2
Tiodicarbe	o	d	m	m	m	m	50	0.027	3
Triclorfom	d	o	d	m	o	d	57	0.00096	4
Triflumurom	o	o	o	m	d	o	10	0.225	2

APÊNDICE G: Classificação das características dos pesticidas para obtenção do valor de exposição e risco de degradação para águas subterrâneas

Fungicidas - Águas Subterrâneas									
Ingrediente Ativo	koc	DT50	Hidrólise	Superfície	Quantidade	Solubilidade	Exposição	IDA	Risco
Azoxistrobim	o	o	m	m	o	o	10	0.1	1
Benomil	o	o	d	o	d	o	21	0.1	1
Captana	d	o	o	m	d	o	48	0.1	2
Carbendazim	m	m	d	m	o	o	43	0.03	3
Carboxina	m	o	o	o	o	m	14	0.0016	3
Cimoxanil	m	o	o	m	o	d	25	0.016	2
Clorotalonil	o	m	o	m	d	o	18	0.015	2
Difenoconazol	o	d	m	m	o	m	26	0.01	2
Famoxadona	o	o	o	m	o	o	3	0.012	2
Fenamidona	m	o	d	m	o	o	35	0.03	2
Folpete	m	o	o	m	o	o	17	0.1	1
Iprodiona	m	m	o	d	m	m	43	0.06	3
Iprovalicarbe	m	o	m	d	o	m	37	0.015	2
Mancozebe	o	o	o	d	d	o	14	0.05	2
Metalaxil-M	o	m	d	d	o	d	35	0.08	1
Metconazol	o	d	d	m	o	m	32	0.01	2
Metiram	o	o	o	m	d	o	10	0.03	2
Piraclostrobina	o	m	o	d	o	o	14	0.03	2
Pirimetanil	m	o	d	m	m	m	47	0.17	2
Procimidona	o	m	o	m	d	o	18	0.0625	2
Procloraz	o	d	m	m	m	m	31	0.01	2
Propiconazol	o	d	m	m	o	m	26	0.04	2
Propinebe	d	o	o	d	d	o	57	0.007	3
Tebuconazol	o	d	d	d	o	m	39	0.03	2
Tiabendazol	o	d	d	m	d	m	44	0.1	2
Tiofanato-metílico	o	o	m	m	o	m	12	0.08	1
Tiram	o	o	o	m	d	m	12	0.01	2
Trifloxistrobina	o	o	d	d	o	o	21	0.1	1

Herbicidas - Águas Subterrâneas									
Ingrediente Ativo	koc	DT50	Hidrólise	Superfície	Quantidade	Solubilidade	Exposição	IDA	Risco
2,4 - D	d	o	d	m	d	d	90	0.05	4
Acetocloro	m	o	m	m	d	d	49	0.015	3
Alacloro	m	o	o	m	d	m	34	0.00525	2
Atrazina	d	o	d	d	d	m	92	0.005	4
Bentazona	d	o	m	d	m	d	77	0.1	2
Cletodim	d	o	d	d	o	d	80	0.01	3
Clomazona	m	m	m	m	m	d	53	0.043	3
Diurum	o	m	d	d	d	m	42	0.007	3
Fenoxaprope-p-etílico	o	m	o	d	o	o	14	0.01	2
Fluazifope-p-butílico	o	o	d	m	o	o	16	0.01	2
Flumioxazina	o	o	o	m	o	o	3	0.009	2
Fomesafem	d	m	d	o	o	d	71	0.06	3
Foramsulfurom	d	d	d	m	o	d	94	0.5	3
Glifosato	o	o	m	d	d	d	29	0.3	1
Iodosulfurom	d	o	d	m	o	d	69	0.03	3
Ioxinil	m	o	m	d	d	d	57	0.005	3
Isoxaflutol	m	o	o	o	m	o	17	0.02	2
Mesotriona	d	o	o	m	o	m	37	0.01	2
Metribuzim	d	o	d	o	o	d	59	0.013	3
Metsulfurom-metílico	d	o	m	m	o	d	57	0.22	2
Nicosulfurom	d	o	o	d	m	m	55	0.4	2
Oxadiazona	o	m	o	m	d	o	18	0.0036	2
Oxifluorfem	o	o	o	o	m	o	3	0.0035	2
Paraquate	o	d	d	m	o	d	36	0.004	2
Pendimentalina	o	m	o	m	d	o	18	0.125	1
Picloram	d	m	d	m	m	d	93	0.2	3
Pirazossulfurom	o	o	o	m	o	m	4	0.043	2
Quincloraque	d	m	d	m	o	o	66	0.38	2
Quizalofope-p-etílico	o	m	o	m	o	o	14	0.009	2
Setoxidim	d	o	d	m	o	d	69	0.14	2
Simazina	m	m	d	m	d	o	58	0.005	3
S-Metolacloro	o	m	o	m	d	d	24	0.1	1

Inseticidas - Águas Subterrâneas									
Ingrediente Ativo	koc	DT50	Hidrólise	Superfície	Quantidade	Solubilidade	Exposição	IDA	Risco
Abamectina	o	o	o	o	o	o	0	0.002	3
Acefato	d	o	m	m	d	d	77	0.03	3
Alfa-cipermetrina	o	m	d	o	o	o	18	0.015	2
Beta-ciflutrina	o	o	d	d	o	o	21	0.003	3
Carbofurano	d	o	m	m	d	d	77	0.0015	4
Ciflutrina	o	m	d	o	o	o	18	0.003	3
Cipermetrina	o	m	d	d	o	o	28	0.05	2
Ciromazina	o	o	o	o	o	d	2	0.095	1
Clorpirifós	o	o	d	m	m	o	21	0.01	2
Deltametrina	o	o	m	d	o	o	14	0.01	2
Diflubenzurom	o	o	d	o	o	o	12	0.02	2
Dimetoato	d	o	d	m	o	d	69	0.0015	4
Fenitrotiom	m	o	d	o	d	m	47	0.005	3
Fipronil	o	m	m	m	o	o	16	0.0002	3
Imidaclopride	m	d	d	m	o	d	65	0.057	3
Indoxacarbe	o	o	m	o	o	o	6	0.006	2
Lambda-cialotrina	o	o	o	d	o	o	7	0.005	2
Lufenurom	o	o	d	m	o	o	16	0.01	2
Metamidofós	d	o	o	m	m	d	54	0.001	4
Metiocarbe	m	m	m	o	m	m	40	0.013	2
Novalurom	o	m	d	o	o	o	18	0.015	2
Parationa-metífica	m	o	o	d	o	m	27	0.003	3
Profenofós	o	o	o	m	o	m	4	0.01	2
Tiametoxam	d	d	o	m	o	d	69	0.1	2
Tiodicarbe	m	o	m	d	o	m	37	0.01	2
Triclorfom	d	o	o	o	d	d	54	0.01	3
Triflumurom	o	o	d	o	o	o	12	0.0061	2

Livros Grátis

(<http://www.livrosgratis.com.br>)

Milhares de Livros para Download:

[Baixar livros de Administração](#)

[Baixar livros de Agronomia](#)

[Baixar livros de Arquitetura](#)

[Baixar livros de Artes](#)

[Baixar livros de Astronomia](#)

[Baixar livros de Biologia Geral](#)

[Baixar livros de Ciência da Computação](#)

[Baixar livros de Ciência da Informação](#)

[Baixar livros de Ciência Política](#)

[Baixar livros de Ciências da Saúde](#)

[Baixar livros de Comunicação](#)

[Baixar livros do Conselho Nacional de Educação - CNE](#)

[Baixar livros de Defesa civil](#)

[Baixar livros de Direito](#)

[Baixar livros de Direitos humanos](#)

[Baixar livros de Economia](#)

[Baixar livros de Economia Doméstica](#)

[Baixar livros de Educação](#)

[Baixar livros de Educação - Trânsito](#)

[Baixar livros de Educação Física](#)

[Baixar livros de Engenharia Aeroespacial](#)

[Baixar livros de Farmácia](#)

[Baixar livros de Filosofia](#)

[Baixar livros de Física](#)

[Baixar livros de Geociências](#)

[Baixar livros de Geografia](#)

[Baixar livros de História](#)

[Baixar livros de Línguas](#)

[Baixar livros de Literatura](#)
[Baixar livros de Literatura de Cordel](#)
[Baixar livros de Literatura Infantil](#)
[Baixar livros de Matemática](#)
[Baixar livros de Medicina](#)
[Baixar livros de Medicina Veterinária](#)
[Baixar livros de Meio Ambiente](#)
[Baixar livros de Meteorologia](#)
[Baixar Monografias e TCC](#)
[Baixar livros Multidisciplinar](#)
[Baixar livros de Música](#)
[Baixar livros de Psicologia](#)
[Baixar livros de Química](#)
[Baixar livros de Saúde Coletiva](#)
[Baixar livros de Serviço Social](#)
[Baixar livros de Sociologia](#)
[Baixar livros de Teologia](#)
[Baixar livros de Trabalho](#)
[Baixar livros de Turismo](#)