



MAPEAMENTO DA VULNERABILIDADE E RISCOS DE CONTAMINAÇÃO DAS ÁGUAS SUBTERRÂNEAS NA REGIÃO DO PONTAL DO PARANAPANEMA (UGRHI-22)

I. Romagnoli^{1*}, R. L. Manzione²

¹ UNESP - Universidade Estadual Paulista, Faculdade de Ciências Agrônômicas, Campus de Botucatu, SP, Brasil.

² UNESP - Universidade Estadual Paulista, Faculdade de Ciências e Engenharia, Campus de Tupã, SP, Brasil.

Article history: Received 10 July 2018; Received in revised form 17 September 2018; Accepted 20 September 2018; Available online 30 September 2018.

RESUMO

Dentre os principais riscos que o agrohidronegócio traz para a região do Pontal do Paranapanema (SP) estão os relacionados ao uso indiscriminado de agrotóxicos. A utilização de defensivos agrícolas aliada ao manejo incorreto pode acarretar na contaminação das águas subterrâneas, e consequentemente refletir prejudicialmente na saúde humana e ambiental. O Pontal do Paranapanema (SP) possui uma recente expansão da cultura da cana-de-açúcar, iniciada nos anos 2000. Recoberta por sedimentos do aquífero Bauru, toda região pode ser considerada como naturalmente vulnerável, já que é um aquífero com recarga direta. Sendo assim, o objetivo deste trabalho foi avaliar a vulnerabilidade natural do Aquífero Bauru a partir do método GOD e realizar estimativas de contaminação de água subterrânea por agrotóxicos utilizados na produção de cana-de-açúcar, a partir do *software* ARAQUÁ, verificando o potencial de contaminação no Pontal do Paranapanema. Os resultados mostraram que apesar de uma expansão nos cultivos superior a 1.000 % em área plantada, a classe de alta vulnerabilidade foi que apresentou menor avanço das áreas de cultivo de cana-de-açúcar. Ao que se refere as simulações realizadas, foi possível concluir que não houveram concentrações de ingrediente ativo estimadas acima do valor para o padrão de potabilidade na região. O agrotóxico que mais se destacou com maiores valores de concentração nas estimativas realizadas foi o Tebuthiuron, apresentando risco às plantas aquáticas e animais em risco de extinção.

Palavras-Chave: uso e ocupação da terra, risco, saúde ambiental.

GROUNDWATER VULNERABILITY MAPPING AND CONTAMINATION RISKS AT PONTAL DO PARANAPANEMA REGION (UGRHI - 22)

ABSTRACT

Among the main risks that agro-business brings to the region of Pontal do Paranapanema (SP) are those related to the indiscriminate use of pesticides. The use of pesticides combined with improper handling can lead to contamination of groundwater and consequently to harmful effects on human and environmental health. Pontal do Paranapanema (SP) has a recent expansion of the sugarcane crop, begun in the year 2000. It is covered by sediments of the Bauru aquifer, and the whole region can be considered as naturally vulnerable, since it is an aquifer with direct recharge.

* irisromagnoli@gmail.com

Therefore, the objective of this work was to evaluate the natural vulnerability of the Bauru Aquifer from the GOD method and to estimate groundwater contamination by pesticides used in sugarcane production from the ARAquá software, verifying the potential of contamination in Pontal do Paranapanema. The results showed that, despite a crop expansion of more than 1,000% in planted area, the high vulnerability class was the one that presented the least advance of the sugarcane cultivation area. Regarding the simulations carried out, it was possible to conclude that there were no active ingredient concentrations estimated above the value for the potability standard in the region. The most toxic pesticide with the highest values of concentration in the estimates was Tebuthiuron, presenting a risk to aquatic plants and animals at risk of extinction.

Keywords: land use, land cover, risk, environmental health

INTRODUÇÃO

A agricultura é avaliada, tanto a nível mundial como nacionalmente, como a maior usuária dos recursos hídricos disponíveis na superfície como também os subterrâneos (SHIKLOMANOV & RODDA, 2003). Isso leva a atividade econômica a ser considerada como de grande potencial de poluição das águas, já que demandam a utilização intensiva, e muitas vezes excessiva, de agrotóxicos. Estes insumos quando lançados em grande volume no solo e manejados de forma incorreta podem alcançar grandes extensões, aumentando a possibilidade de risco de contaminação das águas subterrâneas. Os casos mais graves relacionados a contaminação difusa da água subterrânea estão ligados a extensas áreas de monocultura, o que dificulta a atenuação dos contaminantes (FOSTER et al., 2006). Desta forma, ressaltam-se os problemas gerados quando há o consumo ou uso de recursos hídricos subterrâneos contaminados, como o comprometimento de produções voltadas para a alimentação, ingestão de alimentos e água contaminada pela população abastecida, além de animais e trabalhadores que fazem o uso diretamente da fonte, prejudicando não apenas a saúde humana, como também o meio ambiente e as atividades econômicas de uma região (SILVA et al., 2012). Sendo assim, Mestrinho (2005) salienta que há uma grande quantidade de literatura contemplando a avaliação quantitativa e

qualitativa dos parâmetros relacionados ao sistema solo-água-planta-atmosfera, contudo, estes não são claros quando envolvidos com o agronegócio, a hidroquímica natural e qualidade das águas subterrâneas.

O mapeamento de vulnerabilidade natural de um sistema aquífero se caracteriza como uma forma de representação das particularidades intrínsecas dos aquíferos quanto à susceptibilidade de contaminação por uma carga poluente antrópica (FOSTER & HIRATA, 1988). Dessa forma, as atividades realizadas em áreas mais vulneráveis devem considerar as implicações nos recursos hídricos subterrâneos ao longo do tempo. Logo, o risco de contaminação de um aquífero, caracteriza-se como a relação probabilística de ocorrer algum acontecimento adverso que comprometa o meio físico (ou social) em ambientes vulneráveis, e os impactos sobre a saúde humana e ambiental decorrentes desse evento adverso (MONTERO, 2012). O mapeamento da vulnerabilidade e risco de contaminação de aquíferos como um instrumento técnico para o gerenciamento dos recursos hídricos subterrâneos e suporte aos planos de gestão ambiental de órgãos governamentais e não governamentais estão cada vez mais empregados (LINHARES et al., 2014). As metodologias de índices utilizadas nos mapeamentos de vulnerabilidade baseiam-se em determinados

parâmetros do aquífero, na qual suas características são classificadas de acordo com faixa de valores e distribuídos espacialmente. Destaca-se destes métodos de índices os mais utilizados em pesquisas como: GOD (FOSTER & HIRATA, 1988); DRASTIC (ALLER et al., 1987) e SINTACS (CIVITA, 1994). Apesar das limitações encontradas nos estudos de vulnerabilidade de aquíferos, estas avaliações fornecem uma apreciação mais clara das ações indispensáveis para proteção das águas subterrâneas e um componente essencial das melhores práticas de gestão ambiental (FOSTER, 2007).

A região do Pontal do Paranapanema contida na Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos 22 (UGRHI-22), está inserida ao que Thomaz Júnior (2010) designa como Polígono do Agrohidronegócio, na qual se limita a Oeste de São Paulo, Leste do Mato Grosso do Sul, Noroeste do Paraná, Triângulo Mineiro e Sul-Sudoeste do estado de Goiás. De acordo com o autor, neste concentra-se 80% das plantações de cana-de-açúcar de todo o país como também na concentração das usinas agroprocessadoras, de produção de álcool e açúcar. Desde os anos 2000, a área de estudo destaca-se por apresentar uma recente expansão da produção da cana-de-açúcar, sob áreas devolutas e pastagens degradadas. De acordo com o monitoramento realizado pela CANASAT/INPE (<http://www.dsr.inpe.br/laf/canasat/>), em todo o Estado de São Paulo a área plantada com cana-de-açúcar duplicou entre 2000 e 2015 ao passo que no mesmo período, na

região do Pontal do Paranapanema, o mesmo índice cresceu cerca de cinco vezes. De acordo com o Conselho Estadual de Recursos Hídricos (CRH, 2004), a demanda na região é quase totalmente atendida por águas subterrâneas, flagrante a escassez de águas superficiais na região. Ressalta-se ainda, as extensas áreas voltadas a atividades agropecuárias, na qual o uso da terra tem sido realizado sobre os sedimentos do Aquífero Bauru, considerado como naturalmente vulnerável já que é um aquífero freático e de recarga direta. Neste contexto, identificar as áreas de maior vulnerabilidade de contaminação na região e nestas áreas realizar estimativas de concentração de defensivos agrícolas nas águas subterrâneas garante informações importantes para a tomada de decisão na gestão e monitoramento da utilização de agrotóxicos no Pontal do Paranapanema.

Sendo assim, este trabalho teve por objetivo identificar as áreas de maior vulnerabilidade do sistema aquífero Bauru na UGRHI-22, e realizar as estimativas de contaminação de águas subterrâneas por defensivos agrícolas utilizados na cultura da cana-de-açúcar em áreas de alta vulnerabilidade. Para isto, a metodologia utilizada para o mapeamento da vulnerabilidade de aquífero na região foi o método GOD (FOSTER & HIRATA, 1988) e para o monitoramento das águas subterrâneas optou-se realizar simulações de contaminação em áreas de maior vulnerabilidade utilizou-se o *software* ARAquá, desenvolvido pela EMBRAPA (SPADOTTO et al., 2002).

MATERIAL E MÉTODOS

A área do Pontal do Paranapanema localiza-se no extremo oeste do Estado de São Paulo, sendo parte integrante da Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos 22 (UGRHI-22). Possui área de abrangência de 11.838 km² com base nos

divisores de água que a delimitam. No que se refere à hidrografia na região, limita-se ao norte pelo Rio do Peixe, ao sul pelo Rio Paranapanema e a oeste o Rio Paraná (LEAL, 2000).

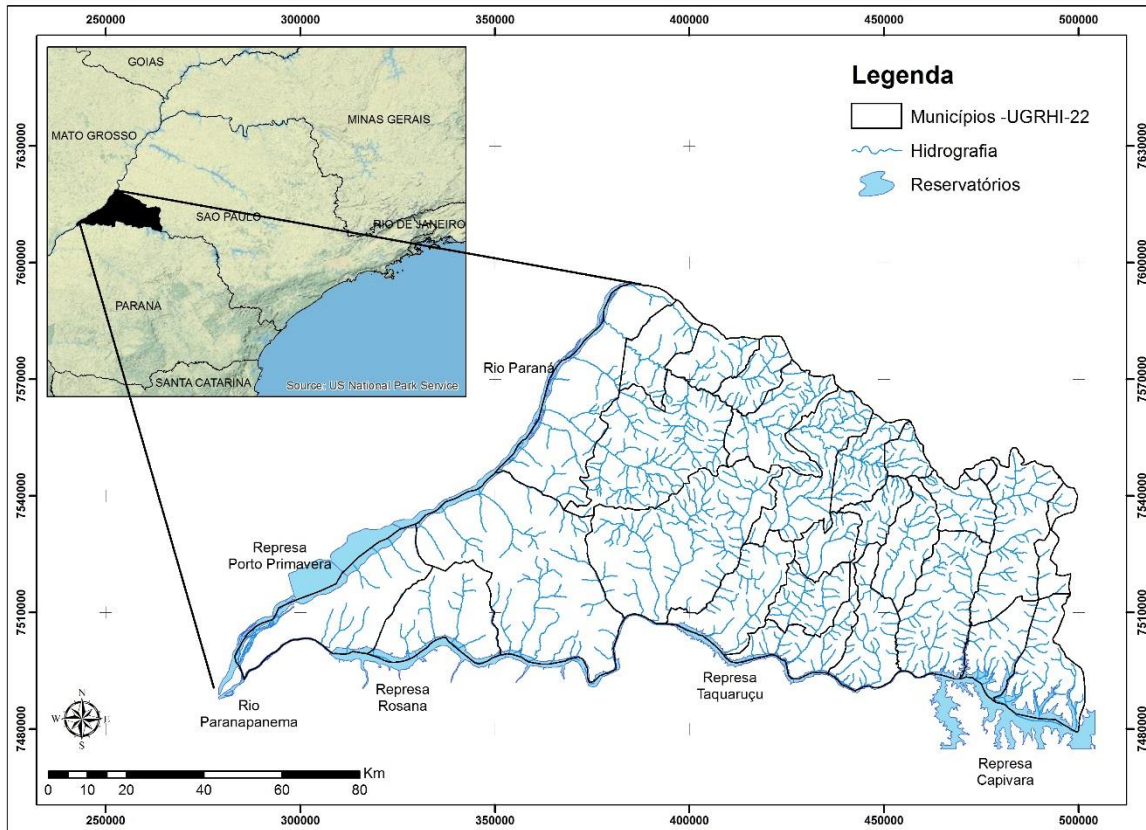


Figura 1. Localização da área de estudo – Pontal do Paranapanema (UGRHI-22)

Geologicamente, o Pontal do Paranapanema encontra-se no Planalto Ocidental Paulista da Bacia Sedimentar do Paraná. É constituído por formações geológicas areníticas do Grupo Bauru (62,2% Formação Adamantina, 28,7% Formação Caiuá e 2,7% da Formação Santo Anastácio) e em menor extensão o Grupo basalto São Bento. O mapeamento geomorfológico realizado na região por Garcia et. al (2013), apresenta a identificação de duas Morfoestruturas: a Bacia Sedimentar do Paraná e as Bacias Sedimentares Cenozóicas. De acordo com Ross & Moroz (1997), a Bacia sedimentar concebe como uma complexa fossa tectônica e seu embasamento é composto especialmente de rochas cristalinas pré-cambrianas e subordinadamente por rochas eopaleozóicas afossilíferas. É constituída por sedimentos na maior parte continentais e alguns marinhos. Encravada na

morfoestrutura Bacia Sedimentar do Paraná, insere-se a morfoestrutura das Bacias sedimentares Cenozóicas (GARCIA et al., 2013).

Referente às Morfoesculturas, a região do Pontal do Paranapanema é contemplada pelo Planalto Central Ocidental, que possui ocupação na maior parte da morfoestrutura da Bacia Sedimentar do Paraná, na qual prevalecem formas de relevo denudacionais, cujo modelado basicamente em colinas amplas e baixas com topos convexos e topos aplanados (ROSS & MOROZ, 1997). De acordo com a classificação de Ross & Moroz (1997), também se encontram inseridas na região as Planícies Fluviais das quais competem as Bacias Sedimentares Cenozóicas. Estas planícies apresentam características que são “áreas essencialmente planas, geradas pela agradação de sedimentos recentes de origem fluvial e estão associadas geralmente aos depósitos do

Quaternário, principalmente do Holoceno” (ROSS, 1996).

De acordo com o mapeamento da pedologia da região, realizado por Rossi (2017) em escala 1:50.000, foram classificados os seguintes solos na região: argissolo, gleissolos háplicos, latossolos, neossolos e nitossolos.

Referente as características climáticas da área de estudo, segundo a classificação de Köppen, existem dois tipos de clima na unidade: *Aw – Tropical Úmido* caracterizado por estação chuvosa no verão e seca no inverno, com temperatura média anual entre 22 e 24 °C; e *Cwa – Mesotérmico de inverno seco*, caracterizado por temperaturas médias anuais inferiores a 22 °C, com chuvas típicas de clima tropical de maior ocorrência no verão (CBH-PP, 2010).

O valor indicativo a precipitação do Pontal do Paranapanema foi considerada de acordo com as imagens do satélite *Tropical Rainfall Measuring Mission* (TRMM). Para isto, os dados do satélite TRMM foram retirados no portal *TRMM Online Visualization and Analysis System* (TOVAS), na plataforma *Geospatial Interactive Online and Analysis Infrastructure* (GIOVANNI) do site *Goddard Earth Sciences Data and Information Services Center* (GES DISC) (Acker & Leptoukh, 2007). Foram utilizados dados de precipitação do algoritmo TRMM_3B43 v7 (*Precipitation Rate, mm/monthly*), através do sítio eletrônico

<http://giovanni.sci.gsfc.nasa.gov/giovanni/>, com resolução espacial de 0,25°, acumulado mensal do período de janeiro de 2016 a dezembro de 2016. As informações foram ajustadas em ambiente SIG e processadas em formato TIFF.

Para a evapotranspiração foram utilizados os dados semanais das estações meteorológicas do Centro Integrado de Informações Agrometeorológicas (CIAGRO) dos municípios de Iepê, Teodoro Sampaio, Mirante do Paranapanema, Presidente Epitácio e Presidente Prudente. Obtendo os dados de evapotranspiração mensal, estas informações foram transferidas para o *software* ArcGIS 10.3 e a partir da interpolação dos dados através do método IDW (Ponderação do Inverso da Distância), foi possível estimar números de evapotranspiração para toda a região do Pontal do Paranapanema.

ELABORAÇÃO DO MAPA DE VULNERABILIDADE NATURAL DE AQUÍFERO

Para o mapeamento e determinação das principais áreas de vulnerabilidade de aquífero, foi utilizado o método GOD desenvolvido por Foster & Hirata (1988). Serão considerados na estimativa da vulnerabilidade o confinamento do aquífero (G), a natureza do material de origem (O) e a profundidade do nível de água (D), cujos pesos são atribuídos conforme a Figura 2.

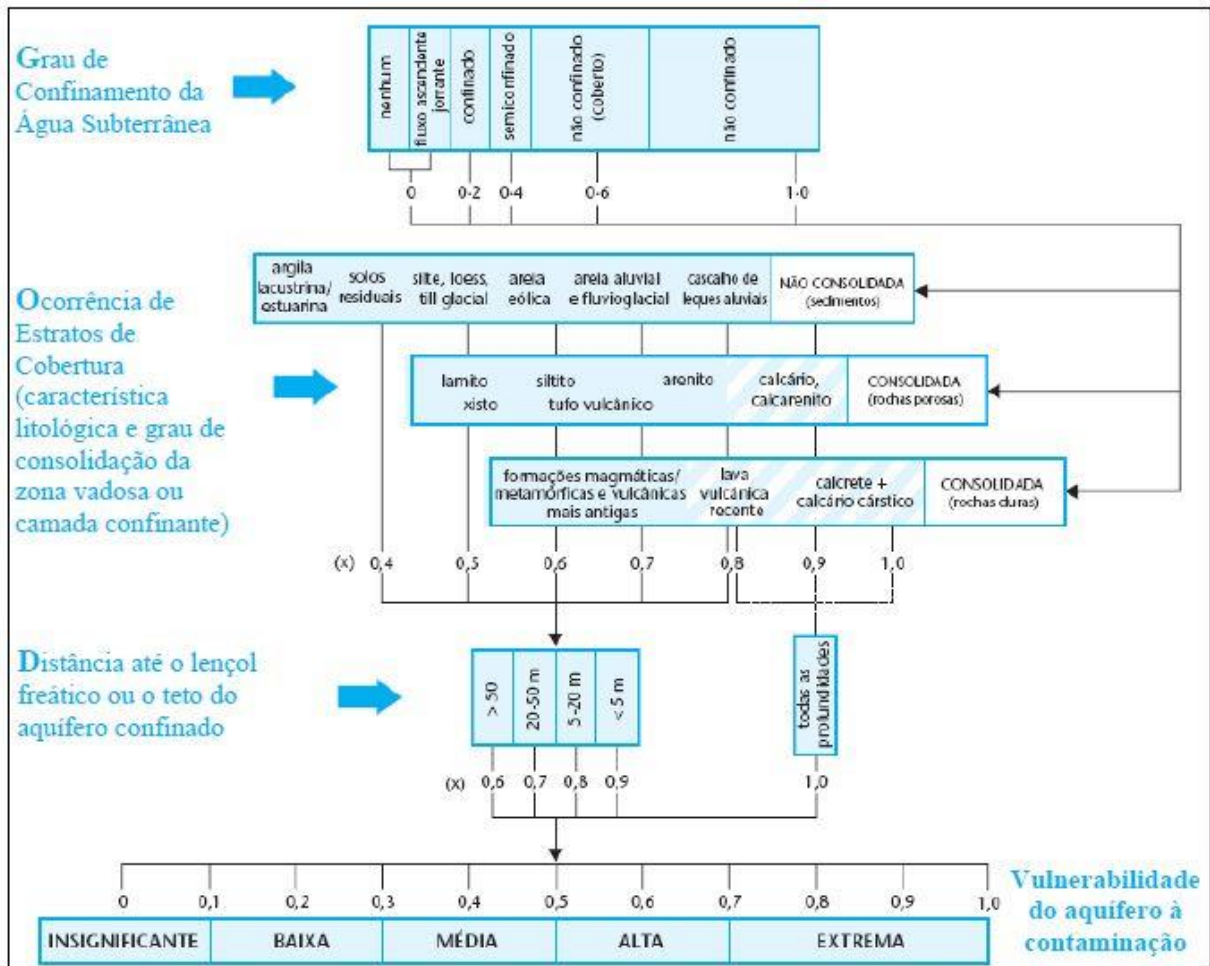


Figura 2. Método GOD de avaliação da vulnerabilidade à contaminação dos aquíferos.

Fonte: FOSTER et al., 2006.

O método GOD apresenta três níveis de classificação. A primeira fase da avaliação compreende na identificação do tipo de ocorrência da água subterrânea, na qual o índice varia de 0-1. Em seguida, a segunda fase apresenta a especificação dos tipos litológicos acima da zona saturada do aquífero, discriminando informações sobre presença ou ausência de permeabilidade por fissuras e das características granulométricas e litológicas. Esta classe é apresentada num intervalo de 0,3 - 1,0. Por fim, a terceira fase da avaliação trata sobre a estimativa da profundidade do nível freático, apresentando índices expressos numa escala de 0,4 - 1,0. A partir da multiplicação destes três níveis de classes, obtém-se o índice de vulnerabilidade natural do aquífero, expresso numa escala de 0 - 1.

Desta forma, nesta primeira etapa do trabalho optou-se por utilizar a base de dados do IG/CETESB/DAEE (1997) para extrair o mapeamento das áreas de vulnerabilidades de aquíferos à poluição, na qual já apresenta a aplicação do método GOD na região. Para a criação deste mapeamento, foi utilizado como base de dados:

- *Parâmetro G:* estudos regionais desenvolvidos pelo DAEE e estudos locais de detalhe realizados pelo Instituto Geológico (IG; CETESB; DAEE, 1997 segundo IG, 1989, 1990, 1991 3 1993);

- *Parâmetro O:* Mapa Geológico do Estado de São Paulo (IG; CETESB; DAEE, 1997 segundo IPT, 1981) na escala 1:500.000;

• *Parâmetro D*: Carta Hidrogeológica do Estado de São Paulo (IG; CETESB; DAEE, 1997 segundo DAEE; IG; IPT; CPRM; 2005)

A partir do cruzamento destes três parâmetros, chega-se ao índice de vulnerabilidade natural do aquífero, na qual a gradação se agrupa em índices de Baixo, Médio e Alto, subdivididos em dois subníveis (alto e baixo), apresentando dessa forma seis classes de vulnerabilidade de aquífero.

A metodologia desenvolvida permitiu a definição da cartografia da vulnerabilidade natural das águas subterrâneas, em escala 1:1.000.000 (escala de publicação) e determinar as áreas mais suscetíveis à contaminação (IG; CETESB; DAEE, 1997). Na Tabela 1 são apresentados os índices de vulnerabilidade das formações geológicas que compõem a área do Pontal do Paranapanema e os valores conferidos a cada um dos parâmetros do método GOD.

Tabela 1. Índices de vulnerabilidade de cada unidade geológica do aquífero Bauru na região do Pontal do Paranapanema e valoração dos fatores que os compõem

	Formação	Profundidade N.A. (m)	Aquífero e Litologia	Nível d'água	Índice de Vulnerabilidade	Classificação
Sistema Bauru	Adamantina (A)	10	0,52	0,8	0,42	Médio-alto
		20		0,7	0,36	Médio-baixo
		50		0,6	0,31	Médio-baixo
		100		0,5	0,26	Baixo-alto
	Santo Anastácio (SA)	10	0,63	0,8	0,50	Alto-baixo
		20		0,7	0,44	Médio-alto
		50		0,6	0,38	Médio-baixo
		100		0,5	0,32	Médio-baixo
	Caiuá (Kc)	10	0,75	0,8	0,60	Alto-alto
		20		0,7	0,53	Alto-baixo
		50		0,6	0,45	Médio-alto
		100		0,5	0,38	Médio-baixo

Qualificado como o aquífero de maior extensão de caráter livre do Estado de São Paulo e composto por quatro formações litologicamente diferenciadas, o índice de vulnerabilidade do Sistema Aquífero Bauru apresenta variação do menor para o maior índice de classificação, destacando a Formação Caiuá na qual detém a vulnerabilidade mais alta no Pontal do Paranapanema. Em seguida, sobressai-se a Formação Santo Anastácio, na qual incide na porção oeste dos principais tributários do Rio Paraná, ou seja, se apresentam em regiões de baixa topografia, refletindo em níveis freáticos mais rasos, o que acarreta em áreas de maior vulnerabilidade. E por

fim, a Formação Adamantina apresenta os menores índices de vulnerabilidade por apresentar lentes de siltito e argilito, elevada cimentação, imprimindo um caráter menos permeável (IG; CETESB; DAEE, 1997; GODOY et al., 2006).

ELABORAÇÃO DO MAPA DAS ÁREAS DE RISCO DE CONTAMINAÇÃO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS POR AGROTÓXICOS

Tendo delimitadas as áreas de maior vulnerabilidade no Pontal do Paranapanema, em seguida foi possível cruzar estas informações com os dados da malha de área plantada com cana-de-açúcar e assim obter

possíveis áreas de risco a população e ao meio ambiente pela atividade. Foram utilizados os arquivos *shapefile* (.shp) da malha de cana-de-açúcar nos anos de 2002, 2007 e 2013 e cruzados com as informações de vulnerabilidade de aquíferos. Essas informações foram obtidas a partir do banco de dados a partir do projeto CANASAT. Com a demarcação de áreas potencialmente contamináveis pelo uso de agrotóxicos na produção de cana-de-açúcar na região, o segundo passo do trabalho foi realizar uma avaliação de risco ambiental visando o monitoramento das águas subterrâneas do Pontal do Paranapanema seguindo a metodologia desenvolvida por Spadotto et al. (2010) a partir do *software* ARAQUÁ (<http://www.cnpma.embrapa.br/forms/araqua.php3>) para a avaliação de risco de contaminação dos recursos hídricos subterrâneos, incluindo também o emprego de técnicas de geoprocessamento em sistema de informações geográficas (SIG). Para a realização desta avaliação, são solicitados como parâmetros de entrada no *software* informações sobre o local (características climáticas e corpo d'água subterrâneo), dados sobre os solos (propriedades físicas e químicas) e conhecimento sobre os defensivos agrícolas utilizados na região.

Referente às características climáticas, os dados de entrada solicitados são precipitação (mm/ano), evapotranspiração (mm/ano), irrigação (mm/ano) e a profundidade do lençol freático. Tanto para a evapotranspiração quanto para a precipitação, seus dados foram extraídos dos valores pontuais dos pixels das imagens

raster, ou seja, para cada ponto inserido em uma área de risco foi atribuído um valor específico da variável estimada. As informações a respeito da irrigação não foram consideradas para este trabalho. Sobre a profundidade do lençol freático foram utilizados os valores do nível estático dos 702 poços de captação de água subterrânea fornecidos pelo DAEE para a região. Sendo assim, foi realizado uma interpolação destes dados pelo método IDW (Ponderação pelo Inverso da Distância) possibilitando obter a profundidade do lençol freático em toda área.

Para os parâmetros indicativos aos solos, as propriedades exigidas pelo *software* são: espessura da camada (cm), capacidade de campo (dm^3/dm^3), densidade do solo (g/cm^3), carbono orgânico (g/g) e porosidade na zona saturada (%). Os valores referentes a estas propriedades foram embasados segundo Gomes & Spadotto (2004), sendo que foram levados em conta os valores médios para cada parâmetro físico do solo.

Os parâmetros de entrada considerados para os defensivos agrícolas (Tabela 2) foram: dose da aplicação (g/ha), conforme os dados fornecidos pela AGROFIT (2014), coeficiente de sorção normalizado para carbono orgânico (K_{oc}), meia-vida no solo ($t^{1/2}$), e padrão de potabilidade ($\mu\text{g.L}^{-1}$), conforme os dados fornecidos por NPIC (1994), EPA (2004) e Queiroz et al. (2005). Referente aos dados de K_{oc} e meia-vida no solo do defensivo agrícola Glifosato, foram usados os valores encontrados na literatura (MORAES & SPADOTTO segundo EGEIS,2011; ROBERTS 2004).

Tabela 2. Propriedades dos defensivos agrícolas utilizados no estudo

Defensivo Agrícola	Dose (g.h^{-1})	K_{oc} (mL.g^{-1})	$t^{1/2}$ (dias)	Padrão de potabilidade ($\mu\text{g.L}^{-1}$)
Atrazina	4000	100	60	2
Glifosato	2670	884	180	500
Hexazinona	600	29	90	200
Tebuthiuron	1200	80	360	500

As avaliações das concentrações dos defensivos agrícolas em águas subterrâneas foram medidas através do módulo de lixiviação do programa computacional ARAquá (SPADOTTO et al., 2010), na qual também realiza comparações das concentrações estimadas com padrões de potabilidade. Na Tabela 3, são apresentados os parâmetros de toxicidade utilizados pela

Agência de Proteção Ambiental dos EUA (*Environmental Protection Agency- EPA*) e adotados pelo Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Renováveis (IBAMA). Pela ausência de dados do defensivo agrícola Hexazinona, seus valores máximos de toxicidade C50 foram retirados do estudo de Piza (2008).

Tabela 3. Valores máximos de potabilidade e Toxicidade C50 dos agrotóxicos utilizados em plantas e animais aquáticos

Defensivo Agrícola	Toxicidade C50 (ug.L ⁻¹)	
	Plantas Aquáticas	Animais Aquáticos
Atrazina	22	720
Glifosato	850	650
Hexazinona	0,15	100
Tebuthiuron	50	225

Conforme pode ser visto na Figura 3, primeiramente os pontos de estimativas para o ARAquá foram escolhidos em áreas determinadas como de risco e em seguida para cada tipo de solo dos municípios

(Figura 3). Tendo pontuado as áreas que serão realizadas as estimativas, também foram reunidas informações pontuais de evapotranspiração acumulada (mm/ano) e a profundidade do lençol freático.

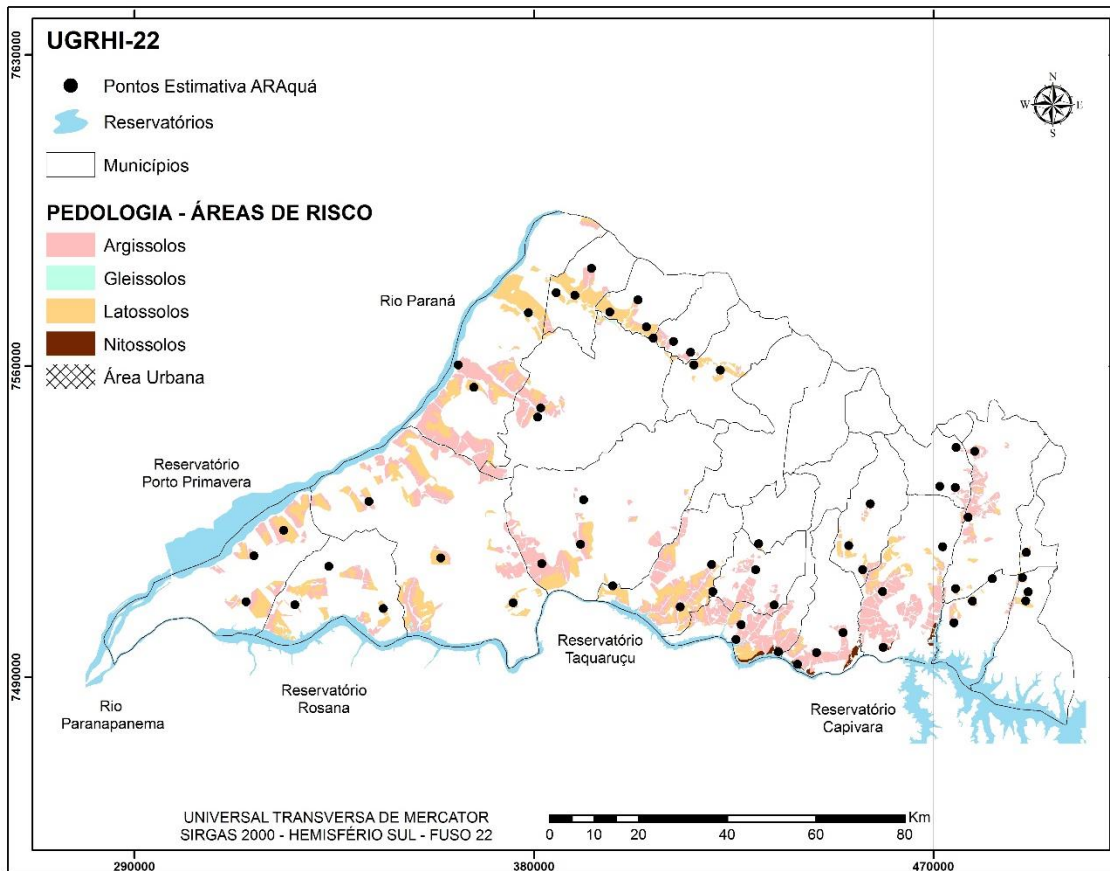


Figura 3. Mapa da área de risco e pontos de estimativas para a avaliação de risco - Pontal do Paranapanema

Desta forma, possuindo a base de dados para cada ponto de estimativa, estas informações foram inseridas no *software* ARAQuá para realizar as simulações. No total, foram selecionados 60 pontos em áreas

de risco para realizar as simulações e obter estimativas de concentração de ingrediente ativo nas águas subterrâneas do Pontal do Paranapanema.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

AVALIAÇÃO DA VULNERABILIDADE NATURAL DOS SISTEMA AQUIFERO BAURU NA UGRHI-22

Conforme mostrado na Figura 4 bem como a Tabela 4, as classes de vulnerabilidade de aquíferos com maior abrangência é a classe de média vulnerabilidade, apresentando 57,15% da área total do Pontal do Paranapanema somando as classes de vulnerabilidade médio/alto e médio/baixo. Em seguida, a classe que apresenta maior expressão na

região do Pontal do Paranapanema foi à de baixa vulnerabilidade participando de 20,17% da área de estudo. Por fim, a classe de vulnerabilidade de menor área no Pontal do Paranapanema foi a de alta vulnerabilidade apresentando 18,31% da área do Paranapanema. Vale lembrar que na região do Pontal do Paranapanema, não apresenta classe de vulnerabilidade baixo/baixo e 4,41% da área não possui uma classificação definida de vulnerabilidade de aquífero.

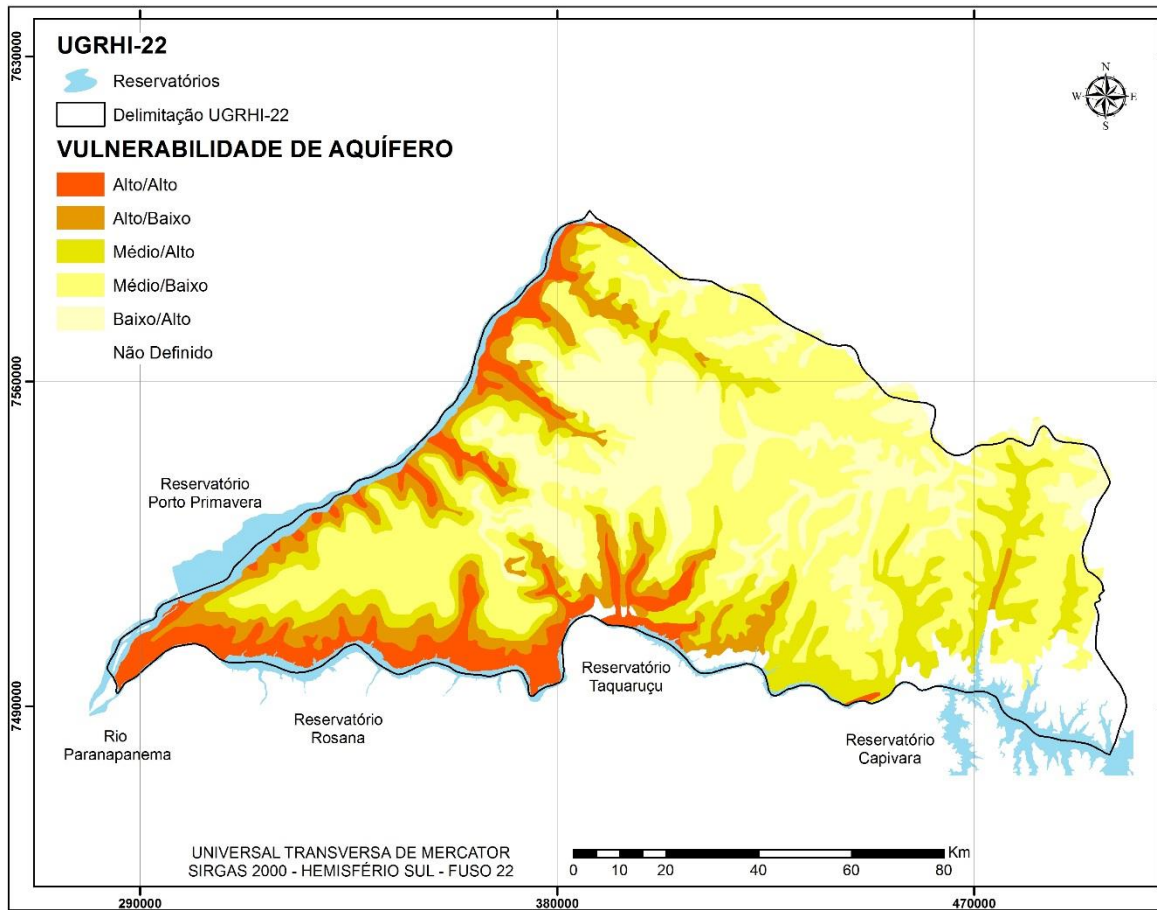


Figura 4. Mapa de Vulnerabilidade de Aquífero - Pontal do Paranapanema

Tabela 4. Área total por classes de vulnerabilidade do aquífero Bauru no Pontal do Paranapanema

Classes de Vulnerabilidade	Área (Km²)	%
Alto/Alto	995,01	8,34
Alto/Baixo	1189,22	9,97
Médio/Alto	1890,49	15,85
Médio/Baixo	4919,32	41,25
Baixo/Alto	2404,65	20,17
Baixo/Baixo	0,00	0,00
Não definido	526,08	4,41

A partir do cálculo das áreas que estão sendo desenvolvidos plantios da cultura da cana-de-açúcar nos anos de 2002, 2007 e

2013, foi possível ter um parâmetro da evolução dessa atividade na região (Tabela 5).

Tabela 5. Evolução da área plantada com cana-de-açúcar na região do Pontal do Paranapanema entre 2002 e 2013.

Anos	Plantio de cana (Km²)
2002	477,79
2007	4.069,72
2013	5.132,28

O plantio da cana-de-açúcar teve um acréscimo de mais de 3.000 km² em um período de apenas cinco anos entre 2002 e 2007. Ou seja, houve uma ampliação de oito vezes da área de produção de cana-de-açúcar na região, impressionantes 851,53%. Já entre 2007 a 2013 houve um aumento superior a 1.000 km² de cana-de-açúcar, com aumento de 126,26% no período. Entre 2002 e 2013 o aumento percentual foi de 1.075,20% em área plantada.

Tendo contabilizado a área total de cana-de-açúcar produzida nestes anos, estas informações foram cruzadas com o mapeamento de vulnerabilidade de aquífero e determinadas as possíveis áreas de risco a poluição do Aquífero Bauru na região do Pontal do Paranapanema onde haviam cultivos em áreas de alta vulnerabilidade.

Como pode ser observado na Figura 5 e tabela 6, há uma predominância da classe de vulnerabilidade moderada em todos os anos de análise do estudo, e respectivamente um menor percentual de áreas de vulnerabilidade baixa e alta, mostrando que o Aquífero Bauru na região do Pontal do Paranapanema, é em boa parte, vulnerável a contaminantes ainda que situado entre as classes de vulnerabilidades média.

No ano de 2002, foi quantificado que dos 477,79 km² de produção da cultura na região totalizou-se que 353,71 km² de plantio de cana-de-açúcar se encontram em áreas de vulnerabilidade média, na qual, 19,19% situam-se em áreas de vulnerabilidade Médio/Alto e 54,85% em áreas de vulnerabilidade Médio/Baixo. Neste período, a reprodução destas áreas de expansão da produção se deu em poucos municípios, destacando o desenvolvimento da cultura no município de Teodoro

Sampaio e as áreas de vulnerabilidades altas e potenciais de risco no município de Pirapozinho.

Para o ano de 2007, foram constatados os seguintes resultados: dos 4.069,72 km² da cultura de cana-de-açúcar, 2.409,54 km² de plantio de cana-de-açúcar encontram-se em áreas de vulnerabilidade média (59,2%), apresentando a classe de vulnerabilidade Médio/Alto 20,29% e a classe de vulnerabilidade Médio/Baixo 8,91% da área total. Referente as áreas de altas vulnerabilidades estas se apresentaram em maior expressividade nos municípios próximos as redes de drenagem como: Rosana, Teodoro Sampaio, Mirante do Paranapanema, Pirapozinho, Sandovalina e Presidente Epitácio, logo, em áreas mais suscetíveis a contaminação uma vez que o lençol freático se apresenta mais próximo da superfície do solo.

Por fim, foi realizada a análise quantitativa das classes de vulnerabilidade de aquíferos no ano de 2013. Houve um aumento da área total de produção na cana-de-açúcar na região, bem como um aumento em todas as classes de vulnerabilidade. Comparando com ademais períodos, a classe de vulnerabilidade média ainda se apresenta com áreas de maior produção, exibindo uma área de aproximadamente 3.076,86 km², ou seja, aproximadamente 60% da área total de produção de cana-de-açúcar, na qual se traduz em 1.000,02 km² em áreas de vulnerabilidade Médio/Alto vulnerabilidade (19,48%) e 2.076,84 km² de plantio de cana-de-açúcar em áreas classificadas como Médio/Baixo vulnerabilidade (40,46%). Comparado ao período anterior analisado, referente as áreas de alta vulnerabilidade não houve um aumento considerável das

mesmas, destacando apenas o município de de produção da cultura. Teodoro Sampaio com ampliação em áreas

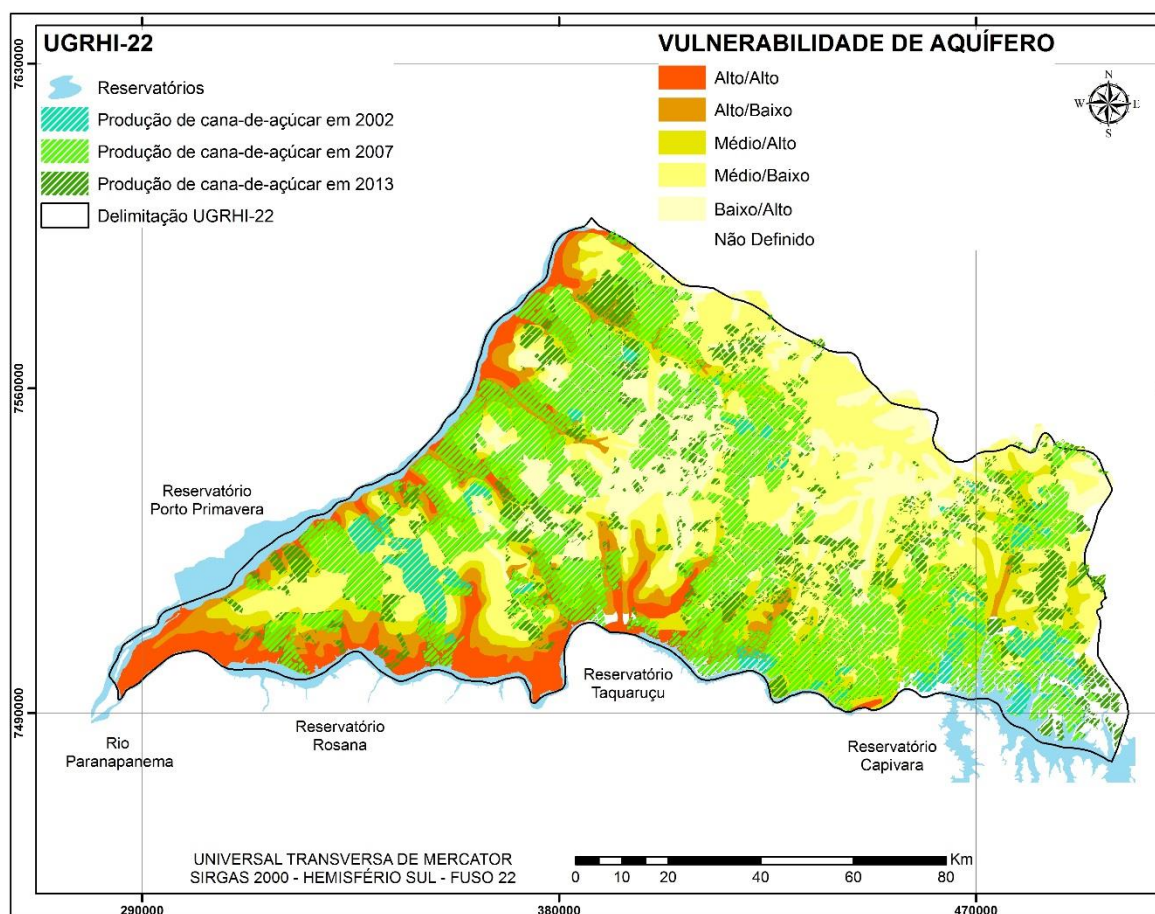


Figura 5. Mapa de vulnerabilidade de aquífero Bauru na UGRHI-22 vs. área cultivada com cana-de-açúcar entre os anos de 2002 a 2013

Tabela 6. Área ocupada com cana-de-açúcar por classes de vulnerabilidade de aquífero Bauru entre os anos de 2002 e 2013 na região do Pontal do Paranapanema.

Classes de Vulnerabilidade	2002		2007		2013	
	Área (km ²)	%	Área (km ²)	%	Área (km ²)	%
Alto/Alto	0,68	0,14	228,92	5,62	257,17	5,01
Alto/Baixo	21,6	4,52	409,88	10,07	502,17	9,78
Médio/Alto	91,69	19,19	825,79	20,29	1.000,02	19,48
Médio/Baixo	262,02	54,85	1.583,74	38,91	2.076,84	40,46
Baixo/Alto	26,22	5,48	743,60	18,27	980,12	19,09
Baixo/Baixo	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Não definido	75,46	15,79	277,81	6,82	315,96	6,18
Total	477,79	100,00	4069,72	100,00	5.132,28	100,00

A partir dos resultados obtidos neste trabalho, nota-se que a área plantada com

cana-de-açúcar tem se desenvolvido rapidamente na região do Pontal do

Paranapanema. Apesar do aumento dos cultivos, as áreas de vulnerabilidade alta têm apresentado menores valores em relação à expansão do cultivo da cana-de-açúcar, mas já totalizam 759,34 km². Ou seja, a cana-de-açúcar já está presente como atividade econômica em 34,76% das áreas potenciais de contaminação do Sistema Aquífero Bauru na UGRHI-22. Assim como as áreas de vulnerabilidade média, uma vez que hoje representam 3.076,86 km² de plantio de cana-de-açúcar, representando 45,18% de áreas consideradas de média fragilidade das águas subterrâneas no Pontal do Paranapanema.

É importante o monitoramento dessas áreas para evitar conflitos pelo uso da terra e que este perigo de contaminação no futuro possa vir a prejudicar as atividades que ali estão sendo desenvolvidas, o meio ambiente e principalmente as pessoas que ali vivem e utilizam dos recursos hídricos.

AVALIAÇÃO DO RISCO DE CONTAMINAÇÃO DAS ÁGUAS SUBTERRÂNEAS POR AGROTÓXICOS

Dos 22 municípios analisados do Pontal do Paranapanema que se encontram em áreas determinadas como de risco, não houve concentrações estimadas acima do valor para o padrão de potabilidade para Glifosato, Atrazina, Hexazinona e Tebuthiuron. Considerando os defensivos agrícolas analisados, observou-se que todos os valores obtidos das concentrações estimadas foram relativamente baixos, demonstrando conformidade com seus respectivos padrões de potabilidade. Conforme pode ser analisado na Tabela 7, dentre todos os defensivos avaliados, notou-se que o Tebuthiuron e em menor proporção o Hexazinona apresentaram as maiores concentrações estimadas em águas subterrâneas, dando ênfase ao Tebuthiuron que apresentou as maiores concentrações estimadas no estudo.

Tabela 7. Maiores concentrações estimadas em água subterrânea nas áreas de risco do Pontal do Paranapanema (UGRHI-22)

Município	Agrotóxico	Concentração de Ingrediente Ativo	Classe de Solo
Anhumas	Tebuthiuron	1,13E-33	Latossolo
Caiuá	Tebuthiuron	5,85E-51	Latossolo
Estrela do Norte	Tebuthiuron	1,59E-22	Latossolo
Euclides da Cunha	Tebuthiuron	3,10E-15	Latossolo
Iepê	Tebuthiuron	6,35E-25	Latossolo
Marabá Paulista	Tebuthiuron	1,95E-42	Latossolo
Martinópolis	Tebuthiuron	2,19E-22	Latossolo
Mirante do Paranapanema	Tebuthiuron	1,39E+01	Gleissolo
Nantes	Tebuthiuron	1,00E-24	Latossolo
Narandiba	Tebuthiuron	2,36E-17	Nitossolo
Piquerobi	Tebuthiuron	1,80E-37	Argissolo
Pirapozinho	Tebuthiuron	7,02E-13	Latossolo
Presidente Epitácio	Tebuthiuron	6,30E-05	Neossolo
Presidente Venceslau	Tebuthiuron	8,24E-70	Argissolo
Rancharia	Tebuthiuron	1,15E-21	Latossolo
Regente Feijó	Tebuthiuron	1,30E-36	Argissolo

Rosana	Tebuthiuron	1,75E-28	Latossolo
Sandovalina	Tebuthiuron	1,76E+01	Gleissolo
Santo Anastácio	Tebuthiuron	7,01E-40	Argissolo
Taciba	Tebuthiuron	1,05E-03	Nitossolo
Tarabai	Tebuthiuron	2,26E-41	Argissolo
Teodoro Sampaio	Tebuthiuron	4,11E-29	Latossolo

Referente as estimativas realizadas sobre o Tebuthiuron, segundo o trabalho de Moraes et al. (2012) utilizando o mesmo sistema computacional ARAQuá e considerando lâminas de irrigação anuais (0 mm, 200 mm, 400 mm), obteve semelhante resultado de ausência de risco de contaminação da água subterrânea na Bacia do Rio Pardo (SP). Ruy & Reis (2012) também escolheram o *software* ARAQuá para realizar simulações de processos de lixiviação de agrotóxicos utilizados na produção de cana-de-açúcar em três propriedades situadas no município de Bandeirantes (PR) no ano de 2010. De acordo com as autoras, de todos os agrotóxicos utilizados no período analisado, somente quatro obtiveram potencial de contaminação de águas subterrâneas, destacando os herbicidas hexazinona e tebuthiuron. Contudo, concluíram que a quantidade dos produtos que atingem as águas subterrâneas é insuficiente para causar toxicidade. Em conformidade com a pesquisa de Gomes et al. (2001), estes realizaram a comparação dos cálculos realizados a partir do Índice GUS com coletas de amostras de água de dois poços semi-artesiano de 53 metros de profundidade localizado na microbacia do Córrego Espraiado (SP) e o resultado encontrado admite todos os dados gerados pelos estudos acima citados. De acordo com os autores, referente ao Índice GUS o herbicida Tebuthiuron pode ser considerado de elevado potencial de lixiviação, o que foi comprovado nas análises coletadas dos poços em que o Tebuthiuron está presente em todas as amostras analisadas, embora em concentrações abaixo do nível crítico para o padrão de potabilidade. Isto se deve pelo

fato de que, o alto potencial de lixiviação deste defensivo como também as propriedades químicas do Tebuthiuron, que apresentam um baixo coeficiente de sorção normalizado para a fração de carbono orgânico (Koc), derivando em uma baixa adsorção das moléculas desse agrotóxico nas partículas de matéria orgânica do solo (MORAES et al., 2012). Consequentemente, há uma mobilidade mais rápida do Tebuthiuron através do perfil do solo, acarretando em um menor tempo de percurso do defensivo até o topo do lençol freático. Moraes et al. (2012) também destaca que, o fato do Tebuthiuron possuir uma taxa de degradação relativamente baixa, influenciará profundamente nos valores mais significativos de concentração estimada na água subterrânea. De acordo com o ranqueamento de potencial de lixiviação de herbicidas realizado por Guerra et al. (2016) demonstrou que os agrotóxicos Tebuthiuron e Hexazinona apresentam maior potencial de contaminação do lençol freático, o que, justifica-se pelos trabalhos de Cohen et. al (1984), de que, herbicidas que apresentam Koc menores que 300 mL/g e valores de meia-vida superiores a 21 dias são considerados mais lixiviáveis.

A respeito do herbicida Hexazinona, foram encontrando poucos valores consideráveis de concentração de ingrediente ativos na água subterrânea, estando todos dentro do estipulado pelos padrões de potabilidade. Moraes et al. (2013) também realizou avaliações com hexazinona e aplicações de diferentes valores de lâminas de irrigação na Bacia do Rio Pardo (SP). Os autores constataram que não houve concentrações estimadas acima do valor para o padrão de potabilidade e

apenas nas simulações realizadas com a lâmina de irrigação de 400 mm proporcionou valores de concentração mais expressivos.

As simulações realizadas com o herbicida atrazina apresentaram valores poucos consideráveis e próximos a zero. Contudo, conforme a pesquisa de Canuto et al. (2010), os resultados dos cálculos do Índice GUS referente ao potencial de lixiviação da atrazina, apresentar risco de provável lixiviação no município de Tianguá-CE. Porém, Lourencetti (2005) destaca que um único método que leva em consideração apenas as propriedades físico-químicas dos agrotóxicos, pode não apresentar dados suficientes para estimar o potencial de lixiviação de determinado defensivo agrícola em água subterrânea.

Referente aos herbicidas glifosato todas as simulações realizadas no ARAquá encontraram-se dentro dos padrões de potabilidade, apresentando concentrações de ingrediente ativo muito próximas ou iguais a zero. Moraes & Spadotto (2011) também apresentaram situação semelhante quando realizaram simulações do herbicida em condições ambientais mais críticas. Segundo os autores, o resultado apresentou que mesmo em situações mais severas de potencial de contaminação, o glifosato apresentou baixas concentrações estimadas na água subterrânea, apresentando níveis aceitáveis. Entende-se que isto ocorre, pelo fato do herbicida apresentar um elevado coeficiente de sorção para carbono orgânico (Koc) e uma taxa de degradação no solo elevada, restringindo sua mobilidade. Andrade et al. (2011) também realizaram um estudo de potencial de lixiviação em áreas de agricultura na região do Alto Paranaíba (MG). As avaliações foram realizadas para a classe de solo Latossolo Vermelho Distroférico em um perfil de 80 cm. Os estudiosos também chegaram ao resultado que o Glifosato apresenta mobilidade potencial muito baixa em latossolos, não

evidenciando risco de contaminação de águas subterrâneas.

Contudo, apesar de todas as simulações resultarem dentro dos padrões de potabilidade, os municípios de Sandovalina e Mirante do Paranapanema apresentaram inconformidades referentes ao risco de contaminação de animais e plantas aquáticas. No município de Sandovalina, nas simulações realizadas com o defensivo Hexazinona apresentou o quociente de risco de $1,67E+01$, estabelecendo como risco agudo para plantas aquáticas, e quando simulado com o defensivo Tebuthiuron apresentou quociente de risco de $7,83E-02$, estabelecendo como risco agudo para espécies de animais em risco de extinção. Da mesma forma, no município de Mirante do Paranapanema, apresentou quociente de $1,14E+01$ quando simulado com o defensivo Hexazinona, revelando risco agudo elevado para plantas aquáticas e quociente de risco $6,19E-02$ quando estimado com o defensivo Tebuthiuron, apresentando também risco agudo para espécies de animais em risco de extinção. Destaca-se que todos os trabalhos consultados acerca das simulações realizadas no *software* ARAquá, nenhum apresentou informações sobre inconformidades indicativas ao risco de contaminação de plantas e animais aquáticos. (ANDRADE et al, 2011; MORAES & SPADOTTO, 2011; MORAES et al., 2012; MORAES et al. 2013; RUY & REIS, 2012)

Outro fator a ser considerado em avaliações de risco ambiental em águas subterrâneas é referente ao tipo de solo utilizado nas simulações. Sabe-se que o Latossolo é um dos solos mais predominantes nas áreas de risco do Pontal do Paranapanema, porém ele também se destaca com as maiores concentrações estimadas devido ao baixo teor de matéria orgânica, com estrutura granular estável, bem drenados, o que favorece facilmente a movimentação vertical de solutos (GOMES & SPADOTTO, 2004). Nota-se também, que as maiores concentrações de defensivo

agrícola encontradas na água subterrânea do Pontal são caracterizadas como Gleissolo, na qual acredita-se que ocorre devido à presença do lençol freático próximo a superfície, durante um determinado período do ano.

Vale ressaltar que, nas simulações realizadas não foram consideradas a

aplicação de técnicas de irrigação. Sendo assim, futuramente esta informação será inserida no banco de dados uma vez que a utilização desta promove uma alta taxa de recarga hídrica no solo, ocorrendo uma maior percolação da água e por fim uma maior lixiviação dos agrotóxicos no perfil do solo até o topo do lençol freático.

CONCLUSÃO

Na UGRHI-22, as áreas do Sistema Aquífero Bauru encontram-se 18,31% sob alta vulnerabilidade, 57,1% sob média vulnerabilidade e 20,17% sob baixa vulnerabilidade, sendo a classe de média vulnerabilidade é predominante no Pontal do Paranapanema.

Entre 2002 e 2013 houve um aumento de 1.075,20% na área plantada com cana-de-açúcar;

Em 2013 a cultura da cana-de-açúcar já estava presente como atividade econômica em 34,76% das áreas de alta vulnerabilidade do Sistema Aquífero Bauru na UGRHI-22.

A avaliação de risco ambiental de agrotóxico mostrou que para todos os defensivos agrícolas considerados neste trabalho não houveram concentrações de ingrediente ativo estimadas acima do valor para o padrão de potabilidade na região do Pontal do Paranapanema.

As áreas com maior potencialidade de contaminação das águas subterrâneas da área de estudo foram regiões com solos de boa drenagem e pobres em matéria orgânica na qual facilita a percolação vertical dos defensivos agrícolas e áreas com distâncias menores entre o lençol freático e a superfície.

O agrotóxico que mais se destacou nas estimativas realizadas nas áreas de risco do Pontal do Paranapanema foi o Tebuthiuron.

O *software* ARAQuá mostrou-se como uma ferramenta de avaliação de risco ambiental eficaz, contribuindo na obtenção de estimativas dos defensivos agrícolas nas águas subterrâneas do Pontal do Paranapanema e fornecendo subsídios na tomada de decisão quanto a ocupação do território quanto a atividades potencialmente poluidoras.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AGROFIT. **Sistema de Agrotóxicos Fitossanitários:** Relatório de produtos formulados. Disponível em: <http://extranet.agricultura.gov.br/agrofit_cons/principal_agrofit_cons>. Acesso em: 10 jul. 2017.

ACKER, J. G.; LEPTOUKH, G. **Online Analysis Enhances Use of NASA Earth Science Data.** *Eos, Trans. AGU*, V.88, n.2., P. 14-17, 2007.

ALLER, L., et al. **DRASTIC:** a standardized system for evaluating groundwater pollution potential using hydrogeologic settings. U.S Environmental Protection Agency, Oklahoma, 622 p., 1987.

ANDRADE, S.A.; REIS, M.R.; DRUMOND, L.C.D.; CAIXETA, S.P.; RONCHI, C.P. Potencial de Lixiviação de Herbicidas em Solos Agrícolas na Região do Alto Paranaíba (MG). **Pesticidas:** Revista Ecotoxicologia e Meio Ambiente, Curitiba, v.21, p.95-102, 2011.

CANASAT/INPE. **Monitoramento da cana-de-açúcar.** Disponível em: <<http://www.dsr.inpe.br/laf/canasat/index.html>>. Acesso em 29 de jul. 2017.

CANUTO, T.G.; GAMA, A.F.; BARRETO, F.M.S.; NETO, M.F.A. Estimativa do Risco Potencial de Contaminação por Pesticidas de Águas Superficiais e Subterrâneas do Município de Tianguá-CE, com Aplicação do Método de GOSS e Índice de Gus. In: XVI Congresso Brasileiro de Águas Subterrâneas e XVII Encontro Nacional de Perfuradores de Poços, 2010, São Luís-MA. **Anais do XVI Congresso Brasileiro de Águas Subterrâneas e XVII Encontro Nacional de Perfuradores de Poços.** São Luís: ABAS, 2010, p. 01-20.

CBH-PP. Comitê das Bacias Hidrográficas do Pontal do Paranapanema. **Relatório de Situação de Recursos Hídricos do Pontal do Paranapanema.** Presidente Prudente: CBH-PP, 2010.

CRH. Conselho Estadual de Recursos Hídricos. **Subsídios para o Encontro Técnico de Águas Subterrâneas:** Levantamento das ações e projetos prioritários nos comitês de bacia, com vistas ao Plano Estadual de Recursos Hídricos. Araraquara, 2004. 32p. Relatório Técnico. Disponível em: <http://www.sigrh.sp.gov.br/public/uploads/documentos/7130/dados-comites-aguas-subterraneas.pdf>. Acesso em: 29 de janeiro de 2017.

CIVITA, M. **Le Carte della Vulnerabilità degli acquiferi all inquinamento:** Teoria and pratica. Pitagora Editrice, Bologna, 325 p., 1994.

COHEN, S. et al. Potential for pesticide contamination of ground water resulting from agricultural uses. In: KRUEGER, R.F.

& SEIBER, J.N., eds. **Treatment and disposal of wastes.** Washington, p. 297-325, 1984.

ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **2004 edition of the drinking water standards and health advisories.** Washington, DC: Office of water, 2004. Disponível em: <<http://www.epa.gov/waterscience/criteria/drinking/dwstandards2004.pdf>>. Acesso em: 23 jul. 2017.

FOSTER, S. S. D.; HIRATA, R. C. A. **Groundwater pollution risk assessment: a methodology using available data.** WHO-PAHO/HPE-CEPIS Technical Manual, Lima, Peru, 81 p, 1988.

FOSTER, S. S. D., HIRATA, R., GOMES, D., D'ELIA, M., PARIS, M. **Proteção da Qualidade da Água Subterrânea:** um guia para empresas de abastecimento de água, órgãos municipais e agências ambientais. Tradução: Sônia Vieira. São Paulo: Banco Mundial, Servmar, 104p., 2006.

FOSTER, S. Aquifer pollution vulnerability concept and tools – use, benefits and constraints. In: WITKOWSKI, A. J.; KOWALCZYK, A.; VRBA, J. **Groundwater Vulnerability Assessment and Mapping.** [s.n].Ed. Londres, Ed. Taylor & Francis Group, p. 3-9, 2007.

GARCIA, R.M.; TROMBETA, L.R.; NUNES, R.S.; GOUVEIA, I.C.M.C; LEAL, A.C. Mapeamento Geomorfológico da Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos Pontal do Paranapanema, São Paulo, Brasil. In: IV Workshop Internacional sobre Planejamento e Desenvolvimento Sustentável em Bacias Hidrográficas, 2013, Presidente Prudente-SP. **Anais do IV Workshop Internacional sobre Planejamento e Desenvolvimento Sustentável em Bacias Hidrográficas.**

Presidente Prudente: 4: 2013. v.4. p.1501-1514.

GOMES, M.A.F.; SPADOTTO, C.A.; LANCHOTTE, V.L. Ocorrência do Herbicida Tebuthiuron na Água Subterrânea da Microbacia do Córrego Espraiado, Ribeirão Preto-SP. **Pesticidas: Revista de Ecotoxicologia e Meio Ambiente**, v.11, p.65-76, 2001.

GOMES, M. A. F.; SPADOTTO, C. A. **Subsídio à Avaliação de Risco Ambiental de Agrotóxicos em Solos Agrícolas Brasileiros**. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2004. 5p. (Comunicado Técnico, 11). Disponível em: <http://www.cnpma.embrapa.br/download/comunicado_11.pdf>. Acesso em: 15 jan. 2017.

GODOY, M. C. T. F.; ZANARDO, A.; MARTIN-COCHER, P. X.; PERUSI, M. C.; TSUCHIYA, I. Características do cimento dos depósitos sedimentares da Bacia Bauru: Região de Presidente Prudente - SP. **Geociências** (São Paulo. Online), v. 25, n.1, p. 27-36, 2006

GUERRA, N.; OLIVEIRA JÚNIOR, R.S.; CONSTANTIN, J.; NETO, A.M.O.; GEMELLI, T.M.C.J.; GUERRA, A. Potencial de Lixiviação de Herbicidas utilizados na Cultura da Cana-de-Açúcar. **Campo Digital: Revista Ciências Exatas e da Terra e Ciências Agrárias**, v.1, n.1, p.42-53, 2016.

LEAL, A.C. **Gestão das Águas no Pontal do Paranapanema - São Paulo**. 2000. 299f. Tese (Doutorado em Geociências – Área de concentração em Administração e Política de Recursos Minerais) – Inst. de Geociências – UNICAMP, Campinas.

LINHARES, F.M. et al. Avaliação da vulnerabilidade e do risco à contaminação das águas subterrâneas da bacia hidrográfica

do Rio Gramame (PB). **Sociedade & Natureza**, Uberlândia, v. 26, n.1, p.139-157, 2014.

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

MESTRINHO, S. S. P. Qualidade de Águas Subterrâneas e Hidrogeoquímica para o Agronegócio. In: XIV Encontro Nacional de Perfuradores de Poços e Simpósio de Hidrogeologia do Sudeste, 2005, Ribeirão Preto. **Anais do XIV Encontro Nacional de Perfuradores de Poços e Simpósio de Hidrogeologia do Sudeste**. Ribeirão Preto: Associação Brasileira de Águas Subterrâneas, 2005, v. 14. P. 2-10.

MONTERO, R. C. **Vulnerabilidade e Perigo de Contaminação dos Aquíferos nas Subbacias do Alto Aguapeí e Alto Peixe-SP**. 2012. 133 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental – Área de concentração Geotecnia) – Faculdade de Engenharia – UNESP, Bauru.

MORAES, D. A. C.; SPADOTTO, A, C. Estimativas de Concentrações de Glyphosate e AMPA em Água Subterrânea em Cenário Crítico e Comparação com Padrões de Potabilidade. In: III Simpósio Internacional sobre Glyphosate - Uso Sustentável, 2011, Botucatu. **III Simpósio Internacional sobre Glyphosate - Uso Sustentável - Trabalhos Científicos**. Botucatu: FEPAF, 2011. p. 393-395.

MORAES, D.A.C; ZIMBACK, C.R.L.; SPADOTTO, C.A. Espacialização das Estimativas de Contaminação de Águas Subterrâneas por Tebuthiuron. **Irriga**, Botucatu, v.17, n.3, p. 299-312, 2012.

MORAES, D. A. C.; ZIMBACK, C.R.L.; SPADOTTO, A, C . Espacialização das concentrações estimadas de Hexazinona na água subterrânea considerando diferentes lâminas de irrigação. In: III Simpósio de Geoestatística Aplicada em Ciências Agrárias, 2013, Botucatu. **Resumos Expandidos do III Simpósio de Geoestatística Aplicada em Ciências Agrárias**, 2013. p. 1-6.

NATIONAL PESTICIDE INFORMATION CENTER. **OSU extension pesticide properties database**. 1994. Disponível em: <<http://npic.orst.edu/ingred/ppdmmove.htm>>. Acesso em: 10 nov. 2017.

PIZA, A. V. T. **Avaliação da capacidade adsorviva de carvões ativados para a remoção de Diuron e Hexazinona**. 2008. Dissertação (Mestrado) - Centro de Ciências Exatas Naturais e Tecnológicas da Universidade de Ribeirão Preto, Ribeirão Preto, 2008.

QUEIROZ, B. P. V. **Biodegradação de 14c-atrazina em condições semi controladas**. 1997. 95 f. Dissertação (Mestrado em Agronomia) - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 1997. Disponível em: <http://www.iaea.org/inis/collection/NCLCollectionStore/_Public/34/073/34073707.pdf>. Acesso em: 11 nov. 2017.

ROSS, J.L.S. Os fundamentos da geografia da natureza. In: ROSS, Jurandyr Luciano Sanches (Org.). **Geografia do Brasil**. São Paulo: Universidade de São Paulo, 1996.

ROSS, J. L. S.; MOROZ, I. C. **Mapa Geomorfológico do estado de São Paulo escala 1:500.000**. São Paulo: Laboratório de Geomorfologia, Departamento de Geografia FFLCH – USP/IPT/FAPESP, 1997.

ROSSI, M. 2017. **Mapa pedológico do Estado de São Paulo**: revisado e ampliado. São Paulo: Instituto Florestal, 2017. V.1. 118p.

RUY, R.; REIS, T.E.S. Risco de Contaminação por Agrotóxicos das Águas Subterrâneas em Áreas Cultivadas com Cana-de-Açúcar. **Pesticidas: Revista de Ecotoxicologia e Meio Ambiente**, Curitiba, v.22, p.77-84, 2012.

SILVA, E.; MENDES, M.P.; RIBEIRO, L. e CEREJEIRA, M.J. Exposure assessment of pesticides in a shallow groundwater of the Tagus vulnerable zone (Portugal): a multivariate statistical approach (JCA). **Environmental Science Pollution Research**, v. 19, n. 7, p. 2667-2680, 2012.

SPADOTTO, C. A. Screening method for assessing pesticide leaching potential. **Pesticidas: revista de ecotoxicologia e meio ambiente**, Curitiba, v. 12, p. 69-78, 2002.

SPADOTTO, C. A.; MORAES, D. A. C.; BALLARIN, A. W.; FILHO, J. L.; COLENCI, R. A. **ARAQUÁ: Software para Avaliação de Risco Ambiental de Agrotóxico**. 1ª Ed. Campinas: Embrapa; 2010. 15 p.

SHIKLOMANOV, I. A.; RODDA, J. C. **World Water Resources at the Beginning of the Twenty-First Century**. Cambridge: Cambridge University Press, 452 p, 2003.

THOMAZ JUNIOR, A. O agrohidronegócio no centro das disputas territoriais e de classes no Brasil no século XXI. **CAMPO-TERRITÓRIO: Revista Agrária**, v5, n10, p 92 – 122. Acesso em: 10 ago. 2017.