

## Avaliação do Risco de Contaminação da Água Subterrânea do Aquífero Cárstico no Município de Almirante Tamandaré/PR com o Uso de Mapa de Índices de Risco

Cristiano Bernardo Milek\* ; Regina Tiemy Kishi\* ; Júlio Gomes\*

cristianomilek@msn.com; rtkishi.dhs@ufpr.br; jgomes.dhs@ufpr.br

Recebido: 22/02/12 - revisado: 28/06/13 - aceito: 14/01/14

---

### RESUMO

A água subterrânea é um importante recurso do abastecimento urbano e zelar pela sua integridade é uma das metas prioritárias na gestão dos recursos hídricos. Mundialmente são estudadas ferramentas de gestão com o intuito de proteção dos recursos hídricos e uma delas é a avaliação dos riscos à contaminação. O risco de contaminação de sistemas aquíferos está relacionado à sobreposição da vulnerabilidade intrínseca com o perigo de potenciais fontes de contaminação. O mapeamento do risco de contaminação permite gerar cenários para a criação de diretrizes no planejamento urbano, objetivando a conservação ou até mesmo a remediação da água subterrânea, assim como planos de contingência a acidentes para a defesa civil. Este artigo apresenta a avaliação do risco de contaminação de um aquífero cárstico, localizado em Almirante Tamandaré, Paraná. A metodologia foi apoiada por ferramentas de Sistema de Informações Geográficas (SIG) para a geração de mapas temáticos de vulnerabilidade, perigo e risco. Como resultado do trabalho, apenas 6,9% da área do município de Almirante Tamandaré foi classificada como de risco alto ou moderadamente alto, onde se localizam dois poços em exploração. Procurou-se avaliar também a influência da incerteza quanto ao valor da condutividade hidráulica sobre a classificação das áreas em termos de vulnerabilidade.

**Palavras-chave:** Aquífero cárstico, Contaminação de aquíferos, Avaliação de risco, Almirante Tamandaré.

---

### INTRODUÇÃO

Em face à crescente degradação dos corpos hídricos superficiais, as águas subterrâneas se tornam cada vez mais importantes como fontes alternativas de abastecimento de água e a preservação dos sistemas hidrogeológicos se destaca no contexto de sustentabilidade urbana.

A vulnerabilidade, ou seja, a sensibilidade de um aquífero à poluição superficial está relacionada à ocorrência do processo natural de atenuação do contaminante no solo. O grau de atenuação é definido pelas características hidrogeológicas e geológicas intrínsecas de um sistema aquífero e do meio sobrejacente (DOERFLIGER *et al.*, 1999; LEITÃO *et al.*, 2003; SINAN e RAZACK, 2009). Quanto ao perigo de contaminação, este é definido como fonte potencial de contaminação, resultado de atividades antrópicas

na superfície do solo (MIMI e ASSI, 2009). O risco à contaminação pode ser entendido então como a interação entre a vulnerabilidade do aquífero e o perigo de contaminação ao qual o aquífero pode ser exposto.

Esta pesquisa visa avaliar o risco de contaminação de um aquífero cárstico por poluição superficial, baseado no mapeamento da vulnerabilidade do sistema (DOERFLIGER *et al.*, 1999; MOHAMMADI e NIKNAM, 2009; CHITSAZAN e AKHTARI, 2009), juntamente com o mapeamento do perigo de contaminação, permitindo a criação de mapas de risco à contaminação (ZWAHLEN, 2003; MIMI e ASSI, 2009), com o objetivo de auxiliar na criação de diretrizes no planejamento urbano, visando a conservação da água subterrânea, assim como, a elaboração de planos de contingência a acidentes para a Defesa Civil.

Na Região Metropolitana de Curitiba (RMC), pode-se destacar a importância do aquífero cárstico pelo seu papel em um plano integrado de abastecimento de água das cidades da RMC, atendendo a aproximadamente 185 mil pessoas, dentre as quais, 80 mil são do município de Curitiba. Rosa Filho *et al.* (2002) apontam um potencial de explo-

---

\*Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental, UFPR

ração de até 15,35 m<sup>3</sup>/s, o que seria suficiente para o abastecimento sustentável de aproximadamente sete milhões de pessoas. A exploração neste nível representaria apenas 30% do potencial total, deixando o restante para a manutenção da vazão ambiental.

Os aquíferos cársticos são aqueles que contêm cavidades geradas pela solubilização de rochas carbonáticas que possuam alguma descontinuidade geológica, o que permite o transporte rápido das águas subterrâneas, muitas vezes em fluxo turbulento e frequentemente transportando uma carga sedimentar. Neste tipo de aquífero constantemente ocorre uma descontinuidade de vazão de tal forma que o escoamento das águas subterrâneas pode apresentar características tanto de escoamento superficial, como de escoamento subterrâneo livre, distribuídas em porções do mesmo aquífero (DELLEUR, 1998).

Aquíferos dessa natureza necessitam de uma atenção especial no que concerne à sua proteção, pois são geralmente considerados muito vulneráveis à contaminação, devido à sua estrutura original altamente heterogênea. Podem também ser considerados como uma rede de condutos de alta permeabilidade cercado por grandes volumes de rocha de baixa permeabilidade (DOERFLIGER *et al.*, 1999).

Vários autores no Brasil, como por exemplo, Brollo *et al.* (2000), Souza (2009) e Santos *et al.* (2010), têm proposto a análise da vulnerabilidade como ferramenta de gestão territorial. A vulnerabilidade de um aquífero pode ser definida como o inverso da capacidade de atenuação natural de um contaminante no solo. As características intrínsecas do aquífero e do meio sobrejacente condicionam a susceptibilidade das suas águas à contaminação, isto é, a sua vulnerabilidade à contaminação (LEITÃO *et al.*, 2003). Segundo Babiker *et al.* (2005), a vulnerabilidade intrínseca pode ser relacionada com a possibilidade da percolação e difusão de um contaminante atingir o sistema de águas subterrâneas.

Dentro do conceito de risco à contaminação, deve-se destacar que existe uma diferença entre vulnerabilidade e risco. A vulnerabilidade existe independente da presença do contaminante. É possível existir um aquífero com um alto índice de vulnerabilidade, mas sem risco de contaminação, caso não haja carga contaminante significativa, ou de haver um risco de contaminação excepcional, apesar do índice de vulnerabilidade ser baixo (LEITÃO *et al.*, 2003).

Existem vários métodos desenvolvidos para avaliar a vulnerabilidade de sistemas aquíferos (MASETTI, 2009; MIMI e ASSI, 2009). Eles podem ser

divididos em 3 categorias principais (MASETTI, 2009): métodos baseados em processos (simulação matemática); métodos estatísticos e métodos de índices. Métodos baseados em processos são modelos numéricos que simulam o transporte do contaminante em uma determinada área e normalmente requerem grande quantidade de dados. Métodos estatísticos utilizam dados observados e também requerem grandes quantidades de dados para uma adequada análise estatística. Os métodos de índice combinam vários atributos físicos, cada qual com um determinado peso na vulnerabilidade do aquífero, de acordo com a opinião de especialistas.

## ÁREA DE ESTUDO

O presente estudo aplica-se à área da Bacia do Rio Barigüi que abrange o aquífero cárstico no município de Almirante Tamandaré e proximidades, localizado no estado do Paraná. As Figuras 1 e 2 procuram localizar a área de estudo em relação ao Brasil e à região Metropolitana de Curitiba, respectivamente

A área de estudo corresponde a um total aproximado de 83 km<sup>2</sup>, dos quais 96% correspondem ao município de Almirante Tamandaré, 3,5% ao município de Colombo e 0,5% ao município de Itaperuçu, aproximadamente. A Figura 3 apresenta a hidrografia da área de estudo, bem como a posição relativa dos poços em exploração.



Figura 1 - Localização do município de Almirante Tamandaré

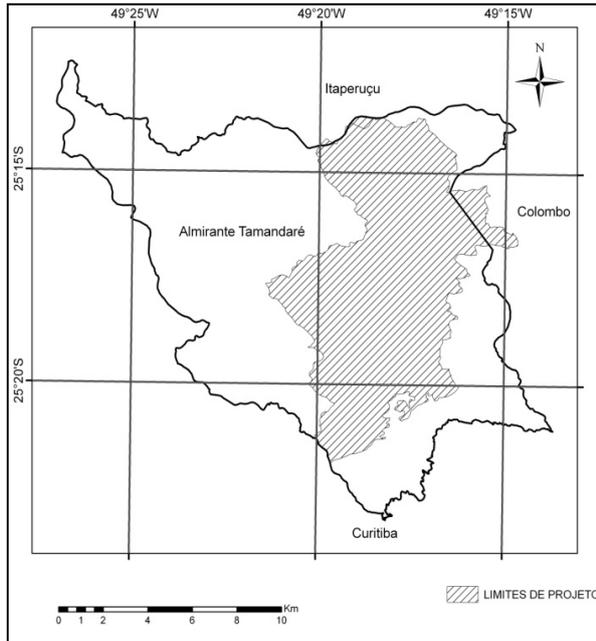


Figura 2 - Localização da área de estudo

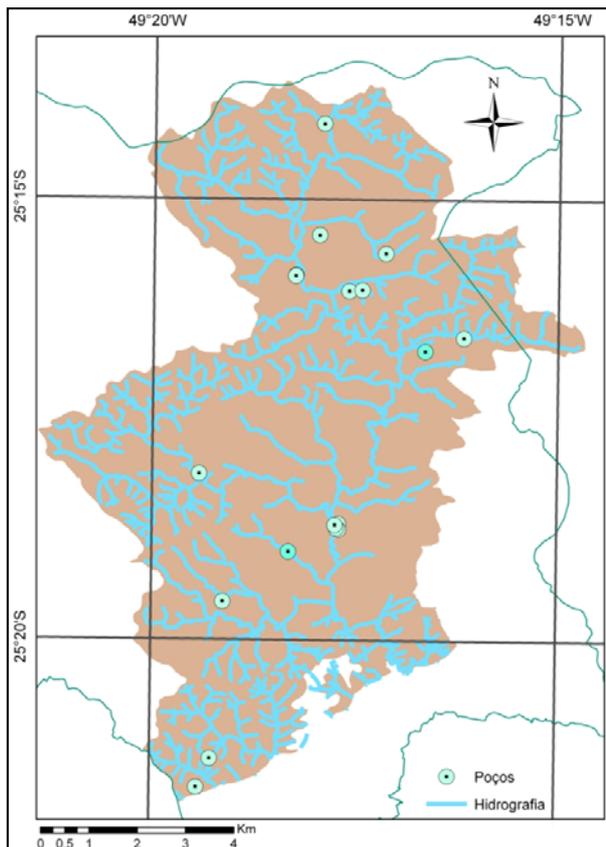


Figura 3 - Hidrografia da Área de Estudo

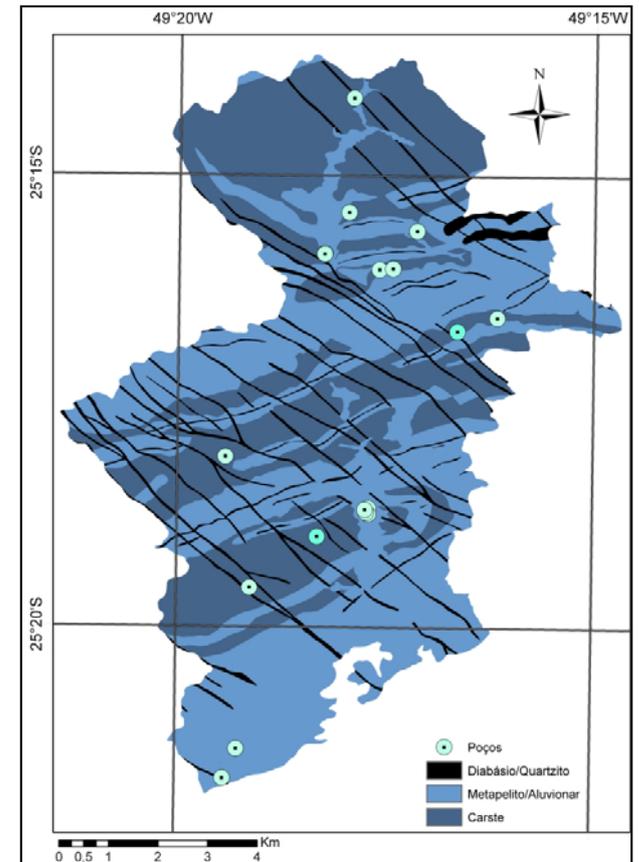


Figura 4 - Detalhe da compartimentação do aquífero

No contexto morfoestrutural e litológico, o aquífero cárstico na região de Almirante Tamandaré apresenta uma compartimentação em células relativamente estanques, ocorrendo apenas comunicação capilar entre as células. Os elementos permeáveis são compostos por metacalcários calcíticos e dolomíticos, confinados lateralmente entre cristas de filitos e quartzitos, entrecortados por diques de diabásio (LISBOA e BONACIM, 1995, *apud* COMEC, 2003).

A compartimentação do aquífero ocorre segundo unidades losangulares, condicionadas pela litologia e morfoestrutura existentes. Essas fronteiras correspondem às direções estruturais da região, onde se destacam as orientações SE-NW dos diques de diabásio e as direções próximas de WSW-ENE dos filitos e quartzitos, das quais resultam células losangulares de rochas carbonáticas (LISBOA e BONACIM, 1995, *apud* COMEC, 2003). Os diques de diabásio apresentam comportamento diferenciado em

relação às encaixantes, exprimindo-se como vales, ao seccionar as cristas de filitos e quartzitos. A repetição deste padrão losangular reticulado corresponde à principal forma de evolução do sistema cárstico na região (LISBOA, 1997). O padrão de compartimentação é representado na Figura 4, assim como a posição relativa dos poços em exploração existentes na área de estudo.

As rochas carbonáticas carstificadas constituem as zonas rebaixadas, circundadas por grandes cristas de filitos e quartzitos, as quais atuam como divisores de água. As drenagens são controladas pelo complexo arcabouço litológico-estrutural da região, ocorrendo rios subseqüentes (BONACIM, 1996).

## MATERIAIS E MÉTODOS

A metodologia do trabalho pode ser resumidamente descrita como: obtenção do mapa de vulnerabilidade; obtenção do mapa de perigo de contaminação; e elaboração do mapa de risco à contaminação, obtido pela superposição dos mapas de vulnerabilidade e perigo.

### Obtenção do Mapa de Vulnerabilidade

Para a obtenção do mapa de vulnerabilidade, optou-se por utilizar métodos de índices, levando-se em consideração a disponibilidade de dados e a procura por resultados adequados para fins de planejamento.

Inicialmente, foram utilizados dois métodos de índice distintos para a geração dos mapas de vulnerabilidade: DRASTIC (ALLER *et al.* 1987) e SINTACS (CIVITA e DE MAIO, 2000). Esses métodos, dentro da categoria de métodos de índices, contemplam maior número de informações, com as quais, segundo Auge (2004), deve-se conseguir um estudo mais detalhado da área em questão.

Os métodos aplicados, DRASTIC e SINTACS, avaliam a vulnerabilidade intrínseca e natural do aquífero por meio de um índice de vulnerabilidade composto por sete parâmetros, os quais estão associados com o transporte de contaminantes no meio geológico. Para cada parâmetro são definidos intervalos e atribuídos pesos, distintos para cada método (ALLER *et al.* 1987; CIVITA e DE MAIO, 2000). A soma ponderada desses parâmetros reflete a vulnerabilidade de cada local do aquífero.

Os sete parâmetros utilizados no método DRASTIC para determinar a vulnerabilidade do aquífero são: (1) D - Profundidade da superfície

piezométrica; (2) R - Recarga do aquífero; (3) A - Material do aquífero; (4) S - Tipo de solo; (5) T - Topografia; (6) I - Influência da zona vadosa; (7) C - Condutividade hidráulica do aquífero, cujos pesos utilizados para cada parâmetro são, respectivamente: 5; 4; 3; 2; 1; 5; e 3 (ALLER *et al.* 1987).

O SINTACS baseia-se no modelo DRASTIC, utilizando-se também de sete parâmetros (CIVITA e DE MAIO, 2000): (1) S - Profundidade do aquífero; (2) I - Recarga; (3) N - Impacto da zona vadosa; (4) T - Tipo de solo; (5) A - Litologia do aquífero; (6) C - Condutividade hidráulica do aquífero; e (7) S - Declividade, sendo associado um peso diferenciado para cada parâmetro em função da vulnerabilidade analisada, como apresentado na Tabela 1.

**Tabela 1 - Pesos dos parâmetros no método SINTACS em função da vulnerabilidade analisada**

		Parâmetro						
		S	I	N	T	A	C	S
Vulnerabilidade	Normal	5	4	5	3	3	3	3
	Rigorouso	5	5	4	5	3	2	2
	Infiltração	4	4	4	2	5	5	2
	Cárstico	2	5	1	3	5	5	5
	Fissurado	3	3	3	4	4	5	4
	Nitratos	5	5	4	5	2	2	3

Fonte: Civita e De Maio (2000)

Detalhes quanto à avaliação de cada um dos parâmetros que compõem os métodos DRASTIC e SINTACS são apresentados em Aller *et al.* (1987) e Civita e De Maio (2000), respectivamente. Na seqüência são apresentados, de modo sucinto, os procedimentos usados no presente trabalho para a obtenção dos parâmetros dos métodos DRASTIC e SINTACS.

Os dados de entrada necessários para a determinação dos parâmetros dos métodos de vulnerabilidade, foram disponibilizados em escala apropriada (entre 1:100.000 e 1:20.000), que, segundo Auge (2004), é suficiente para caracterizar a vulnerabilidade do sistema aquífero em estudos para fins de planejamento. Todos os dados foram disponibilizados de forma georreferenciada no sistema de coordenadas SAD 69. O processamento das informações disponíveis e a geração dos mapas foram realizados utilizando-se um sistema de informações geográficas (SIG).

O valor da recarga foi obtido em função do balanço hídrico e do tipo do solo (MILEK, 2011), sendo representado na Figura 5.

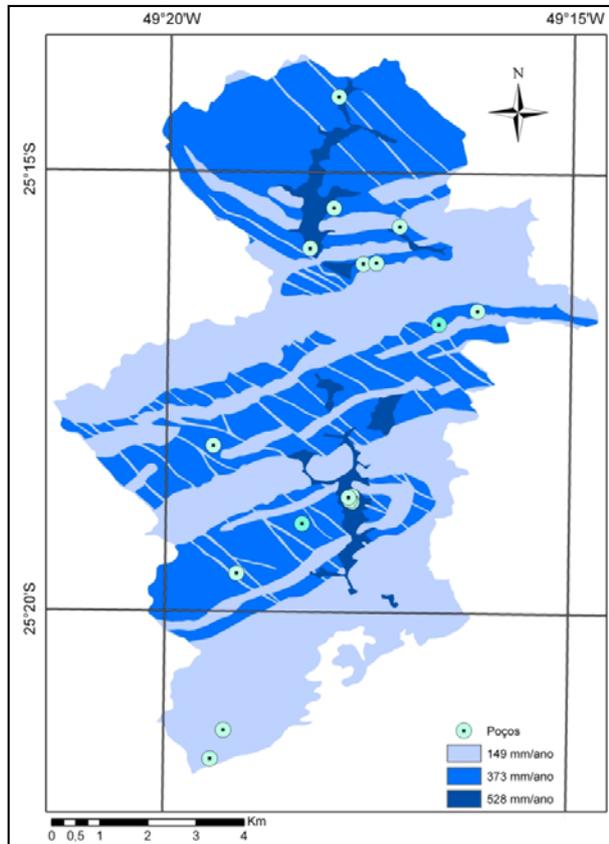


Figura 5 - Valores estimados de recarga para a área de estudo

A profundidade do aquífero em cada ponto foi obtida pela diferença entre a cota topográfica e a cota piezométrica. A superfície piezométrica foi estimada a partir do nível de água dos corpos hídricos e do nível estático do aquífero em 17 poços na área de estudo, representados na Figura 4, similarmente a Civita e De Maio (2000) e Cusimano *et al.* (2004). Considerou-se o efeito das condições de contorno impostas pelos diques de diabásio e cristas de filitos e quartzitos, que, segundo Bonacim (1996), Lisboa (1997) e COMEC (2003), formam unidades que não se comunicam hidráulicamente.

Na determinação da condutividade hidráulica, como hipótese simplificadora, devido à natureza do aquífero, tais como nível estático, tipo de solo e características hidrogeológicas, considerou-se o sistema aquífero como não confinado nas áreas próximas aos 17 poços em atividade.

Nas áreas constituídas por aquíferos granulares ou com fissuras com pouco significado hidrodinâmico, admitiu-se como válida a Lei de Darcy para escoamento em aquíferos granulares. Assim, pode-se estimar a condutividade hidráulica a partir de testes de bombeamento, conforme proposto por Tood (1954):

$$K = \frac{Q}{\pi} \frac{\ln\left(\frac{r_0}{r_w}\right)}{\left(h_0^2 - h_w^2\right)} \quad (1)$$

onde  $h_0$  é o nível freático,  $h_w$  a altura do nível dinâmico do poço até a base do aquífero,  $r_w$  o raio do poço e  $r_0$  o raio de influência do poço. Caso se desconheça  $r_0$ , Tood (1954) propõe usar um valor arbitrário entre 150 m e 300 m, uma vez que a vazão tem pequena variação para uma grande mudança no valor de  $r_0$ .

Nas áreas carstificadas, a lei de Darcy não é totalmente válida, no entanto, adotou-se a sua validade para a estimativa de K como hipótese simplificadora.

Nas áreas com sistemas aquíferos de diques de diabásio ou diorito pórfiro, devido à inexistência de dados ou poços em exploração, foram adotados valores para condutividade hidráulica encontrados na literatura, a partir de dados estatísticos mundiais, mesmo procedimento seguido por Civita e De Maio (2000). A Tabela 2 apresenta faixas de valores sugeridos para K para diferentes litologias, conforme extraídos de Delleur (1998).

Tabela 2 - Valores típicos de condutividade hidráulica

Litologia	Mínimo (cm/s)	Máximo (cm/s)
Cascalho	10 <sup>-2</sup>	10 <sup>2</sup>
Areia	10 <sup>-4</sup>	1
Silte	10 <sup>-7</sup>	10 <sup>-3</sup>
Argila	10 <sup>-10</sup>	10 <sup>-7</sup>
Basalto Fraturado	10 <sup>-5</sup>	1
Carste Calcário	10 <sup>-4</sup>	10
Arenito	10 <sup>-8</sup>	10 <sup>-4</sup>
Calcário, Dolomita	10 <sup>-7</sup>	10 <sup>-4</sup>
Xisto	10 <sup>-11</sup>	10 <sup>-7</sup>
Cristalino Fraturado	10 <sup>-7</sup>	10 <sup>2</sup>
Cristalino Denso	10 <sup>-12</sup>	10 <sup>-8</sup>

Fonte: Adaptado de DELLEUR (1998).

Devido às incertezas associadas aos valores de condutividade hidráulica (K), realizou-se uma análise de sensibilidade, variando-se o logaritmo da condutividade hidráulica em  $\pm 10\%$ , verificando-se o efeito sobre a classificação da área quanto à vulnerabilidade. Os quatro parâmetros restantes foram obtidos da seguinte forma.

A declividade topográfica de cada célula foi definida como a declividade máxima que existe em sua vizinhança próxima, obtida com base na carta topográfica. O material da zona não saturada e a litologia foram obtidos pela interseção de informações geológicas com o nível estático do aquífero. Finalmente, o tipo de solo foi definido a partir de informações geológicas e geotécnicas.

Em relação ao processamento das informações, os dados vetoriais foram processados na forma de polígonos de Thiessen, totalizando sete planos de informação (PI), um para cada parâmetro utilizado no cálculo da vulnerabilidade. Os PIs obtidos no formato vetorial foram então convertidos para o formato *raster*, com *pixels* de dimensões regulares de 1 m. Posteriormente, estes planos foram combinados entre si para o cálculo dos índices DRASTIC e SINTACS de vulnerabilidade. A Tabela 3 apresenta as diferentes categorias, segundo os índices dos métodos DRASTIC e SINTACS.

**Tabela 3 - Classificação do Índice de Vulnerabilidade (IV)**

Categoria	Índice DRASTIC <sup>a</sup>	Índice SINTACS <sup>b</sup>
Muito Alta	> 199	> 210
Alta	160 – 199	186 -210
Moderadamente Alta	—	140 -186
Média	120 – 159	105 -140
Baixa	< 120	80 -105
Muito Baixa	—	< 80

Fonte: <sup>a</sup>Aller *et al.* (1987); <sup>b</sup>Civita e De Maio (2000)

### Obtenção do Mapa de Perigo

O procedimento para a obtenção do mapa de perigo foi atribuir um índice de perigo (IP) para cada ponto da área de estudo em decorrência da ameaça que uma determinada atividade exerce sobre a qualidade da água subterrânea. A atribuição desses índices foi feita a partir dos valores apresentados por Mimi e Assi (2009), que consideram o uso do solo como o principal fator para a definição do

índice de perigo, adaptados para os usos existentes na área em estudo, conforme Tabela 4.

**Tabela 4 - Índice de perigo (IP) em função do uso do solo**

Uso do Solo	IP
1. Afloramento rochoso	30
2. Água	10
3. Área alagada	15
4. Área industrial	60
5. Área urbana alta densidade	50
6. Área urbana baixa densidade	30
7. Área urbana média densidade	40
8. Armazéns / silos	30
9. Aterro sanitário / industrial	70
10. Campo	25
11. Cultura permanente	30
12. Cultura temporária	40
13. Granja	45
14. Lixão	100
15. Loteamentos	40
16. Mineração / areia	30
17. Mineração / outros	30
18. Solo exposto	30
19. Vegetação arbórea natural	10
20. Vegetação arbórea plantada	30
21. Vegetação arbustiva natural	10
22. Vila	50

Fonte: Adaptado de Mimi e Assi (2009)

A Tabela 5 apresenta as categorias de classificação em função do índice de perigo (IP), conforme sugeridos no trabalho de Mimi e Assi (2009).

**Tabela 5 - Classificação do Índice de Perigo (IP)**

Categoria	Intervalo de IP
Extremo	90 – 100
Alto	70 -90
Moderadamente Alto	50 -70
Médio	30 -50
Baixo	20 -30
Mínimo	< 20

Fonte: Mimi e Assi (2009)

Para a obtenção das informações sobre o uso do solo foram utilizadas imagens de satélites e interpretação de ortofotos datadas de junho de 2000.

**Obtenção do Mapa de Risco**

Com o objetivo de representar os índices de vulnerabilidade DRASTIC e SINTACS em uma mesma escala e com isto poder comparar os mapas de riscos provenientes de métodos distintos, efetuou-se uma mudança de escala dos índices DRASTIC e SINTACS, segundo as Equações 2 e 3. Para tal, considerou-se as faixas de variação de cada método, mostradas na Tabela 3.

$$IV'_D = \frac{(IV_D - 23)}{2,03} \tag{2}$$

onde  $IV'_D$  é o índice de vulnerabilidade DRASTIC modificado e  $IV_D$ , o índice DRASTIC.

$$IV'_S = \frac{(IV_S - 26)}{2,34} \tag{3}$$

onde  $IV'_S$  é o índice de vulnerabilidade SINTACS modificado e  $IV_S$ , o índice SINTACS. Para a representação do índice de perigo em uma escala de 0 a 100, utilizou-se a Equação 4.

$$IP' = \frac{(IP - 10)}{0,9} \tag{4}$$

onde  $IP'$  é o índice de perigo modificado e  $IP$  o índice de perigo.

O índice de risco (IR) foi então estimado a partir do índice de vulnerabilidade modificado ( $IV'$ ) e do índice de perigo modificado ( $IP'$ ), utilizando-se a Equação 5 expressa a seguir:

$$IR = \sqrt{(IV' * IP')} \tag{5}$$

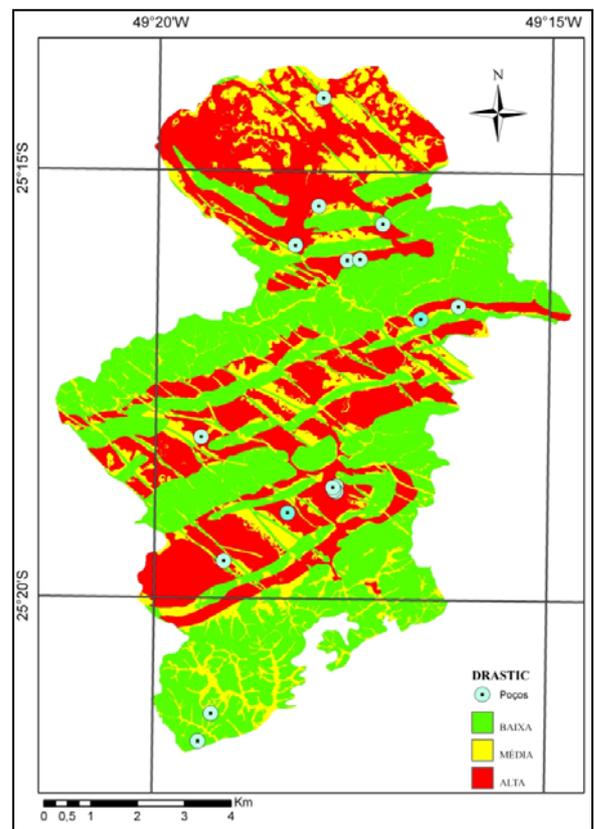
Para a classificação do risco, foram adotadas as faixas de variação do índice de risco (IR) apresentadas na Tabela 6, tendo por base as categorias utilizadas na classificação do índice de perigo (IP), conforme expressas na Tabela 5.

**Tabela 6 - Classificação do Índice de Risco (IR)**

Categoria	Índice de Risco
Extremo	90 – 100
Alto	70 – 90
Moderadamente Alto	50 – 70
Médio	30 – 50
Baixo	20 – 30
Mínimo	< 20

**RESULTADOS E DISCUSSÃO**

**Mapeamento da vulnerabilidade**



**Figura 6 - Mapa de vulnerabilidade, usando o método DRASTIC**

A região de estudo, segundo o uso do método DRASTIC, foi classificada como apresentando 40% da área como vulnerabilidade alta; 15 % como vulnerabilidade média e 45% como vulnerabilidade baixa. Não ocorreram regiões com classificação de

vulnerabilidade muito alta. Para o método SINTACS, cerca de 27% da área de estudo apresentou classificação como muito alta; 20% como alta; 24% como moderadamente alta e 29% como média. Não ocorreram regiões classificadas como de baixa ou muito baixa vulnerabilidade.

As Figuras 6 e 7 apresentam os mapas de vulnerabilidade para a área de estudo, de acordo com os resultados do uso dos métodos DRASTIC e SINTACS, respectivamente.

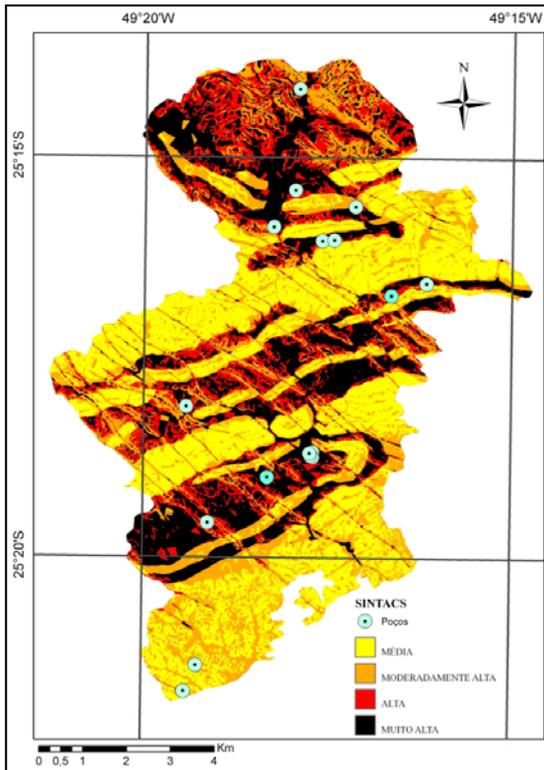


Figura 7 - Mapa de vulnerabilidade, usando o método SINTACS

Observa-se, a partir das Figuras 6 e 7, que ocorreu o mesmo padrão geométrico na classificação das áreas, em geral com um nível de classificação da vulnerabilidade menor para o índice DRASTIC em comparação ao índice SINTACS.

#### Análise de sensibilidade da vulnerabilidade em relação à condutividade hidráulica

As simplificações assumidas na estimativa da condutividade hidráulica (K) foram avaliadas por meio da análise do efeito da variação em  $\pm 10\%$  no logaritmo de K sobre o índice de vulnerabilidade, com os resultados apresentados na Tabela 7.

Para o índice DRASTIC inicialmente calculado, comparando-se com a variação de  $-10\%$  no logaritmo de K, apenas 1,05% da área apresentou mudança na sua classificação quanto à vulnerabilidade. Considerando a variação de  $+10\%$  no logaritmo de K, obteve-se uma variação na classificação em 1,22% da área de estudo. Assim, para o índice DRASTIC, o parâmetro relativo à condutividade hidráulica mostrou pouca influência sobre o índice.

Para o índice SINTACS, a variação de  $-10\%$  no logaritmo de K resultou em mudança de classificação em aproximadamente 5,7% da área de estudo, comparando-se com o índice SINTACS inicial. Para a variação de  $+10\%$  no logaritmo de K, as alterações na classificação do índice ocorreram em 3,7% da área. Novamente, a análise de sensibilidade, considerando a variação da condutividade hidráulica não representou grandes alterações para o índice SINTACS.

#### Mapeamento do Perigo

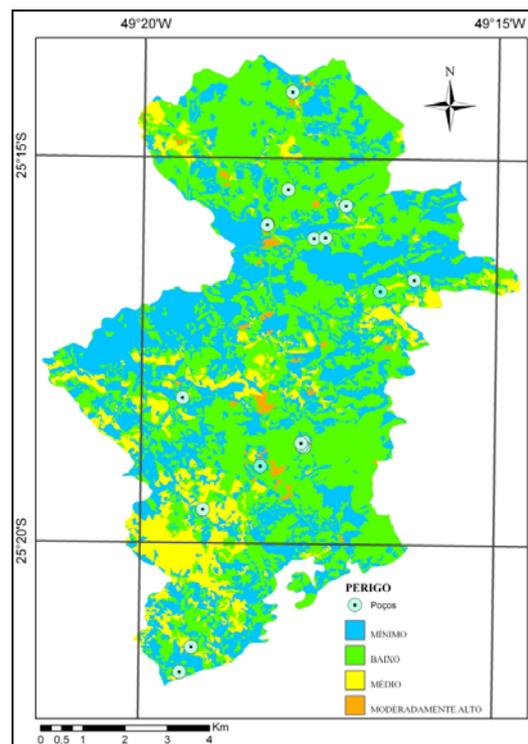


Figura 8 - Índice de Perigo

Para o mapeamento do perigo, conforme mencionado anteriormente, os valores de índice de perigo em função do uso e ocupação do solo, apre-

**Tabela 7 - Análise de sensibilidade da classificação quanto à vulnerabilidade em função da condutividade hidráulica**

Método DRASTIC				Método SINTACS			
Categoria	Área (%)			Categoria	Área (%)		
	(1)	K	(2)		(1)	K	(2)
Baixa	45,0	45,0	44,0	Muito Baixa	0,0	0,0	0,0
Média	15,0	15,0	16,0	Baixa	0,0	0,0	0,0
Alta	40,0	40,0	40,0	Média	29,0	29,0	29,0
Muito Alta	0,0	0,0	<0,01	Moderadamente Alta	25,0	24,0	24,0
				Alta	19,0	20,0	20,0
				Muito Alta	27,0	27,0	27,0

Obs: (1) variação de -10% no log(K); (2) variação de +10% no log(K)

sentados por Mimi e Assi (2009), foram adaptados para os usos na bacia em estudo, sendo expressos na Tabela 4. O resultado da classificação quanto ao índice de perigo é apresentado na Figura 8.

Observa-se na Figura 8, que a maior parte da área, aproximadamente 87,4%, apresentou um índice de perigo inferior a 30, o que corresponde a uma classificação de perigo baixo ou mínimo, considerando-se os intervalos apresentados na Tabela 5.

### Mapeamento do Risco

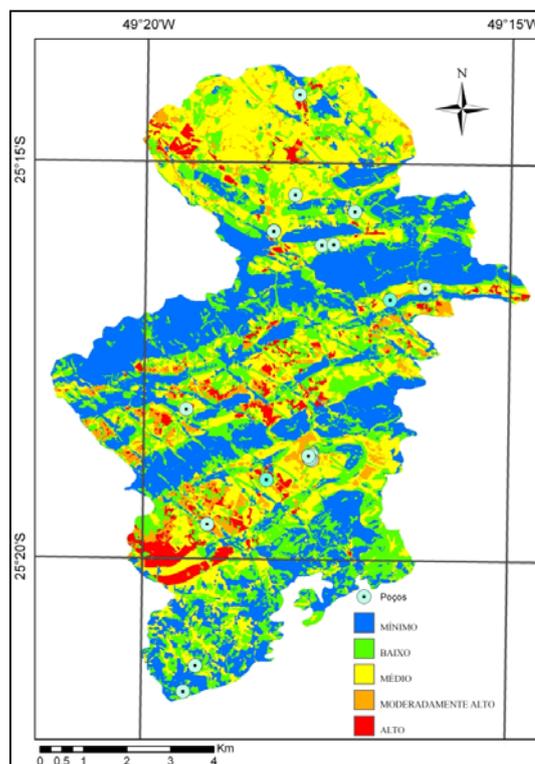
O mapeamento do risco foi obtido pela combinação dos mapas de índice de vulnerabilidade e de perigo, sendo o índice de risco obtido utilizando-se a Equação 5, conforme mencionado anteriormente.

Na classificação quanto ao risco, usando o método DRASTIC para a vulnerabilidade, aproximadamente 6,0% da área foi classificada como risco moderadamente alto; 34,9% como risco médio; 19,9% como risco baixo; e 39,2% como risco mínimo. Não ocorreram áreas classificadas como risco extremo ou alto.

Na classificação quanto ao risco, usando o método SINTACS para a vulnerabilidade, menos de 0,1% da área foi classificada como risco Alto; 6,9% como risco moderadamente alto; 43,6% como risco médio; 11,6% como risco baixo; e 37,9% como risco mínimo. Não ocorreram áreas classificadas como risco extremo.

Os mapas de classificação de risco, segundo os métodos DRASTIC e SINTACS para a vulnerabilidade são apresentados nas Figuras 9 e 10, respectivamente. Os resultados da classificação de risco mostraram que 80,8% da área de estudo obteve a mesma

classificação nos dois métodos utilizados para caracterizar a vulnerabilidade do aquífero.



**Figura 9 - Risco combinado com índice DRASTIC**

O índice de risco resultante da combinação com a vulnerabilidade SINTACS se apresentou mais rigoroso quanto à classificação do risco. Considerando-se a referida classificação, do total de 17 poços analisados na área de estudo, 2 se encontram em

áreas de risco moderadamente alto, 11 em áreas de risco médio e 4 em áreas de risco mínimo. Nenhum poço está localizado em áreas classificadas como risco alto ou risco baixo.

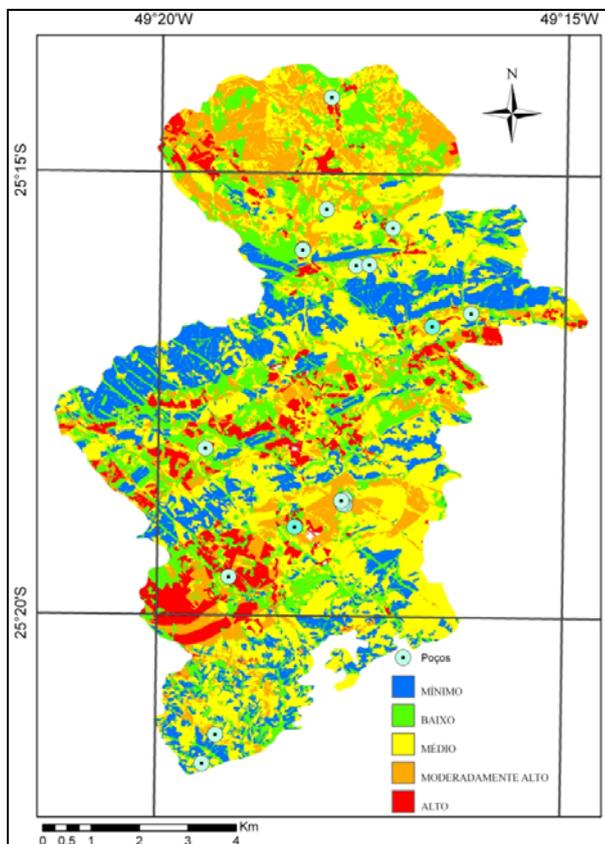


Figura 10 - Risco combinado com índice SINTACS

## CONSIDERAÇÕES FINAIS

A avaliação de risco de contaminação do aquífero baseado na vulnerabilidade do sistema e no perigo de contaminação é um método que fornece informações espaciais das fragilidades do sistema, importante para a tomada de decisão, assim como para direcionar medidas de gestão para fins de proteção do sistema.

Os resultados da classificação da área de estudo quanto à vulnerabilidade apresentaram diferenças significativas entre os dois métodos utilizados: DRASTIC e SINTACS. Utilizando-se o método DRASTIC, 55% da área foi classificada com vulnerabilidade maior ou igual à média. Já no método SINTACS, toda a área foi classificada com vulnerabili-

dade maior ou igual à média. As diferenças obtidas são em função das diferentes escalas e pesos adotados pelos dois métodos. Um aspecto a se destacar é que o método DRASTIC apresenta um conjunto único de pesos para os parâmetros usados para calcular o índice de vulnerabilidade. Já o método SINTACS adota conjuntos de pesos diferentes para os parâmetros em função da vulnerabilidade analisada. A análise de sensibilidade da classificação quanto à vulnerabilidade em razão da incerteza dos valores de condutividade hidráulica ( $k$ ) não mostrou uma diferença significativa na classificação da área de estudo. Em outras palavras, para uma variação de  $\pm 10\%$  em torno do valor do logaritmo de  $K$  estimado, a classificação das áreas foi similar quanto à vulnerabilidade.

O índice de perigo foi baseado no uso e ocupação do solo, considerando uma escala relativa de significância do tipo e quantidade das fontes potenciais de poluição existentes, que podem atingir os aquíferos. Na área de estudo, o perigo de contaminação foi classificado como baixo, uma vez que 87,4% da área foi classificada como perigo mínimo ou baixo.

A combinação dos dois índices, vulnerabilidade e perigo, resultou no índice de risco de contaminação. Considerando a vulnerabilidade pelo método DRASTIC, a classificação quanto ao risco resultou em 94,0% da área classificada como risco mínimo a médio e 6,0% como risco moderadamente alto. Não houve nenhuma área classificada como risco alto ou extremo. Já considerando a vulnerabilidade pelo método SINTACS, 93,1% da área foi classificada como risco mínimo a médio e 6,9% como risco moderadamente alto a alto. Não houve nenhuma área classificada como risco extremo.

Destaca-se que, de modo geral, o risco de contaminação estimado foi baixo, principalmente pelo baixo índice de perigo (IP), devido à pequena ocupação urbana na área de estudo, o que evidencia a importância do planejamento dos futuros uso e ocupação do solo da área de estudo.

O desenvolvimento urbano, sem o devido planejamento na área, pode contribuir para o aumento do índice de risco. Assim, os resultados obtidos podem servir como norteamento da ocupação de áreas mais apropriadas para o desenvolvimento urbano, bem como, da definição de ações para a mitigação dos efeitos da poluição, tais como a implantação de rede de esgoto e a remoção de atividades potencialmente perigosas, a fim de manter o risco de contaminação baixo.

A abordagem deste trabalho foi focada em ferramentas que venham a auxiliar no planejam-

to, destacando-se que as simplificações adotadas são aplicáveis à escala de planejamento. Considera-se que um refinamento da modelagem utilizada, apenas aumentaria o tempo de obtenção dos resultados, o que não é desejável, quando se trata de ferramentas em nível de planejamento.

Um ponto a ser abordado em trabalhos futuros é a análise e comparação dos índices de vulnerabilidade, perigo e risco com algum índice representativo da qualidade da água subterrânea. Determinando-se uma possível relação entre a qualidade de água e os índices apresentados, poder-se-ia definir alguma metodologia para a previsão da qualidade da água subterrânea com base nas características intrínsecas do sistema aquífero e no uso e ocupação do solo.

## AGRADECIMENTOS

O presente trabalho só foi possível devido a estrutura disponibilizada pelo Departamento de Hidráulica e Saneamento da Universidade Federal do Paraná, assim como os dados fornecidos pela COMEC (Coordenação da Região Metropolitana de Curitiba) e SUDERHSA (Superintendência de Desenvolvimento de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental do Paraná - atualmente Instituto das Águas do Paraná).

## REFERÊNCIAS

ALLER, L.; BENNETT, T.; LEHR, J. H.; PETTY, R.J.; HACKETT, G. DRASTIC: *A standardized system for evaluating ground water pollution potential using hydrogeologic settings*. NWWA/EPA Series, EPA-600/2-87-035, p. 38-57, 1987.

AUGE, M. Vulnerabilidad de acuíferos. *Revista Latino-Americana de Hidrogeologia*, n. 4, p. 85 - 103, 2004.

BABIKER, I. S.; MOHAMED, M. A.; HIYAMA, T.; KATO, K. A GIS-based DRASTIC model for assessing aquifer vulnerability in Kakamigahara Heights, Gifu Prefecture, Central Japan. *Science of the Total Environment*, 345, 127-140. 2006, 2005.

BONACIM, E. A. *Dinâmica do sistema hidrogeológico cárstico na área de Tranqueira – região metropolitana de Curitiba*. Dissertação de Mestrado, UFPR, 1996.

BROLLO, M. J.; VERDOVELLO, R.; ODA, J. H. *Avaliação da vulnerabilidade natural de aquíferos à contaminação através de um sistema gerenciador de informações geoambientais: um instrumento de gestão ambiental*. XXVII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental, Porto Alegre, p. 2, 2000.

CHITSAZAN, M.; AKHTARIY. GIS-based DRASTIC model for assessing aquifer vulnerability in Kherran plain, Khuzestan, Iran. *Water Resources Management* 23, p.1137-1155, 2009.

CIVITA, M.; De MAIO, M. *Valutazione e cartografia automatica della vulnerabilità degli acquiferi all'inquinamento com il sistema parametrico*. SINTACS R5. Pitagora Editrice, Pubbl. n°2200 del GNDICI-CNR, 2000.

COMEC – Coordenação da Região Metropolitana de Curitiba. *Plano de zoneamento do uso e ocupação do solo da região do karst na região metropolitana de Curitiba*. Relatórios Finais: RF1 – Leitura do Espaço. 2003, p. 6-1/29 – 6-29/29, 2003.

CUSIMANO, G.; De MAIO, M.; GATTO, L.; HAUSER, S. E.; PISCIOTTA, A. Application of SINTACS method to the aquifers of Pianadi Palermo, Sicily, Italy. *Geofísica Internacional* 43, p. 661-670, 2004.

DELLEUR, J.W. *The Handbook of Groundwater Engineering*. School of Civil Engineering Purdue University West Lafayette, Indiana. p.17 - 18, 473,617 – 652, 1998.

DOERFLIGER, N.; JEANNIN, P. Y.; ZWAHLEN, F. Water vulnerability assessment in karst environments: a new method of defining protection areas using a multi-attribute approach and GIS tools (EPIK method), *Environmental Geology* 39, p. 165-176, 1999.

LEITÃO, T. E.; FERREIRA, J. P. L.; OLIVEIRA, M. M.; MOINANTE, M. J. *Poluição de águas subterrâneas: principais problemas, processo de prevenção e reabilitação*. 6º. Simpósio de Hidráulica e Recursos Hídricos dos Países de Língua Oficial Portuguesa, Cabo Verde, 10 a 13 de novembro de 2003, p. 1-18, 2003.

LISBOA, A. A. *Proposta de metodologia para avaliação hidrogeológica do aquífero cárstico, compartimento de São Miguel*. Dissertação de Mestrado - Universidade Federal do Paraná, 1997.

MASETTI, M.; STERLACCHINI, S.; BALLABIO, C.; SORICETTA, A.; POLI, S. Influence of threshold value in the use of statistical methods for groundwater vulnerability assessment. *Science of the Total Environment*, p. 3836-3846, 2009.

MILEK, C. B. Avaliação do risco de contaminação da água subterrânea em uma área urbana do aquífero Carste em Almirante Tamandaré. Dissertação de mestrado – Universidade Federal do Paraná, 2011.

MIMI, Z. A.; ASSI, A. A. Intrinsic vulnerability, hazard and risk mapping for karst aquifers: a case study. *Journal of Hydrology*, v. 364, p. 298 – 310, 2009.

MOHAMMADI, K.; NIKNAM, R.; MAJD, V. J. Aquifer vulnerability assessment using GIS and fuzzy system: a case study in Tehran-Karaj aquifer, Iran. *Environmental Geology* 58, p. 437– 446, 2009.

ROSA FILHO, E. F.; HINDI, E. C.; LUCENA, L. R. F. Os aquíferos que contribuem no abastecimento da cidade de Curitiba - Paraná. *Águas Subterrâneas* n° 16/ Maio 2002, p. 1-6, 2002.

SANTOS, R. A.; CRUZ, M. J. M.; NASCIMENTO, S. A. M. Avaliação da vulnerabilidade natural de aquíferos cársticos: subsídios para uma gestão dos recursos hídricos subterrâneos. *Cadernos de Geociências*, UFBA, 2010.

SINAN, M.; RAZACK M. An extension to the DRASTIC model to assess groundwater vulnerability to pollution: application to the Haouz aquifer of Marrakech (Morocco), *Environmental Geology* 57, p. 349–363, 2009.

SOUZA, N. M. *Vulnerabilidade à poluição das águas subterrâneas: um estudo do aquífero Bauru na zona urbana de Araguari, MG*. Dissertação de Mestrado - Universidade Federal de Uberlândia, 2009.

TOOD, K. *Hidrologia de águas subterrâneas*. Nova York: Ed. Edgard Blucher Ltda. p. 319, 1959.

ZWAHLEN, F. *Vulnerability and risk mapping for the protection of carbonate (karst) aquifers*, final report (COST action 620). European Commission, Directorate-General XII Science, Research and Development, Brussels, p. 38, 2003.

### ***Groundwater Contamination Risk Assessment of a Karst Aquifer in Almirante Tamandaré City, Paraná State, Using a Risk Index Map***

#### **ABSTRACT**

*Groundwater is an important source of urban water supply and ensuring its integrity is one of the priority goals of water resources management. Management tools are studied worldwide in order to protect water resources, and one of them is contamination risk assessment. Aquifer systems are at risk of contamination due to the superposition of the intrinsic vulnerability of the aquifer to the hazard of potential pollution sources. Mapping the contamination risk can generate scenarios to create urban planning guidelines, aiming at preservation or even groundwater remediation, as well as to elaborate contingency plans for accidents to aid civil defense. This article presents the contamination risk assessment of a Karst aquifer, located in Almirante Tamandaré City, Paraná State, Brazil. The methodology was based on the use of Geographic Information System (GIS) tools to generate thematic maps of vulnerability, hazard and risk. As a result of the study, only 6.9% of the Almirante Tamandaré City area was classified as presenting high or moderately high risk of aquifer contamination. It is important to emphasize that two wells are being exploited in those areas. The influence of uncertainty about hydraulic conductivity values on the vulnerability classification was also evaluated.*

**Key-words:** *Karst aquifer, aquifer contamination, risk assessment, Almirante Tamandaré.*