



**HAL**  
open science

# Desenvolvimento de um Indicador de Risco de Contaminação das Águas Superficiais por Pesticidas: Aplicação a Bacia do Itajaí - Brasil

Adilson Pinheiro, Flavie Cernesson, Pascal Kosuth

► **To cite this version:**

Adilson Pinheiro, Flavie Cernesson, Pascal Kosuth. Desenvolvimento de um Indicador de Risco de Contaminação das Águas Superficiais por Pesticidas: Aplicação a Bacia do Itajaí - Brasil. Revista Brasileira de Recursos Hídricos, 2009, 14 (1), pp.5-14. hal-01718259

**HAL Id: hal-01718259**

**<https://hal.science/hal-01718259>**

Submitted on 19 Nov 2019

**HAL** is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.

# Desenvolvimento de um Indicador de Risco de Contaminação das Águas Superficiais por Pesticidas: Aplicação a Bacia do Itajaí – Brasil

Adilson Pinheiro

*Universidade Regional de Blumenau – Blumenau – SC  
pinheiro@furb.br*

Flavie Cernesson e Pascal Kosuth

*UMR TETIS Cemagref-CIRAD – ENGREF, Montpellier - France  
flavie.cernesson@teledetection.fr, pascal.kosuth@teledetection.fr*

## INTRODUÇÃO

No processo de gestão dos recursos hídricos, os gestores necessitam apoiar suas ações e avaliar os seus impactos a médio e a longo termo. A tomada de decisão pode ser baseada em diagnósticos de riscos ambientais ligados as poluições de origem difusa, tais como aquelas de origem agrícola. Estes diagnósticos podem ser elaborados através da utilização de modelos de simulação matemática (Pinheiro, 1995) e de indicadores agro-ambientais (Levitan, 2000, Bolmann e Marques, 2000, Girardin et al., 2000).

A partir da década de 90, começou a ser estudado o uso de indicadores de risco para diagnóstico da poluição de origem agrícola (OCDE, 2001). Eles permitem avaliar o risco ambiental e auxiliar a tomada de decisão, a partir de variáveis facilmente

calculáveis e interpretáveis. Pussemier e Steurbaut (2004) apresentam exemplos de aplicação dos indicadores no contexto da gestão integrada de prevenção ambiental, visando à escolha de substâncias ativas, de produtos comerciais, as modalidades de aplicação e as formas de tratamento identificadas pelos indicadores como sendo as mais seguras ao homem e menos perigosa ao meio ambiente.

Os indicadores são variáveis que fornecem informações sobre sistemas complexos, através de uma descrição simples, quantitativa ou qualitativa, facilitando a compreensão pelos usuários de maneira que estes possam realizar a tomada de decisão, visando aos objetivos estabelecidos. Para OCDE (2001), o indicador é um parâmetro ou um valor calculado a partir de parâmetros que descrevem ou dão indicações sobre o estado de um fenômeno do ambiente ou de uma zona geográfica. Eles podem ser baseados em práticas de produção dos agriculto-

res (indicadores de meios ou de pressão) ou sobre os efeitos provocados por estas práticas sobre o meio ambiente (indicadores de impactos). Além disto, eles podem ser calculados para diferentes escalas de espaço e de tempo, como para cada atividade agrícola, e integradas ao nível da propriedade (Reus et al., 2002, van der Werf e Petit, 2002, Girardin et al., 2000) ou, ao nível da bacia hidrográfica através da agregação dos efeitos de cada atividade (CORPEN, 2001, Thiollet-Scholtus, 2004) ou distribuídas espacialmente (Bruyn, 2004, Munafó et al. 2005).

Entre os métodos de diagnósticos, podem ser identificados os usados para avaliar os riscos de transporte dos agroquímicos em direção aos corpos de água (CORPEN, 1999), e os destinados a avaliar os impactos das práticas agrícolas associadas ao uso de pesticidas (Zahm, 2003). Neste último caso, tem-se a superfície tratada, as doses recomendadas e as características físico-químicas dos ingredientes ativos (Guerbet e Jouany, 2002).

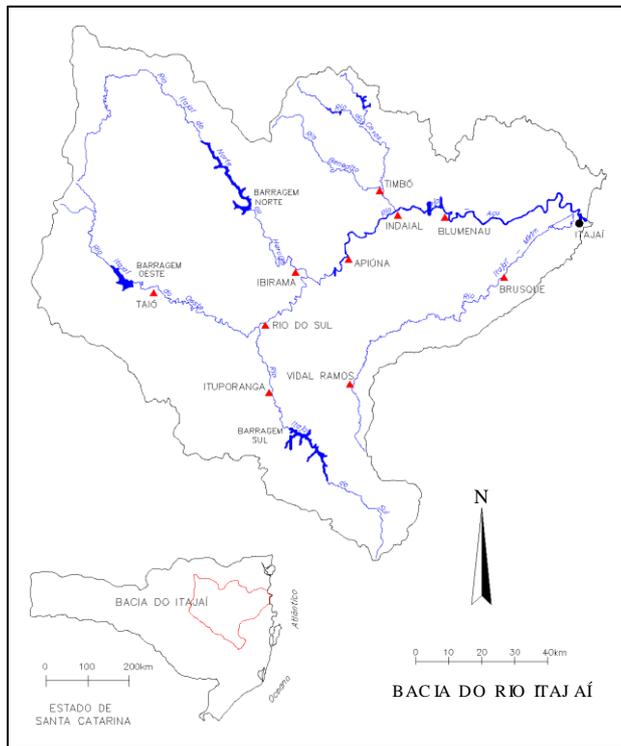


Figure 1 – Localização da bacia do Itajaí

Neste trabalho é apresentado um indicador de risco de contaminação de corpos de águas superficiais por pesticida, em uma bacia, com policultura,

diferentes tipos de culturas. Uma aplicação é realizada na bacia do rio Itajaí, situada na vertente atlântica do Estado de Santa Catarina.

A bacia do rio Itajaí (figura 1), com área de drenagem de 15000 km<sup>2</sup>, constitui importante manancial para abastecimento público de água potável, como insumo para a indústria e as atividades agrícolas. As atividades agrícolas apresentam elevados níveis de produtividade e importância para a economia regional.

## METODOLOGIA

O movimento de pesticidas é afetado por diversos fatores físicos, químicos e bioquímicos (adsorção, dessorção e degradação) e condições climáticas, pedológicas, hidrogeológicas, topográficas, ocupação do solo e práticas agrícolas (Calvet et al., 2005; Grebil et al., 2001). Neste trabalho, a construção do indicador de risco de contaminação das águas superficiais por pesticida é baseada em fatores naturais e antrópicos. Os primeiros fatores são representados pela declividade, tipo de solo e distância a rede de drenagem e os fatores antrópicos consideram o uso e ocupação do solo e a periculosidade dos pesticidas aplicados. Neste caso, a análise da periculosidade dos pesticidas é baseada no método SIRIS - System of Integration of Risk with Interaction of Scores (Vailland et al. 1995).

Três indicadores representativos dos fatores naturais foram estabelecidos: o indicador declividade, o indicador solo e o indicador distância a rede de drenagem. Os fatores antrópicos são representados pelo indicador de pressão do uso do solo. Considera-se que os fatores naturais e antrópicos possuem a mesma importância na geração da contaminação das águas superficiais por pesticidas. Desta forma, o indicador de risco, calculado ao nível do pixel, é obtido pela expressão:

$$risk_i = m \sqrt{\prod_{k=1}^n I_k^p} \quad (1)$$

considerando propriedades físicas do sistema e a pressão exercida pelas substâncias utilizadas nos

onde  $risk_i$  é o indicador de risco de poluição das águas superficiais do pixel  $i$ ,  $I_k^p$  são os indicadores solo, distância a rede de drenagem, declividade e pressão do uso do solo,  $p$  é um fator que vale 1,0 para fatores naturais e 3,0 para fatores antrópicos,  $n$

é o número de fatores considerados e  $m = \sum_{k=1}^n p$ .

Tabela 1 – Indicador solo da bacia do Itajaí.

TIPOS DE SOLO	Infiltrabilidade	Indicador
Neossolo Quartzarênico: AMA2 (RQ4 + EK) Espodossolo Cárbico: PA1 (EK1)	Muito alta	1
Cambissolo Húmico: Ca52 (Cx12), Ce3 (Cx59 + PVA), Neossolo Flúvico: Aa2 (HGP + GX), Argissolo Vermelho-Amarelo: PVA7 (PVA3), PVA11 (PVA16+CX), PVA15 (PVA20+CX)	Alta	2
Cambissolo Háptico: Ca4 (Cx 4), Ca9 (Cx9), Ca19 (Cx29 + PVA), Ca20 (Cx30 + PVA), Ca22 (Cx31 + PAC), Ca23 (Cx32 + PAC), Ca24 (Cx 37), Ca29 (Cx42 + RL), Ca33 (Cx46 + RL), Ca35 (Cx63 + RL + PVA), Ca38 (Cx64 + Cx + PVA), Ca45 (Cx16), Ca48 (Cx20), Ca51 (Cx51 + RL), Ca64 (CH12 + RL) Cambissolo Húmico: Ca53 (Cx13), Ca54 (Cx34 + Cx), Ca68 (CH), Ca69 (CH), Ca73 (CH15 + RL), Ca74 (CH16 + RL), Ca77 (CH19 + RL), Ca78 (Cx21), PVA1, Argissolo Vermelho-Amarelo: PVA2 (PVA14+CX), PVA3 (PVA15+CX), PVA4(PVA25+CX+RL), PVA5(PVA26+CX), PVA8(PVA4), PVA10 (PVA6), PVA12 (PVA17+CX), PVA16 (PVA23+GX) Neossolo Litólico: Ra10 (RL3), Ra13 (RL13+CX), Ra14 (RL14+AR), Ra15 (RL15+AR)	Média	3
Cambissolo Háptico: Ca10 (Cx10), Ca11 (Cx11), Ca21 (Cx52 + PVA + R), Ca34 (Cx47 + RL), Ca36 (Cx48 + RL), Ca47 (Cx18), Ca61 (CH9 + RL), Ca62 (CH10 + RL), Cambissolo Húmico: Ca70 (CH6) Argissolo Vermelho-Amarelo: PVA13 (PVA18+CX), PVA14 (PVA19+CX), PVA17 (PVA24+GX), PVA21 (PVA21+CX)	Baixa	4
Gleissolo Melânico: HGHe1 (GX9) Gleissolo Háptico: HGPd1 (GX6), HGPd2 (GX7), HCPd3(GX11+PVA), HGPd4 (GX19+PVA+CX), HGPd5 (GX12+CX), HGPd6 (GX13+CX), HGPd7 (GX20+CX+GX), HGPd8 (GX15+GX) Cambissolo Háptico: Ca14 (Cx25 + PVA), Ca32 (Cx45 + RL) Latossolo Bruno: LBEa4 (LB15+CH) Neossolo Litólico: Ra1 (RL5+CX), Ra2 (RL6+CX), Rd2 (RL18+CH) Nitossolo Bruno: TBRa3 (NV3), TBa4 (NX14+LB+CX), TBa5 (NX6+CX)	Muito baixa	5

Adaptado de Embrapa (2004)

Para determinação dos indicadores correspondentes aos fatores naturais, é necessária a disponibilidade dos mapas de solo, da hidrografia e da topografia. Com relação aos fatores antrópicos é necessário conhecer os tipos de pesticidas usados pelos agricultores nas diferentes culturas e o uso e ocupação do solo, que pode ser determinado a partir de imagens de satélites.

O indicador de risco é dividido em 5 classes: risco elevado ( $4 < \text{risk} \leq 5$ ), risco alto ( $3 < \text{risk} \leq 4$ ), risco médio ( $2 < \text{risk} \leq 3$ ), risco baixo ( $1 < \text{risk} \leq 2$ ) e risco insignificante ( $\text{risk} < 1$ ).

Os tipos de solos são divididos em cinco classes, associadas à potencialidade de geração de escoamentos superficiais. O valor do indicador mais elevado representa solos com baixa capacidade de infiltração. Desta maneira, considera-se que o escoamento superficial é o vetor principal de transporte de pesticidas, podendo ser transportado dissolvido ou adsorvido as partículas do solo erodidas. Neste caso, solos argilosos são classificados com valor 5 e

solos arenosos com valor 1. A Tabela 1 apresenta as unidades de mapeamento dos solos da bacia e os indicadores considerados.

Sartori et al. (2005) apresentaram uma classificação hidrológica dos solos do Estado de São Paulo. Esta classificação considera o potencial de geração de chuva excedente, a qual é relacionada aos grupos de solos. Com base neste estudo e na descrição dos solos do Estado de Santa Catarina feita pela Embrapa (2004) foram divididos os solos da bacia do rio Itajaí.

A distância a rede de drenagem mede o comprimento entre a parte inferior da célula considerada e o curso de água. Esta distância representa o tempo necessário ao transporte dos ingredientes ativos do ponto de aplicação até os corpos de águas superficiais. Arousseau et al. (1998) usaram quatro classes de distâncias: nula, 0-50, 50-200 e acima de 200 m. Lucas (2004) considerou as distâncias de 0-20, 20-50 e 50-100 m. Neste trabalho foram estabelecidas cinco classes de distâncias (Tabela 2). Os valo-

res dos indicadores não consideram a existência de estruturas lineares ou superficiais de redução ou de aumento da capacidade de transporte das substâncias consideradas em relação ao sistema de drenagem (Frey et al., 2009, Lacas et al., 2005).

A velocidade do escoamento superficial é controlada pela declividade da vertente. O aumento da declividade da vertente aumenta a erosão da camada superficial do solo e, portanto, da capacidade de transporte de substância com material particulado ou dissolvido na corrente líquida. Lucas (2004) divide a declividade em quatro classes de 0 a 12% e Thiollet-Scholtus (2004) considera quatro classes de declividades, entre 1 e 15%. Neste trabalho, o indicador declividade considera 5 faixas de declividade (tabela 3). Neste caso é considerada a declividade média, determinada a partir do modelo numérico do terreno.

Tabela 2 – Indicador distância da rede de drenagem

Distância (m)	< 20	20 a 50	50 a 100	100 a 200	> 200
Indicador	5	4	3	2	1

Tabela 3 – Indicador declividade

Declividade (°)	0 a 3	3 a 8	8 a 20	20 a 45	> 45
Indicador	1	2	3	4	5

A determinação do indicador de pressão do uso do solo necessita do conhecimento referente à distribuição espacial do uso e ocupação do solo e dos pesticidas aplicados nos diferentes cultivos agrícolas identificados na bacia. Os ingredientes ativos são ordenados através do potencial de periculosidade para o homem e para o meio ambiente, através do método SIRIS.

SIRIS é um método multi-critérios, apresentado por Vaillant et al. (1995) para avaliação do risco ambiental. Ele permite classificar as substâncias a serem pesquisadas em prioridade nos recursos hídricos, uma vez que sejam conhecidas as moléculas com maior risco que outras (Aurousseau et al., 1998). Ele é baseado no julgamento e no acordo de especialistas que definem os critérios a serem considerados. Os critérios qualitativos e quantitativos são transformados em variáveis qualitativas. O risco considerado é apresentado em duas dimensões, ou seja, a probabilidade da exposição e a gravidade das consequências (efeitos). Assim, a importância relativa

dos critérios torna-se mais facilmente comparável entre duas categorias mais homogêneas. Constrói-se uma escala de classificação baseada no critério de exposição e outra que leve em conta os efeitos biológicos. Cada substância química é inserida como um ponto único no gráfico, com cada um dos aspectos numa das coordenadas, podendo-se analisar a posição da substância química testada em relação às outras e, também, em relação às melhores e piores situações (Vaillant et al., 1995).

A probabilidade de presença representa a exposição do ambiente às moléculas de interesse. Esta exposição é função, de uma parte das características da molécula, tais como de sua mobilidade e de sua degradabilidade e, de outra parte, da extensão e da intensidade de seu uso. A mobilidade é representada pela solubilidade na água e o coeficiente de distribuição entre as fases líquida e sólida. A degradabilidade é representada pelo tempo de meia vida e pela velocidade de hidrólise. A extensão do uso é representada pela superfície (ha) e dose (kg/ha) aplicada. A probabilidade de presença nas águas superficiais é considerada pela integração dos fatores, na variável denominada Rang, variando entre 0 e 120, em uma escala crescente de exposição.

Os efeitos biológicos são devidos à toxicidade para o homem e aos organismos aquáticos. São consideradas as espécies aquáticas algas, crustáceos (Daphnia) e peixes. As moléculas são classificadas pela menor concentração com efeito tóxico para um dos três organismos, sendo representada pela variável Ecotox. Ela é dividida em cinco classes, variando entre 0,001 e 1 mg/L, em uma escala decrescente de efeito.

Para avaliar as propriedades que apresentam maior peso na geração do risco de ocorrência de degradação das águas superficiais são estabelecidos intervalos em três níveis: favorável (índice f), intermediário (índice m) e desfavorável (índice d). Para cada pesticida são determinados os níveis de exposição em função de suas características específicas e somados os níveis de exposição por características para se obter o valor global do nível de exposição. A soma desses níveis foi realizada com base na escala de peso das propriedades apresentadas por De Lavaur et al. (1995).

Os pesticidas usados na bacia são classificados em 5 classes de risco, tendo-se por base a probabilidade de presença na água e os efeitos biológicos estabelecidos pela exotoxicidade aos organismos aquáticos, conforme é apresentado na Tabela 4. O aumento destes dois aspectos acarreta o aumento do

risco. A Tabela 5 apresenta os intervalos considerados nas classes de risco adotadas.

Tabela 4 – Valores das variáveis Rang e Ecotox para os ingredientes ativos usadas na bacia do Itajaí.

Pesticida	Rang	Ecotox
Glufosinato-sal de amônio	45	3
Metiram	42	1
Clorotalonil	58	2
Atrazina	105	3
Lambda-Cialotrina	36	5
Tiodicarbe	11	3
Ioxinil	50	1
Glifosato	89	3
Mancozebe	77	1
Metalaxil-M	59	1
Alacloro	86	1
Propanil	27	3
2,4-D	65	1
Carbofuran	66	2
Picloram	30	1

Tabela 5 – Indicador associado à probabilidade de presença na água e aos efeitos biológicos.

Condição	Indicador
$\text{rang} < 35 \text{ e } \text{ecotox} \leq 2$	1
$\text{rang} < 35 \text{ e } 2 < \text{ecotox}; 35 < \text{rang} < 80 \text{ e } \text{ecotox} < 2$	2
$35 < \text{rang} < 80 \text{ e } \text{ecotox} \geq 2$	3
$35 < \text{rang} < 80 \text{ e } \text{ecotox} \leq 2$	4
$\text{rang} > 80 \text{ e } \text{ecotox} \geq 2$	5

Diferentes pesticidas são aplicados na bacia do Itajaí, seja para uma mesma cultura ou para as principais culturas. Rosa (2007) verificou que na parte superior da bacia do Itajaí são utilizados cerca de 39 herbicidas, 33 inseticidas e 32 fungicidas, nos cultivos de milho, cebola, fumo, arroz, feijão e pastagem. No entanto, é extremamente difícil identificar o pesticida usado para uma cultura específica. Assim, foi adotado que, entre os pesticidas que poderiam ser usados para uma determinada cultura, aquela com maior risco será a representativa da pressão exercida por esta cultura sobre a célula analisada. A Tabela 6 apresenta os pesticidas e os indicadores pressões exercidas pelas principais culturas, consideradas para a bacia do rio Itajaí.

Tabela 6 – Indicador de pressão de uso do solo na bacia do Itajaí.

Cultura	Pesticida de referência	Indicador
Arroz	glifosato	5
Banana	clorotalonil	3
Cebola	lambda-cialotrina	3
Feijão	lambda-cialotrina	3
Fumo	lambda-cialotrina	3
Milho	atrazina	5
Pastagem	2,4-D	2

O pixel (célula) foi adotado com dimensão de 20 x 20 m, de modo a ser considerada a menor faixa de afastamento do sistema de drenagem. Ressalta-se que, na classificação do uso do solo, a resolução espacial é de 30 m.

## RESULTADOS E DISCUSSÕES

O indicador de risco de contaminação das águas superficiais sintetiza os fatores de pressão exercidos pelos pesticidas sobre este recurso natural. O ambiente natural é representado por elementos físicos que influenciam no transporte das substâncias químicas em direção aos corpos de águas superficiais. A água é o principal vetor de transporte. Neste sentido, na construção do indicador foram considerados os fatores físicos que contribuem para o transporte dos pesticidas, como o tipo de solo, a declividade das vertentes e o afastamento dos pontos de aplicação em relação ao sistema de drenagem. O tipo de solo influencia sobre a geração de escoamentos superficiais, a declividade atua na capacidade de transporte do escoamento e a distância ao sistema de drenagem indica o potencial de interferência da superfície, ao longo da vertente, sobre o transporte das substâncias, pelo escoamento. Entre as interferências podem ser encontradas estruturas naturais ou artificiais, que provocam a retenção dos pesticidas ou facilitam a sua movimentação (Lagacherie et al., 2006, Syversen e Bechmann, 2004). As distribuições espaciais destes elementos físicos são apresentadas nas figuras 2 a 4.

O indicador do solo foi construído a partir do Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (Embrapa, 1999). Os solos da bacia do Itajaí têm diferentes origens e compõem vários agrupamentos. O grupo mais numeroso é formado pelos chamados solos com horizonte B Incipiente. Em segundo lugar

surgem os solos com horizonte B Textural. Fechando, aparecem os solos com horizonte Glei. Estes três formam o elenco principal e de acordo com o Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (Embrapa, 1999), estão enquadrados ao nível de ordem. Entre eles, seguidamente, aparece um solo menos importante pertencente à ordem dos Neossolos. Finalmente, próximo à foz do rio Itajaí, ocorrem os solos Orgânicos (Anjos e Uberti, 2005).

A distribuição espacial da declividade foi obtida do modelo numérico de terreno da bacia do Itajaí elaborado por Refosco (2004). O afastamento do sistema de drenagem foi elaborado a partir da hidrografia da bacia, vetorizado por Fistarol et al. (2004), a partir das cartas do IBGE (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística), elaboradas para a escala de 1:50000.

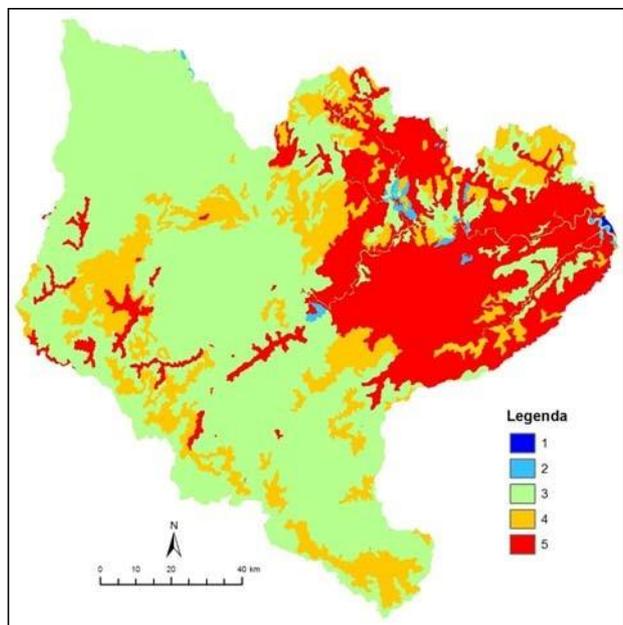


Figura 2 – Indicador solo da bacia do Itajaí: infiltrabilidade de 1) muito alta, 2) alta, 3) média, 4) baixa e 5) muito baixa.

O uso e ocupação do solo, representativo da pressão exercida pelos pesticidas sobre as águas superficiais, foram estabelecidos a partir do trabalho de Vibrans (2003). Ele gerou uma classificação digital a partir de imagem Landsat – 7 ETM+ de 13/05/2000, georeferenciado com base nas cartas do IBGE 1981 na escala 1:50.000. A classificação apresenta a agricultura e a pastagem de forma conjunta. No entanto, foi realizada uma separação com relação às atividades de rizicultura, que compõem

uma classe específica. Ele determinou que cerca de 22,4% da bacia são ocupados por agricultura e pastagem, 1,9% pela rizicultura e 54,8% por florestas (capoeirões, florestas secundárias e primárias). Outras formas de cobertura vegetal, como reflorestamento com eucalipto (0,7%) e pínus (1,2%), capoeirinha em estágio inicial e médio perfazem cerca de 14,9%.

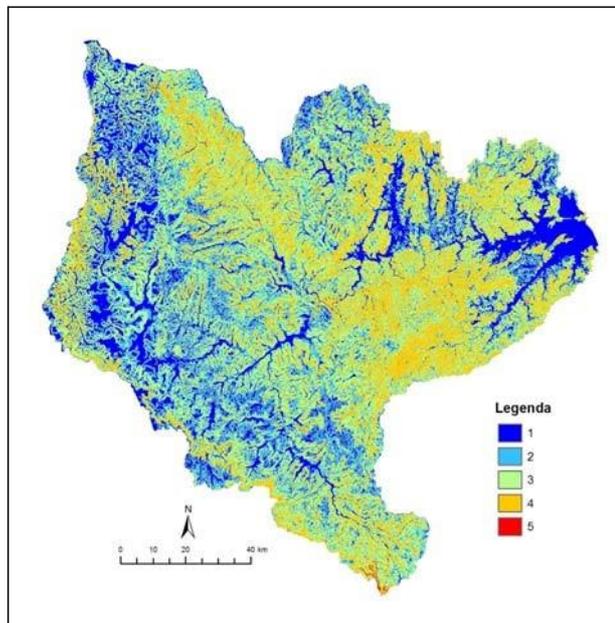


Figura 3 – Indicador declividade da bacia do Itajaí: declividade 1) 0 a 3°, 2) 3 a 8°, 3) 8 a 20°, 4) 20 a 45° e 5) > 45°.

O Instituto de Planejamento em Economia Agrícola de Santa Catarina disponibilizou os dados do levantamento agropecuário do ano de 2002, relativo às áreas ocupadas pelas principais culturas agrícolas, para cada município da bacia (Instituto CEPA, 2005). Foi considerado que estas culturas se distribuem de forma homogênea ao longo do município, nos espaços classificados como agricultura e pastagens. No município, a cultura com maior área cultivada, foi considerada como representativa da pressão exercida pelo pesticida aplicado para a sua proteção.

A Figura 5 apresenta a distribuição espacial do indicador de pressão do uso do solo. Este indicador representa a pressão exercida pelos pesticidas de referência para as culturas agrícolas desenvolvidas na bacia do Itajaí. Na Figura 6 é apresentado o indicador de risco, resultante do cruzamento dos indicadores solo, declividade, afastamento do sistema de drenagem da pressão do uso do solo.

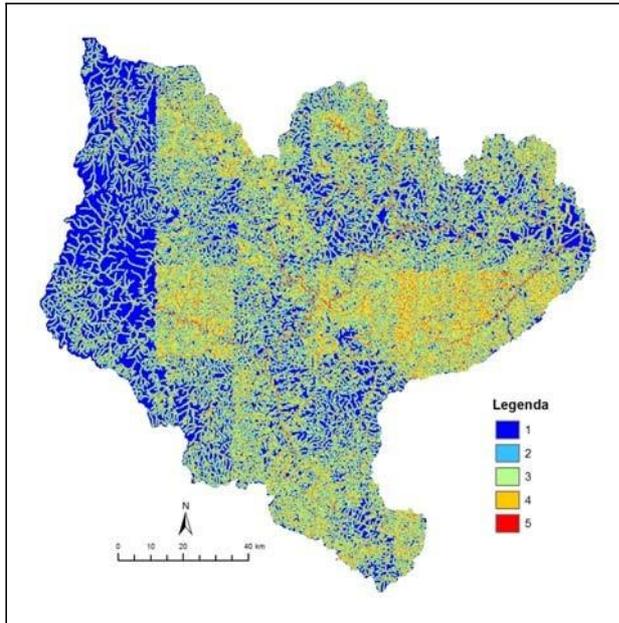


Figura 4 – Indicador afastamento do sistema de drenagem da bacia do Itajaí: distância 1) < 20 m, 2) 20 a 50 m, 3) 50 a 100 m, 4) 100 a 200 m e 5) > 200 m.

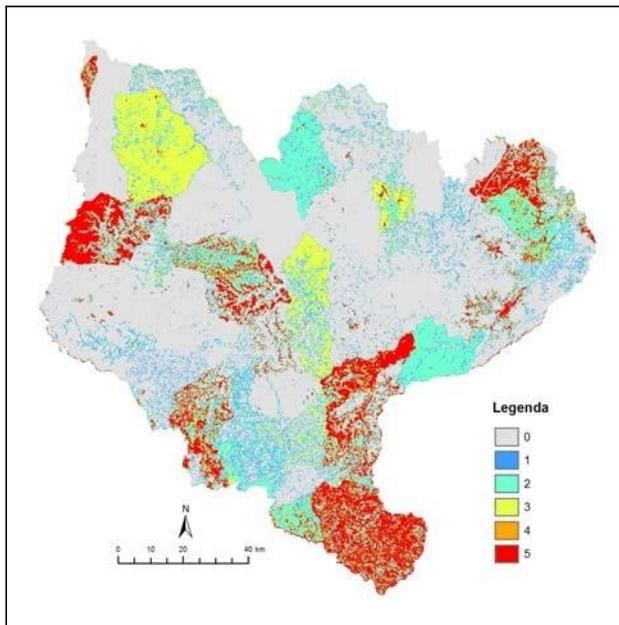


Figura 5 – Indicador pressão do uso do solo da bacia do Itajaí

O indicador é uma representação espacial do risco de ocorrer a contaminação das águas superficiais. Ele constitui um indicador qualitativo, o qual não resulta em valores de concentrações ou de cargas, mas oferecem uma hierarquização dos riscos de transporte de poluentes por meio de escores. Os

procedimentos cartográficos foram desenvolvidos para identificar as maiores contribuições e os espaços sujeitos a problemas (Haag e Kaupenjohann, 2001). Eles podem ser seguidos por estudos específicos ou de campanhas de monitoramento.

A identificação das diferentes classes de risco permite a definição de zonas de ação. Diferentes ações podem ser estabelecidas. Elas podem ser variáveis em magnitudes e em intensidade, distribuídas espacial e/ou temporalmente. A forma das ações dependerá dos objetivos estabelecidos pelos gestores de recursos hídricos. De acordo com a Política Nacional de Recursos Hídricos (Lei Federal nº 9433/97), as ações devem ser estabelecidas no Plano de Bacias, e devem ser aprovadas pelo Comitê de Gerenciamento da Bacia Hidrográfica.

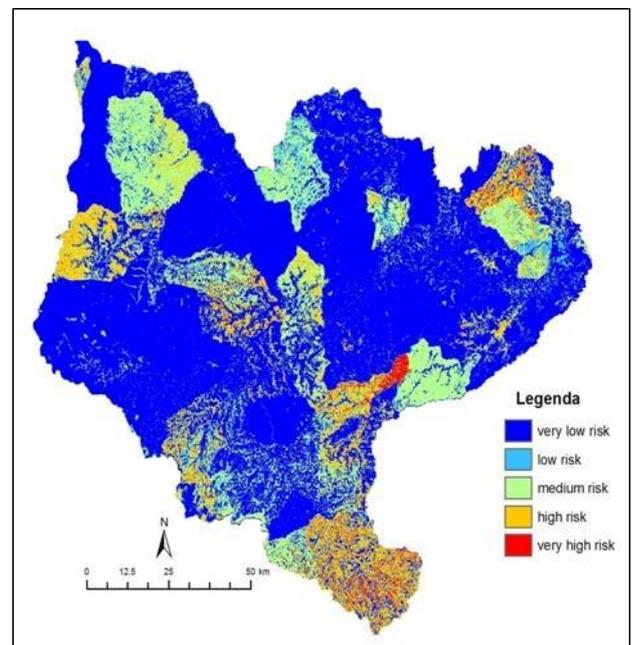


Figura 6 – Indicador de risco de contaminação de águas superficiais da bacia do Itajaí

A representação espacial do indicador constitui-se em um importante instrumento de apoio à gestão da qualidade das águas na bacia hidrográfica, uma vez que ele é de fácil compreensão pelos gestores não especialistas em recursos hídricos. No entanto, seria interessante validar estes indicadores de pressão. Diferentes maneiras são empregadas para esta finalidade (Bockstaller e Girardin, 2003), como a comparação com indicadores de estado do sistema, que descrevem a evolução das características dos meios receptores (Thiollet-Scholtus, 2004).

Indicadores de estado podem ser representados pelas concentrações de elementos poluentes nas águas superficiais. Na bacia do Itajaí, um estudo foi desenvolvido por Deschamps et al. (2003) e mais recentemente por Molozzi (2006). O cruzamento destes dois indicadores permitirá a validação do indicador de risco de contaminação de águas superficiais, aplicado para a bacia do Itajaí.

## CONCLUSÕES

Neste trabalho foi apresentado o desenvolvimento e a aplicação de um indicador de risco de contaminação das águas superficiais. Ele é um indicador qualitativo, sendo baseado em fatores naturais e fatores antrópicos. Entre os fatores naturais que influenciam o risco de contaminação por pesticidas, foram considerados o tipo de solo, a declividade da vertente e a distância do ponto de interesse ao sistema de drenagem. Como fatores antrópicos, foram considerados os pesticidas aplicados nas principais culturas desenvolvidas na bacia, hierarquizadas pelo método SIRIS e o uso e ocupação do solo.

Para a aplicação, os dados foram sistematizados a partir das informações geográficas da bacia do Itajaí disponíveis. Os resultados são apresentados sob a forma de distribuição espacial dos riscos, classificados em 5 níveis. A partir desta representação espacial, os gestores de recursos hídricos poderão definir ações visando a reduzir os riscos de degradação da qualidade das águas por pesticidas na bacia. Recomenda-se a realização da validação deste indicador de risco a partir de indicadores de estado do sistema receptor.

## AGRADECIMENTOS

Agradecemos ao CAPES-COFECUB (projeto 474-04) e ao CNPq (proc 300645/2005-8) pelo suporte financeiro, e a Julio Cesar Refosco, Odirlei Fistarol e Ruy Lucas de Souza pelo apoio à preparação de dados.

## REFERÊNCIAS

ANJOS, J. T.; UBERTI, A. A. A. 2005. Solos, in Frank et al., Bacia do Itajaí: formações, recursos naturais e ecossistemas. Blumenau: IPA-FURB. p.1-11.

- AUROSSEAU, P.; GASCUEL-ODOUX, C.; SQUIVIDANT, H. 1998. Eléments pour une méthode d'évaluation d'un risque parcellaire de contamination des eaux superficielles par les pesticides – application au cas de la contamination par les herbicides utilisés sur culture de maïs sur des bassins versants armoricains. *Etude et Gestion des Sols*, v.5, n.3, p.146-156.
- BOCKSTALLER, C.; GIRARDIN, P. 2003. How to validate environmental indicators. *Agricultural Systems*, v.76, p.639-653.
- BOLMANN, H. A.; MARQUES, D. M. 2000. Bases para a estruturação de indicadores de qualidade das águas. *RBRH*, v.5, n.1, p.37-60.
- BRUYN, B. 2004. Étude de la vulnérabilité des eaux aux produits phytosanitaires : indicateur environnemental et modèle mécaniste, en vue d'une meilleure gestion du bassin versant de la Leysse (Savoie), Université Joseph Fourier (Tese de doutorado), 255 p.
- CALVET, R.; BARRIUSO, E.; BEDOS, C.; BENOIT, P.; CHARNAY, M.-P.; COQUET, Y. 2005. Les pesticides dans le sol : conséquences agronomiques et environnementales. *France Agricole*, Paris. 637 p.
- CORPEN, 1999. Désherbage : Eléments de raisonnement pour une maîtrise des adventices limitant les risques de pollution des eaux par les produits phytosanitaires. Paris. 135 p.
- CORPEN, 2001. Diagnostic de la pollution des eaux par les produits phytosanitaires. Bases pour l'établissement de cahiers des charges des diagnostics des bassins versant et des exploitations. Ministère de l'Agriculture et de la Pêche, Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement, Paris. 34 p.
- EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. 1999. Sistema Brasileiro de Classificação de Solos. Rio de Janeiro, 412 p.
- EMBRAPA, 2004. Solos do Estado de Santa Catarina, Rio de Janeiro, (Boletim de pesquisa e desenvolvimento, 46), 726 p.
- DE LAVAUR, E. et al. 1995. Classements des substances actives phytosanitaires en vue de la surveillance de la qualité des eaux à l'échelle nationale. Paris: Ministère de l'Agriculture et de la Pêche, Ministère de l'Environnement, Ministère Chargé de la Santé. 51 p.
- DESCHAMPS, F.C.; NOLDIN, J.A.; EBERHARDT, D.S. 2003. Resíduos de agroquímicos em águas nas áreas de arroz irrigado em Santa Catarina, in Anais Simpósio Brasileiro de Arroz Irrigado, Balneário Camboriú. p.683-685
- FISTAROL, O.; FRANK, B.; REFOSCO, J. C. 2004. Sistema de Informações de Recursos Hídricos da Bacia do Itajaí. In: Anais do Congresso Brasileiro de Cadastro Técnico Multifinalitário. Florianópolis. p.1-10.

- FREY, M.P.; SCHNEIDER, M.K.; DIETZEL, A.; REICHERT, P.; STAMM, C. 2009. Predicting critical source areas for diffuse herbicide losses to surface waters: Role of connectivity and boundary conditions. *Journal of Hydrology*, v.365, n.1-2, p.23–36.
- GRÉBIL, G.; NOVAK, S.; PERRIN-GANIER, C.; SCHIAVON, M. 2001. La dissipation des produits phytosanitaires appliqués au sol. *Ingénieries*, n° special, p.31-44.
- GUERBET, M.; JOUANY, J.M. 2002. 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*, v.22, p.377–391
- GIRARDIN, P.; BOCKSTALLER, C.; VAN DER WERF, H. 2000. Assessment of potential impacts of agricultural practices on the environment: the AGRO\*ECO method. *Environmental Impact Assessment Review*, v.20, p.227–239.
- HAAG, D.; KAUPENJOHANN, M. 2001. Landscape fate of nitrate fluxes and emissions in Central Europe. A critical review of concepts, data, and models for transport and retention. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, v.86, p.1-21.
- INSTITUTO CEPA 2005. Levantamento Agropecuário de Santa Catarina 2002-2003. Florianópolis, Secretaria de Estado da Agricultura e Desenvolvimento Rural, 256 p.
- LACAS, J.G.; VOLTZ, M.; GOUY, V.; CARLUER, N.; GRIL, J.J. 2005. Using grassed strips to limit pesticide transfer to surface water: a review. *Agron. Sustain. Dev.* v.25, n.2, p.253–266.
- LAGACHERIE, P.; DIOT, O.; DOMANGE, N.; GOUY, V.; FLOURE, C.; KAO, C.; MOUSSA, R.; ROBBEZ-MASSON, J.M., SZLEPER, V. 2006. An indicator approach for describing the spatial variability of artificial stream networks with regard to herbicide pollution in cultivated watersheds. *Ecological Indicators*, v.6, p.265–279.
- LEVITAN, L. 2000. How to and why: assessing the environmental impacts of pesticides. *Crop Protection*, v.19, p.629–636.
- LUCAS, G. 2004. Approche du transfert d'échelle spatiale d'un indicateur agro-environnemental d'aléa phytosanitaire, sur des bassins versants emboîtés de la Save (Gers). ENITA-CEMAGREF (Dissertação), 67 p.
- MUNAFO, M.; CECCHIB, G.; BAIocco, F.; MANCINIB, L. 2005. River pollution from non-point sources: a new simplified method of assessment. *Journal of Environmental Management*, v.77, p.93–98
- MOLOZZI, J. 2006. Avaliação quantitativa e qualitativa das águas utilizadas na cultura do arroz irrigado em áreas produtoras da bacia do Itajaí/SC, Programa de Pós-Graduação da Universidade Regional de Blumenau (Dissertação). 120 p.
- OCDE, 2001. Indicateurs environnementaux pour l'agriculture – méthodes et résultats. *Agriculture et Alimentation*, Editions de l'OCDE, v.3, 439 p.
- OCDE, 2005. Rapport du groupe d'experts de l'OCDE sur les indicateurs de risque pour le milieu aquatique liés aux pesticides. [Online] OECD. Consultado em 22/04/2005.
- PINHEIRO, A. 1995. Un outil d'aide à la gestion de la pollution agricole : le modèle POLA.. Institut National Polytechnique de Toulouse (Tese de doutorado), 295 p.
- PUSSEMIER, L. STEURBAUT, W. 2004. Instruments de mesure de l'utilisation de produits phytosanitaires dans un contexte de développement durable. *Biotechnol. Agron. Soc. Environ.* v.8, n.3, p.177–185
- REFOSCO, J.C. 2004. Mudanças no uso da terra: o caso da bacia do Itajaí/SC a partir de um modelo dinâmico. Programa de Pós Graduação Interdisciplinar em Ciências Humanas da Universidade Federal de Santa Catarina (Tese de doutorado), 215 p.
- REUS, J.; LEENDERTSE, P.; BOCKSTALLER, C. et al., 2002. Comparison and evaluation of eight pesticide environmental risk indicators developed in Europe and recommendations for future use. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. v.90, p.177–187.
- ROSA, F.C. 2007. Estudo do potencial de degradação por pesticidas das águas da bacia do rio Itajaí. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental Universidade Regional de Blumenau. (Dissertação), 145 p.
- SARTORI, A.; GENOVEZ, A. M<sup>a</sup>.; LOMBARDI NETO, F. 2005. Classificação Hidrológica de Solos Brasileiros para a Estimativa da Chuva Excedente com o Método do Serviço de Conservação do Solo dos Estados Unidos Parte I: Classificação. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, v.10, n.4, p.19-29.
- SYVERSEN, N.; BECHMANN, M. 2004. Vegetative buffer zones as pesticide filters for simulated surface runoff. *Ecological Engineering*, v.22, p.175–184
- THIOLLET-SCHOLTUS, M. 2004. Construction d'un indicateur de qualité des eaux de surface vis-à-vis des produits phytosanitaires à l'échelle du bassin versant viticole, Institut National Polytechnique de Lorraine (Tese de doutorado), 206 p.
- VAN DER WERF, H.M.G.; PETIT, J. 2002. Evaluation of the environmental impact of agriculture at the farm level: a comparison and analysis of 12 indicator-based methods. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, v.93, p.131–145
- VAILLANT, M.; JOUANY, J.M.; DEVILLERS, J., 1995. A multi-criteria estimation of the environmental risk of chemicals with the SIRIS method. *Toxicology Modeling*, v.1, p.57-72.
- VIBRANS, A. C. 2003. A cobertura florestal da Bacia do Rio Itajaí: elementos para uma análise histórica. Pro-

grama de Pós-Graduação em Geografia da Universidade Federal de Santa Catarina (Tese de Doutorado), 225 p.

ZAHM, F. 2003. Méthodes de diagnostic des exploitations agricoles et indicateurs : panorama et cas particuliers appliqués à l'évaluation des pratiques phytosanitaires. Ing. Eau, Agric., Territ.. n. 33, p.13-34.