

PROPOSTA DE METODOLOGIA DE APOIO À DECISÃO BASEADA NA PREVISÃO DE IMPACTO SOBRE QUALIDADE DA ÁGUA DE AQÜÍFEROS. Estudo de caso: Aqüífero Carste em Almirante Tamandaré - Projeto.

Cristiano Bernardo Milek¹ & Regina Tiemy Kishi²

RESUMO - Existe a necessidade de avaliar a vulnerabilidade dos reservatórios subterrâneos em virtude das ações antrópicas interferirem diretamente na qualidade da água subterrânea. A presente proposta procura estabelecer critérios de vulnerabilidade e uso do solo para ações que objetivam a conservação, ou mesmo a recuperação dos sistemas aqüíferos. A metodologia está baseada no uso de ferramentas de Sistemas de Informação Geográfica (SIG). Como resultado deste geoprocessamento é obtido um mapa temático com as áreas de vulnerabilidade associado ao uso e ocupação do solo. Este modelo serve para prever a qualidade da água subterrânea. Como objeto de estudo tomou-se o Aqüífero Carste em Almirante Tamandaré, PR, Brasil. Aqüíferos dessa natureza apresentam uma resposta muito rápida à contaminação, uma vez que na zona carstificada, as velocidades de escoamentos são muito altas se comparada ao fluxo na zona porosa. Em síntese, o modelo geográfico deve entrar com as variáveis pertinentes ao sistema e como resposta será obtido o risco associado a um determinado uso do solo na qualidade da água subterrânea.

ABSTRACT - There is a need to assess the vulnerability of underground reservoirs because human activities affect directly the quality of groundwater. This proposal aims to establish vulnerability and land use criteria for actions that aim to preserve, or even improve ground water quality. The methodology is based on the use Geographic Information Systems (GIS). The result of the application of the proposed method is a thematic map, where the vulnerability areas are displayed and linked to the land use and land cover. The model can be used to predict underground water quality. The method is tested at the groundwater reservoir in Almirante Tamandaré, PR, Brazil, located in a Karst soil. Such groundwater systems react very fast to contamination, because in Karst zones the flow speed is very high, when compared to the flow in porous bodies. In synthesis, the model must enter with the pertinent variable to the system and as reply the associated risk to one will be gotten determined use of the ground in the quality of the underground water.

Palavras - chave: Aqüífero Carste, Vulnerabilidade, Almirante Tamandaré.

-
- (1) Aluno do Programa de Pós Graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental UFPR – Departamento de Hidráulica e Saneamento Av. Cel. Francisco H. dos Santos, 210, 81531-970, Brasil, Curitiba – PR. Telefone: +55 (41)99031084 – e-mail: cristianomilek@msn.com
 - (2) Professor Adjunto do Programa de Pós Graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental UFPR – Departamento de Hidráulica e Saneamento Av. Cel. Francisco H. dos Santos, 210, 81531-970, Brasil, Curitiba – PR. Telefone: +55 (41)33613212 – e-mail: rtkishi@gmail.com

1. INTRODUÇÃO

O aumento da população, principalmente concentrado nos centros urbanos, em conjunto com o crescente processo de degradação ambiental das bacias hidrográficas, leva à preocupação no que concerne ao abastecimento urbano de água. Sendo a questão do abastecimento um fator de grande importância ao desenvolvimento das cidades, o estudo e a gestão dos recursos hídricos devem estar integrados ao planejamento urbano.

A água subterrânea tem um papel importante nesse contexto e apresenta-se em alguns locais, inclusive como fonte principal de abastecimento de água, como é o caso do estado de Baden-Württemberg, na Alemanha.

A região do Carste na grande Curitiba atende aproximadamente 185 mil pessoas, dentre os quais 80 mil são do município de Curitiba. Entretanto o aquífero Carste tem um potencial de exploração de até 15,35 m³/s o que seria suficiente para o abastecimento sustentável de aproximadamente 7 milhões de pessoas [Rosa Filho et al. (2002)], utilizando-se de processos mais econômicos de tratamento de água. Este potencial representa apenas 30% do potencial total, sendo o restante reservado para a manutenção da vazão ambiental.

A poluição também tem atingido os sistemas aquíferos e freqüentemente ocorre por uma grande diversidade de poluentes de fontes diversas. Tem-se principalmente a poluição de águas subterrâneas devido a rejeitos de efluentes sem tratamento ou resíduos sólidos provenientes de atividades antrópicas, assim como oriundos do uso indiscriminado de produtos agroquímicos. Substâncias depositadas no solo contribuirão para a poluição da água subterrânea, uma vez que a água ao infiltrar-se através do solo até o lençol freático carrega-as consigo.

É cada dia maior a prioridade em manter as fontes de água potável segura e sustentavelmente limpas devido poluição [Davies e Mazumder (2003)]. Isso requer Política que identifica, documenta e reduz riscos na bacia. Esses riscos são definidos pelos impactos potenciais à saúde humana e a minimização de riscos é uma parte imprescindível da Política. A solução indicada por vários cientistas para prevenção de surtos de doenças tem sido, não só a implementação de padrões de qualidade rígidos, mas principalmente melhoria na gestão dando ênfase à proteção da fonte de abastecimento de água [Postel (2007); Rizak e Hruday (2007); Peckenham et al. (2005); Davies e Mazumder (2003)]. Gestão de bacias tem sido denominada pela Agência Ambiental Americana US EPA como “chave do futuro” [Peckenham et al. (2005)].

A importância da preservação dos sistemas hidrogeológicos toma lugar de destaque no contexto atual de sustentabilidade urbana. Ferramentas de análise geoespacial podem servir de

apoio à tomada de decisões no sentido de restrições ao uso do solo. No tocante à qualidade da água subterrânea, a localização das áreas vulneráveis, pode contribuir para o planejamento dos centros urbanos.

Existe a ocorrência de um processo de atenuação natural da poluição no solo. Entretanto ocorrem regiões dentro da área de influência do aquífero onde este processo de atenuação natural não é eficiente a ponto de eliminar completamente o poluente do meio, com isto ocorre a poluição do lençol freático.

As características intrínsecas de um aquífero e do meio subjacente condicionam a susceptibilidade das suas águas à poluição, isto é a sua vulnerabilidade à poluição [Leitão et al. (2003)].

Visando estabelecer regras para a definição de áreas vulneráveis, o presente trabalho pretende abordar modelos de vulnerabilidade intrínseca de aquíferos. Com a existência de alguns modelos para avaliação de vulnerabilidade, objetiva-se aplicar esta metodologia para o Aquífero Carste no Município de Almirante Tamandaré, Paraná, Brasil.

2. OBJETIVO DA PESQUISA

Este trabalho tem como objetivo geral estabelecer uma metodologia para a gestão territorial visando a proteção da qualidade da água subterrânea. Os objetivos específicos são:

- Estabelecer critérios que definem a vulnerabilidade do sistema, agregando a informação do uso do solo, definindo assim a relação destas variáveis com a qualidade da água subterrânea, usando técnicas de geoprocessamento;
- Aplicar a metodologia proposta ao sistema aquífero cárstico do Município de Almirante Tamandaré, na bacia hidrográfica do Rio Barigui, onde existem a maior ocorrência de impactos ambientais

3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 Aquífero Carste e processo de transporte

O termo Carste (Karst) provem da língua eslovena, podendo ser traduzido como “campo de pedra calcárias”, é uma região (Carso, em idioma italiano) compreendida no nordeste da Itália até os Alpes Dináricos da Croácia, na Istra, passando pela parte ocidental da Eslovênia. Abrangendo, desta forma, três países. A designação Carste é assim adotada para formações de rochas calcárias, não se restringindo a essa região.

O processo de “carstificação” refere-se à formação de cavidades na rocha matriz que compõe o sistema aquífero. Assim aquíferos cársticos são aqueles que contêm cavidades geradas pela

solubilização de rochas carbonáceas, o que permite transporte rápido das águas subterrâneas, muitas vezes em fluxo turbulento e freqüentemente transportando uma carga sedimentar. Na maior parte dos aquíferos, ocorre um desencontro de muitas ordens de magnitude entre a vazão de água subterrânea dentro do aquífero e fluxo na superfície terrestre. Em aquíferos cársticos, há uma continuidade de vazão de tal forma que o sistema de águas subterrâneas em aquíferos cársticos, pode apresentar características de escoamentos superficiais e subterrâneos [Delleur (1998)].

A carstificação ocorrer, principalmente, pela dissolução da matriz de rochas carbonáceas devido à acidez da água que recarrega o sistema. O dióxido de carbono (CO_2) presente na atmosfera, ou no solo de cobertura, combina-se com a água formando o ácido carbônico (H_2CO_3), o ácido carbônico, por sua vez, ao atingir as rochas carbonáceas, compostas principalmente por carbonato de cálcio ($CaCO_3$), dissolve a matriz de rocha, formando cavidades no interior do aquífero. As equações 1 e 2 exemplificam essas reações



Em aquíferos de formação cárstica, ocorre muitas vezes, a presença de canais subterrâneos que aumentam muito a mobilidade do fluxo de água no interior do sistema. Os processos de transporte da água da superfície até o lençol freático sofrem o efeito direto das condições de formação deste trajeto. Quando ocorre a presença de um contaminante na superfície, este pode ser transportado até o lençol por processo de solubilização ou lixiviação. Dentro deste trajeto percorrido pelo eventual contaminante deve ocorrer um processo de atenuação natural. Dependendo das condições do trajeto, esta capacidade de atenuação pode apresentar diferentes graus de eficiência.

3.2 Prevenção e Remediação

Os processos que envolvem a prevenção dos mananciais subterrâneos incluem uma vasta gama de aplicações. A prevenção pode contar com sistemas de gestão territorial, monitoramento, técnicas de engenharia e educação ambiental, entre outros.

O monitoramento da qualidade da água subterrânea vem como ferramenta para acompanhar os processos de contaminação que possam representar riscos a saúde humana e ao meio ambiente. O objetivo de um programa de monitoramento de águas subterrâneas deve ser definido antes de sua implantação, assim como os procedimentos adequados, técnicas e análises devem ser planejados para atender as necessidades específicas do projeto. Um programa de monitoramento deve servir para avaliar a natureza e a extensão dos contaminantes que foram detectados no aquífero e para coletar dados que possam ser necessários para realizar um projeto de remediação das águas subterrâneas [Delleur, (1998)].

A necessidade de recuperação de águas subterrâneas contaminadas geralmente é estabelecida com base nos resultados de uma avaliação de águas subterrâneas ou um programa de monitoramento. Em geral, se os resultados de águas subterrâneas monitoradas indicam que existem contaminantes em concentrações que ameaçam à saúde humana ou ao meio ambiente essas águas subterrâneas podem precisar ser remediadas.

3.3 Processos de Poluição e Vulnerabilidade

A poluição em aquíferos pode ser definida como a entrada de contaminantes no sistema em decorrência de atividades antrópicas. Assim podem existir sistemas contaminados sem a ação de atividades humanas, como a intrusão de uma cunha salina no aquífero, devido a condições naturais de alterações hidrogeológicas, ou o aporte de nitrogênio devido à ação da decomposição natural de matéria orgânica.

Poluentes de águas subterrâneas existem em muitas formas, e a classificação destes poluentes pode ser baseada em diversas características físico-químicas. Por exemplo, podem ser classificados com base na sua preferência pela associação com a fase aquosa ou com material particulado [Delleur, (1998)]. As características do poluente podem ser determinantes na escolha da forma que será adotada para a descontaminação, ou remediação do sistema.

Por se tratar de um meio aquoso, os processos de poluição em aquíferos seguem também efeitos decorrentes das características do sistema que o compõem, tais como pH e temperatura. A ação do meio suporte, ou matriz do aquífero e das camadas adjacentes é igualmente relevante no aspecto físico-químico, uma vez que podem determinar a atenuação de um determinado poluente.

Os processos de transporte da água da superfície até o lençol freático sofrem o efeito direto das condições de formação deste trajeto, conforme exposto anteriormente. Quando ocorre a presença de um contaminante na superfície, este pode ser transportado até o lençol por processo de solubilização ou lixiviação. Dentro deste trajeto percorrido pelo eventual contaminante deve ocorrer um processo de atenuação natural. Dependendo das condições do trajeto, esta capacidade de atenuação pode apresentar diferentes graus de eficiência.

A vulnerabilidade de um aquífero pode ser definida como o inverso da capacidade de atenuação natural de um perfil de solo para a eliminação de um eventual poluente. As características intrínsecas do aquífero e do meio sobrejacente condicionam a susceptibilidade das suas águas à poluição, isto é a sua vulnerabilidade à poluição [Leitão et al, 2003].

Dentro do conceito de vulnerabilidade, deve-se destacar que existe uma diferença quanto ao risco de poluição. A vulnerabilidade existe independente da presença de um contaminante. O conceito de vulnerabilidade de aquíferos pode ser visto num contexto mais amplo, associado ao

conceito de contaminação ambiental, cujo conhecimento assume grande importância quando são ressaltados seus efeitos ambientais e toxicológicos [Brollo et al. (2000)].

É possível existir um aquífero com um alto índice de vulnerabilidade, mas sem risco de poluição, caso não haja carga poluente significativa, ou de haver um risco de poluição excepcional apesar do índice de vulnerabilidade ser baixo [Leitão et al. (2003)]. Cabe salientar que a vulnerabilidade está diretamente relacionada com o tipo de poluente considerado. Assim podemos ter regiões muito vulneráveis a um determinado poluente e pouco a outro.

Alguns modelos foram desenvolvidos para análise da vulnerabilidade de sistema aquífero. Como exemplos, têm-se DRASTIC [Aller et al. (1987)] e SINTACS [Civita e De Maio (2004)]. O modelo DRASTIC foi desenvolvido pela National Water Well Association, Worthington, Ohio, como um sistema padronizado para a avaliação do potencial de poluição da água subterrânea. Embora tenha sido desenvolvido para os Estados Unidos, o modelo pode ser adaptado para utilização em aquíferos no Brasil.

O SINTACS baseia-se no modelo DRASTIC, utilizando-se de sete parâmetros para definir o índice de vulnerabilidade, sendo definido pela somatória de fatores de significância (P_j) de cada parâmetro j , ponderados por um peso (W_j) associado à significância do parâmetro e à vulnerabilidade:

$$I_{SINTACS} = \sum_{j=1}^7 P_j W_j \quad (3)$$

A relação entre a classe de vulnerabilidade e o índice SINTACS é apresentada na Tabela 1, onde altos valores do índice indicam maiores vulnerabilidade que os aquíferos estão sujeitos.

Tabela 1 - Classes de vulnerabilidade do índice SINTACS

Índice SINTACS	Vulnerabilidade
> 210	Muito Alta
186 – 210	Alta
140 – 186	Moderadamente Alta
105 – 140	Média
80 – 105	Baixa
< 80	Muito Baixa

Os pesos (W_j) ocorrem em função dos parâmetros (1) S – Profundidade do topo do aquífero, (2) I - Recarga, (3) N – Impacto da zona vadosa, (4) T – Tipo de cobertura do solo, (5) A – Litologia do aquífero, (6) C – Condutividade hidráulica do aquífero e (7) S – Declividade, sendo

associado um peso diferenciado em função da vulnerabilidade analisada, tal como na Tabela 2. Os fatores de significância dos sete parâmetros podem ser encontrados em Civita e De Maio (2004)

Tabela 2 - Pesos (Wj) em função de parâmetros e vulnerabilidade

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

Na ponderação do método SINTACS com o aumento da profundidade do aquífero ocorre uma diminuição no risco de contaminação, uma vez que os processos de atenuação do contaminante são diretamente proporcionais ao percurso que o contaminante faz até alcançar o lençol de água.

O efeito da infiltração, proveniente da precipitação, interfere diretamente nos mecanismos de transportes de contaminantes que contribuem como fator importante para a vulnerabilidade. Quanto maior for o volume infiltrado, maior será a possibilidade de o contaminante atingir o aquífero. Desta forma, o método atribui valores crescentes de riscos associados à altura de coluna de água que infiltra no solo [Civita e De Maio (2004)].

A zona insaturada pode ser definida como a região acima do lençol da água onde o solo é parcialmente preenchido com água. Nesta região, com a ocorrência de solo/ar/água, alguns processos são importantes na diminuição da concentração de contaminantes. Na zona insaturada ou vadosa podem ocorrer processos de biodegradação, volatilização, neutralização, filtração mecânica, reações químicas e dispersão. Assim, o material nesta área influencia diretamente a vulnerabilidade do sistema. O método SINTACS atribui, por exemplo, um peso maior para o calcário carstificado e um peso mínimo para a argila [Civita e De Maio (2004)].

A camada de solo entre o aquífero e a superfície é a primeira defesa natural que ocorre para a atenuação dos efeitos de um contaminante sobre o aquífero. Os diferentes processos envolvidos podem ser definidos pelas propriedades de alguns solos, tais como adsorção e reações químicas que possuem a característica de reter ou neutralizar um contaminante. Os processos de atenuação natural nesta camada estão diretamente ligadas a poção de matéria orgânica do solo, assim como a capacidade de trocas catiônicas. A existência de solos orgânicos e não compactados podem

contribuir para a diminuição do risco da pluma de um determinado contaminante atingir o lençol da água

O material que compõe o meio aquífero possui características que afetam diretamente o próprio sistema. Fatores como atenuação, tempo de detenção e condutividade hidráulica estão intimamente ligadas ao próprio meio que compõem um aquífero. A probabilidade de ocorrência de uma fratura na rocha, que pode provocar um deslocamento mais rápido de um determinado contaminante, influencia diretamente no fator risco potencial. Em um meio onde a ocorrência de canais fraturados possibilite um fluxo rápido de água, como em um sistema cárstico, são maiores os fatores que afetam a vulnerabilidade do aquífero. Desta forma, o material do aquífero é um fator importante na determinação da vulnerabilidade.

A condutividade hidráulica está diretamente associada ao tempo de percurso de um determinado contaminante à região de estudo. Assim, quanto menor a condutividade, menor o risco de contaminação [Civita e De Maio (2004)], pois ocorre a existência de um maior tempo para a neutralização do contaminante no meio aquífero.

Finalizando os parâmetros que interferem na vulnerabilidade de um sistema aquífero, ocorre o efeito da declividade topográfica, uma vez que esta interfere diretamente no risco de poluição, sendo determinante nos processos de infiltração no solo, seja pela direção do fluxo ou seja pelo tempo de maior contato à superfície associada a uma determinada região.

4. ÁREA DE ESTUDO

O Aquífero Carste da Região Metropolitana de Curitiba compreende parte dos municípios de Curitiba, Campo Magro, Campo Largo, Almirante Tamandaré, Itaperuçu, Rio Branco do Sul, Colombo e Bocaiúva do Sul. Segundo COMEC (2003), a localização do aquífero Carste é definida como: “Ao longo do limite norte da bacia do Iguaçu estende-se a faixa de rochas carbonáticas designada por Karst, orientada SW-NE, origem de consideráveis mananciais subterrâneos que alimentam as nascentes de vários afluentes do rio Iguaçu e do rio Ribeira”. A Figura 1 apresenta a localização da área de influência do Aquífero Carste.

O presente trabalho limita o estudo à área da Bacia do Barigüi que abrange o Aquífero Carste no Município de Almirante Tamandaré, PR, Brasil. A escolha da região se deve à ocorrência de uma maior degradação da área, assim como a existência de uma ocupação urbana mais concentrada, o que, segundo hipótese, deve contribuir para a perda da qualidade da água subterrânea.

No contexto morfoestrutural e Litológico, o Carste de Almirante Tamandaré e região, apresenta uma compartimentação em células relativamente estanques, com ocorrência de metacálceos calcínicos e dolomíticos, entre cristas de filitos e quartzitos, entrecortados por diques

de diabásio [COMEC (2003)]. Esta característica permite avaliar as células em separado, sendo possível comparar resultados e calibrar mais facilmente o modelo para a área em questão.

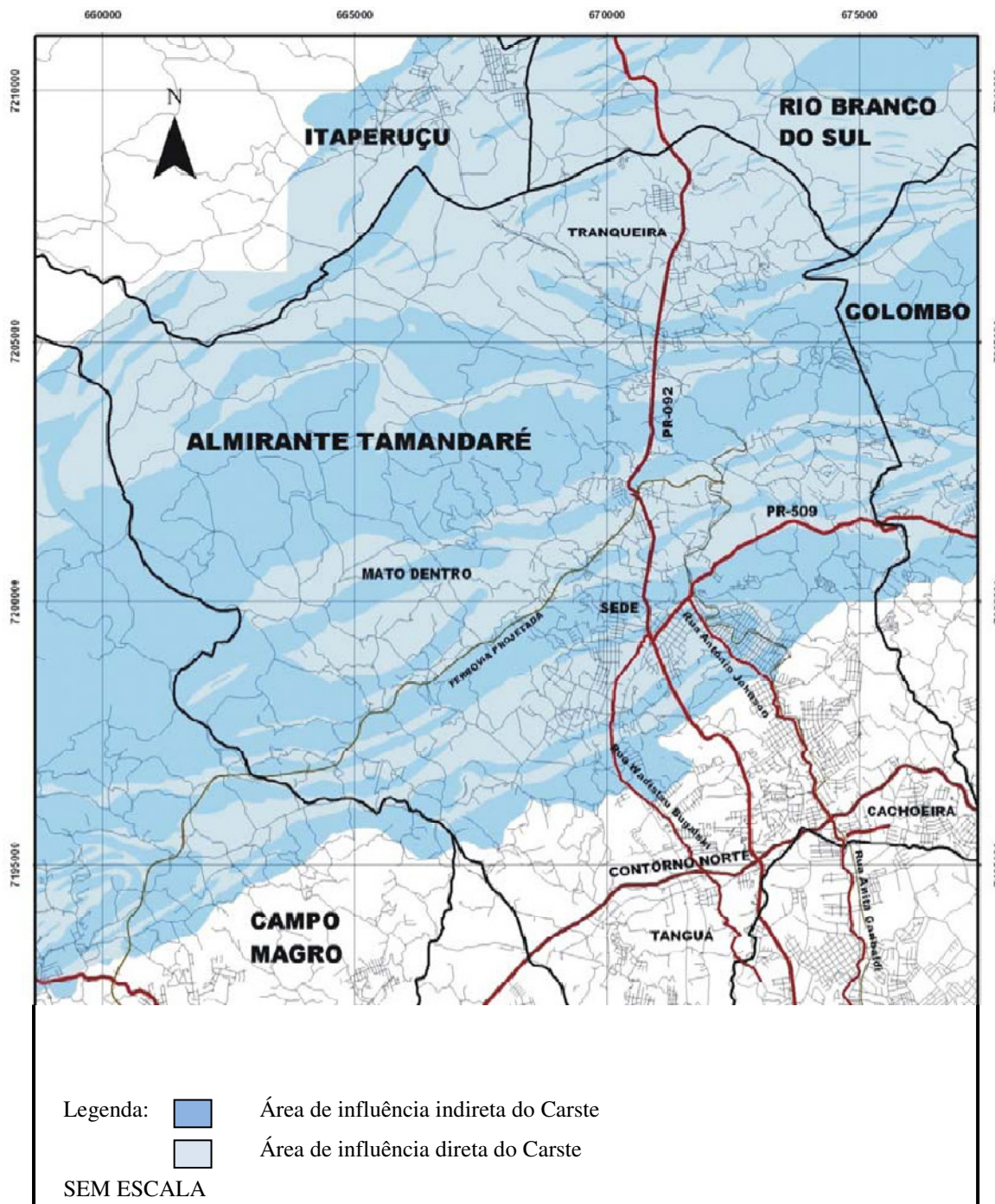


Figura 1 – Mapa da área de influencia do Carste em Almirante Tamandaré – Fonte: COMEC 2002

A compartimentação do Carste ocorre segundo unidades losangulares, condicionadas pela litológica e morfoestrutura existente.

Segundo o trabalho realizado pela COMEC, foram encontradas 486 células, com área total de 186,99 km² em toda a região do Carste em Almirante Tamandaré.

A água do aquífero Carste em Almirante Tamandaré apresenta uma tipologia bicarbonatada calco-magnésiana em decorrência dos processos de solubilização dos mármore, os quais são constituídos em mais de 90% de carbonatos de cálcio e magnésio. Apesar do pequeno tempo de residência, os teores relativamente elevados de sólidos totais dissolvidos (STD) são devidos à grande solubilidade da rocha armazenadora. Os teores máximos atingem 380 ppm, com intervalos não superiores a cinco anos de residência. O conteúdo de STD está diretamente relacionado à proximidade das áreas de recarga, sendo tanto mais mineralizada quanto mais distante destas. No que se refere à qualidade em relação ao uso, a mesma não apresenta inconvenientes para abastecimento doméstico, podendo sofrer alguma restrição no abastecimento industrial para uso em caldeiras devido aos teores de dureza total [Rosa Filho et al. (2002)].

O Plano Estadual de Recursos Hídricos [SUDERHSA (2007)] descreve o resumo estatístico de alguns parâmetros de qualidade de água na região do Carste, tal como observado na Tabela 3.

Tabela 3 - Qualidade da Água do Carste na Grande Curitiba [fonte: SUDERHSA (2007)]

					VMP
Alcalinidade total	384,12	6	169,13	163,43	*
Dureza total	391,64	0	166,71	161,63	500
Total de sólidos dissolvidos (TDS)	384	14	195,69	195	1000
Sílica dissolvida	62,6	0,86	12,97	9,6	*
Bicarbonatos	468,63	7,32	204,74	196,6	*
Carbonatos	7,68	0	0,35	0	*
Cloretos	26,78	0,04	2,43	1,73	250
Fluoretos	1,6	0,01	0,11	0,04	1,5
Fosfatos	20,03	0,01	0,4	0,05	*
Sulfatos	20,85	0,5	1,17	0,5	250
Nitratos	9,55	0,02	3,4	3	45
Nitritos	0,1	0	0,01	0,01	3
Cálcio	91,53	0,17	36,56	32,53	*
Magnésio	40,84	0,46	18,75	18,84	*
Sódio	29,2	0,2	3,27	1,6	200
Potássio	30	0,09	1,52	0,8	*
Ferro	2,38	0,01	0,18	0,04	0,3

Segundo dados da SUDERHSA observam-se em alguns poços a evolução da qualidade da água ao longo do tempo. Em análise realizada no ano de 2004 não foram encontrados sinais de coliformes totais em um determinado poço, sendo que em 2008 a análise determinou um total de 15 UFC/100 ml de coliformes totais. A evolução do nitrato em alguns poços, embora ainda dentro da faixa permitida, foi de até 20 vezes maior em um período de 10 anos. Em alguns poços ocorreu a redução na concentração de nitrato no período de 2004 a 2008.

Este aquífero é qualificado como sendo de alto grau de vulnerabilidade à contaminação orgânica por tratar-se de meio fraturado com alargamento de vazios por dissolução. Nas áreas de recarga com espessuras de solo incipientes, assim como nas áreas onde a densidade de

fraturamentos e estruturas cársticas é maior, tornam-se necessárias maiores precauções para a proteção do manancial subterrâneo [Rosa Filho et al. (2002)].

5. PROCEDIMENTOS METODOLÓGICOS DO PROJETO

Este projeto de pesquisa tem como proposta combinar o uso do solo à vulnerabilidade de um sistema aquífero, analisando o impacto na qualidade da água em decorrência dessas variáveis. Com o conhecimento do comportamento da qualidade da água associada aos fatores vulnerabilidade e uso, podem-se gerar cenários de desenvolvimento que direcionam para a proteção do sistema aquífero.

Na Figura 2 é apresentado o fluxograma das etapas da pesquisa. Como pode ser observado na figura, o modelo SINTACS será aplicado para gerar o mapa de vulnerabilidade da área de estudo. Para aplicação do SINTACS, foi feito levantamento de dados disponíveis, e estes estão sendo obtidos junto a instituições públicas que monitoram a área de estudo, conforme mostra a tabela 4.

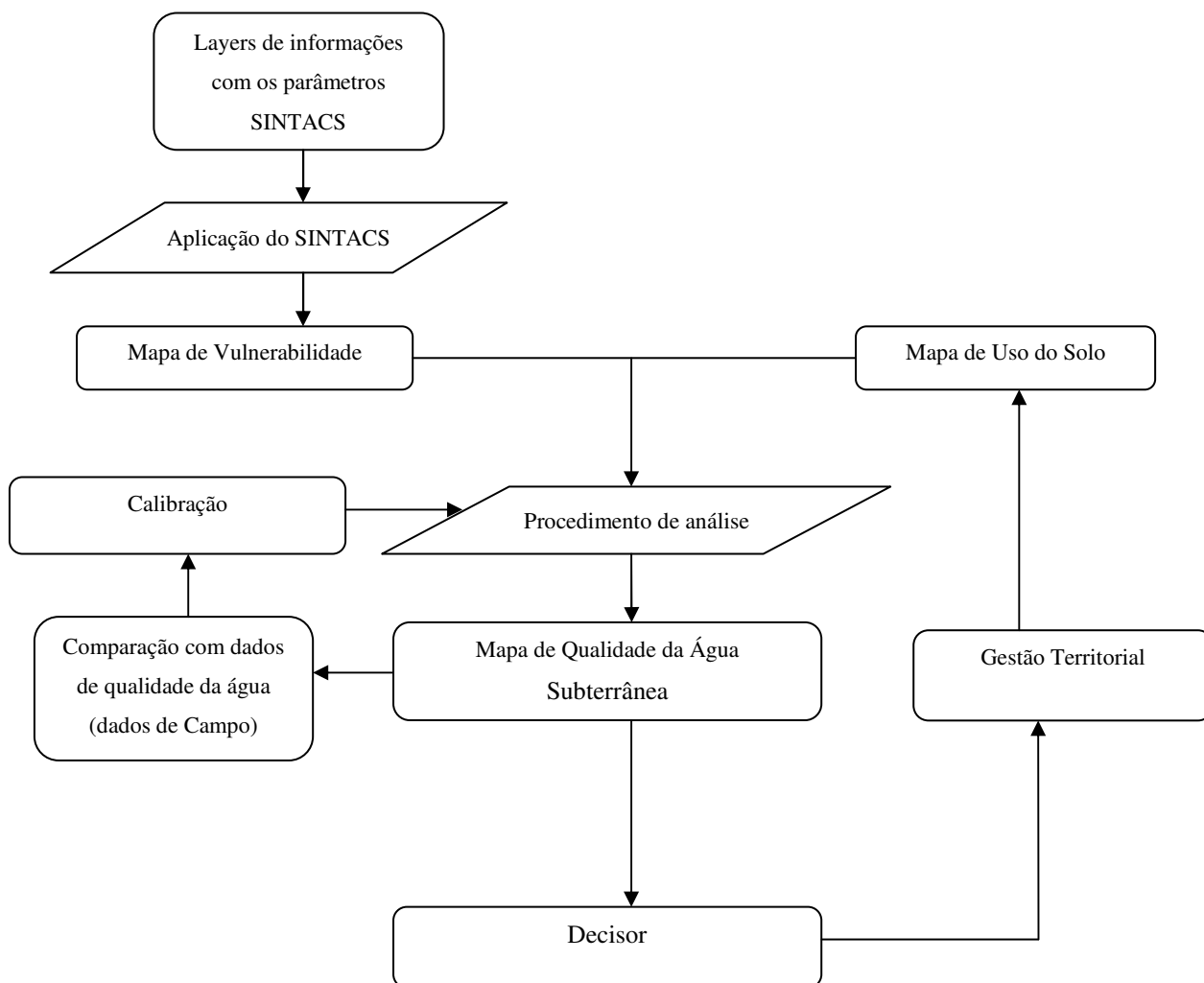


Figura 2 - Fluxograma das etapas da pesquisa

Tabela 4 – Dados e informações para alimentar o sistema

	Dado ou informação	Fonte
1	Profundidade do topo do aquífero: Obtido pela piezometria de poços de monitoramento	SUDERHSA
2	Recarga : Obtido através do balanço hídrico	SUDERHSA
3	Impacto da zona vadoza : Aplicação do SINTACS à cobertura do aquífero. Mapas da escala 1:20.000	COMEC
4	Cobertura do solo: Mapas na escala 1:20.000 e modelos digitais	COMEC e SUDERHSA
5	Litologia do aquífero: Mapas na escala 1:20.000	COMEC
6	Condutibilidade Hidráulica: Obtida através de poços de monitoramento	SUDERHSA
7	Declividade topográfica: obtida através de pontos altimétricos	COMEC e SUDERHSA
8	Uso do solo	SUDERHSA
9	Dados de monitoramento da qualidade da água	SUDERHSA

O mapa de qualidade da água subterrânea deve ser comparado à qualidade real no cenário atual do sistema aquífero. Com a devida calibração do processamento que adiciona o Uso do Solo, obtém-se um modelo de previsão da qualidade da água subterrânea.

O modelo gerado deve ser calibrado para a aplicação da qualidade da água prevista e a qualidade real. A calibração deve ocorrer em função de uma pequena amostra do sistema e verificada em todo o conjunto. Assim pretende-se obter um modelo consistente e confiável para prever cenários da qualidade da água subterrânea em função do uso do solo e das características do sistema aquífero. O modelo de gestão de águas subterrânea pode apresentar uma resposta rápida como apoio à tomada de decisão do gestor.

A versatilidade de um modelo de previsão na qualidade da água subterrânea deve estabelecer critérios para um devido planejamento e gestão territorial no entorno da área de influência do aquífero.

Desta forma será obtido um modelo para uma determinada região onde o uso e ocupação do solo será uma variável que definirá a qualidade da água subterrânea. Em posse deste modelo, o

gestor pode planejar crescimento desejável para uma região ou outra, visando entre demais critérios a preservação ou até mesmo a remediação na qualidade da água do sistema aquífero.

6. CONSIDERAÇÕES FINAIS

A importância da preservação da qualidade da água subterrânea é imprescindível uma vez que possibilitará a utilização destes recursos quando da sua necessidade.

Pretende-se com esta metodologia contribuir para planejamento territorial e proteção de fontes de abastecimento de água, recurso cada vez mais escasso em virtude principalmente da má utilização do solo.

O projeto pretende estabelecer a relação existente entre a qualidade da água subterrânea e o uso do solo. Em análise preliminar dos dados pode-se observar um aumento significativo na concentração de nitrato em determinados poços. A pesquisa pretende investigar as causas desta variação.

Como objetivo final, o presente trabalho poderá servir de base para a previsão dos impactos causados pela ocupação territorial na qualidade da água subterrânea. Na hipótese do sucesso do modelo proposto, pode-se implementar sua atuação, integrando-o a outros sistemas de gestão ambiental, focando assim outros aspectos pertinentes aos recursos hídricos. Cabe salientar que um modelo é apenas uma representação da realidade, onde as hipóteses simplificadoras e a discretização dos dados pode ocorrer de forma a não representar de maneira satisfatória os fenômenos reais. Assim a presente proposta pretende minimizar os erros associados ao modelo, gerando uma metodologia capaz de prever as interveniências sobre a qualidade da água subterrânea.

BIBLIOGRAFIA

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

BROLLO, M. J. ; VERDOVELLO, R. ; ODA, J. H. (2000). "*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, de 3 a 8 de dezembro de 2000, p . 2.

CIVITA M. e M. DE MAIO. (2004). "*Assessing and mapping groundwater vulnerability to contamination: The Italian "combined" approach*". Geofísica Internacional (2004), Vol. 43, Num. 4, pp. 513-532

COMEC – Coordenação da Região Metropolitana de Curitiba (2003), “*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, pp. 6-1/29 – 6-29/29.

DAVIES, JM e MAZUMDER, A. “*Health and environmental policy issues in Canada: the role of watershed management in sustaining clean drinking water quality at surface sources*”. Journal of Environmental Management. Volume: 68 Issue: 3 Jul 2003, pp. 273-286.

DELLEU, J.W. (1998). “*The Handbook of Groundwater Engineering*”. Chapter 18, pp. 473 ,617 – 652 .

LEITÃO, T. E. ; FERREIRA, J. P. L. OLIVEIRA, M. M.; MOINANTE, M. J. (2003) . “*Poluição de águas subterrâneas: Principais Problemas, processo de prevenção e de reabilitação*”. 6º Simpósio de *Hidráulica e Recursos Hídricos dos Países de Língua Oficial Portuguesa*, Cabo Verde, 10 a 13 Novembro de 2003, pp. 1 – 18.

PECKENHAM, JM; SCHMITT, CV; MCNELLY, JL, et al. (2005). “*Linking water quality to the watershed: Developing tools for source water protection.*” Journal American Water Works Association, Volume: 97, Issue: 9, Sep 2005 p. 62.

PLANETEARTH (2007). “*Prospect: Earth Sciences for Society. (2007 - 2009)*” . Extraído de <http://www.yearofplanetearth.org/> em 15/10/2008.

POSTEL, SL. (2007). “*Aquatic ecosystem protection and drinking water utilities*”. JOURNAL AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION Volume: 99 Issue: 2, Feb 2007, p. 52.

RIZAK, S e HRUDEY, SE. (2007). “*Achieving safe drinking water - risk management based on experience and reality.* Environmental Reviews, Volume: 15, 2007 pp. 169-174.

ROSA FILHO, E.F.; HINDI, E.C; LUCENA, L. R. F. (2002). “*Os aquíferos que contribuem no abastecimento da Cidade de Curitiba – Paraná*” . Rev. Águas Subterrâneas nº 16/ Maio 2002, pp. 1 -6.

SUDERHSA – Superintendência de Desenvolvimento de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental - PR. (2003). “*Plano Estadual de Recurso Hídrico – Diagnóstico das Disponibilidades Hídricas Subterrâneas*”. Set 2007, p.77.