

MODELAGEM DO TRANSPORTE DE CONTAMINANTES EM AQUÍFEROS FREÁTICOS: ESTUDO DA CONTAMINAÇÃO OCACIONADA POR CEMITÉRIO LOCALIZADO EM ÁREA URBANA

Mauro César de Brito Sousa¹; Marco Aurélio Holanda de Castro² & David Lopes de Castro³

Resumo – A contaminação de aquíferos freáticos adjacentes a áreas caracterizadas pela presença de cemitérios de corpos humanos configura-se em uma realidade comum em muitas partes do Brasil e do mundo. Esta investigação analisou a possibilidade dos níveis de contaminação microbiológicos encontrados em amostragem prévia da qualidade de água do aquífero freático localizado na região do Cemitério Parque Bom Jardim, Fortaleza-CE, estar diretamente associada à sua presença na localidade. Conforme metodologia proposta, em que se admitiu conhecido o tempo de sobrevivência de patógenos em águas subterrâneas e que o seu deslocamento acontecia necessariamente por processos advectivos, foi possível balizar, a partir da modelagem computacional do fluxo subterrâneo e do transporte de contaminantes, que a possibilidade da contaminação ser advinda do cemitério apresentou-se como bastante improvável. Essa perspectiva apontou que a falta de saneamento (notadamente o esgotamento sanitário) apresentava-se como maior agente degradante da qualidade das águas do lençol freático local.

Abstract – Aquifer contamination in areas near by cemeteries are a common reality in many parts of Brazil e worldwide. This study analyzed levels of microbiologic contamination found in samples of the free aquifer located at the cemetery Bom Jardim in Fortaleza – CE. It was investigated if this contamination was related to the presence of the cemetery. According to the methodology proposed, which took into account the survival time of the microorganisms pathogens which causes illnesses and the primary process of movement was advective, it was possible to conclude that the source of groundwater contamination was not the cemetery. This study confirmed our initial assumption that the main cause of groundwater contamination is the lack of a sanitary sewage system in the area.

Palavras-Chave – águas subterrâneas, modelagem computacional, contaminação.

¹ UESPI, CCET, Rua João Cabral 2231, 64002-150, Teresina - PI. e-mail: engmaurocesar@hotmail.com

² UFC, DEHA, Centro de Tecnologia, Campus do Pici, Bloco 713, 60451-970, Fortaleza - CE, e-mail: marco@ufc.br

³ UFC, Departamento de Geologia, Centro de Tecnologia, Campus do Pici, Bloco 913, 60455-760, Fortaleza - CE, e-mail: david@ufc.br

1 – INTRODUÇÃO

No Brasil praticamente a totalidade dos cemitérios municipais apresenta algum problema de cunho ambiental ou sanitário e em muitos casos o risco de contaminação do aquífero freático adjacente a essas áreas é reconhecidamente comprovado (ABAS, 2001).

Dentre as peculiaridades destes possíveis riscos, se insere o fato de que nas localidades circunvizinhas aos cemitérios, não raramente, existe a captação de água dos reservatórios subterrâneos para uso e consumo humano, realizado principalmente por comunidades de baixa renda.

O trabalho de Dent (2005) aponta que o potencial para propagação de microrganismos patogênicos via águas subterrâneas apresenta-se como a principal ameaça, dentre os possíveis impactos gerados pela prática de disposição de corpos humanos via sepultamento em cemitérios.

Outros trabalhos como o de Martins *et al.* (1991), Marinho (1998), Pacheco (2000) e Matos (2001) também caracterizam os impactos de cemitérios em águas subterrâneas a partir da identificação de microrganismos comumente encontrados no processo de decomposição dos corpos humanos ali presentes.

Sob este foco, durante o ano de 2006, o Laboratório de Geofísica do Departamento de Geologia da Universidade Federal do Ceará através do projeto “Caracterização geoambiental interdisciplinar do cemitério Bom Jardim” interessado em avaliar a possível contaminação dos reservatórios subterrâneos sob o cemitério Bom Jardim localizado na zona urbana da cidade de Fortaleza - CE estabeleceu e desenvolveu uma metodologia de investigação comumente aplicada a esses tipos de agentes potenciais de degradação dos recursos subsuperficiais.

A locação de poços de observação, a determinação de levantamentos da geofísica local e a coleta de água para análises de qualidade em termos hidroquímicos e bacteriológicos, constituíram a abordagem que procurou levantar o maior número de dados sobre o sistema aquífero da região e seus intervenientes.

Terminada a parte de coleta de campo e de posse dos resultados das análises procedidas, pôde-se perceber que existe contaminação, principalmente bacteriológica, nas aferições de qualidade de água obtidas. No entanto, segundo análise prévia, a possibilidade do nível de contaminação estar diretamente relacionada à inexistência de esgotamento sanitário revelou-se uma hipótese bastante plausível.

Apesar disso, foram perceptíveis as dúvidas da comunidade local, que mesmo em vista de fatos inequívocos que corroboravam as explicações acerca da contaminação do lençol freático,

continuou propensa a acreditar na possível contaminação advinda dos limites do cemitério Bom Jardim.

Diante de tais circunstâncias o Laboratório de Hidráulica Computacional do Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental da Universidade Federal do Ceará, sugeriu uma metodologia baseada na obtenção de cenários de contaminação através da modelagem computacional do aquífero freático em questão, com o intuito de dar mais subsídios à investigação da ocorrência da contaminação.

Nesse contexto, a modelagem computacional de águas subterrâneas – ferramenta utilizada nessa pesquisa – assume sua vocação por primazia que é o de contribuir com as já disponíveis informações de campo oriundas de uma pesquisa intensiva e bem direcionada, de maneira que juntas possam determinar direções na tomada de decisões, seja de regulamentação, previsão ou gestão de mananciais de água subterrânea.

2 – OBJETIVOS

Utilização da modelagem computacional como ferramenta base na geração de cenários de transporte de contaminantes para produção de uma fonte de informações que possibilite o amplo conhecimento da dinâmica local da área estudada, a fim de prever possíveis danos à integridade do meio subsuperficial a partir da disseminação de poluentes oriundos do cemitério Bom Jardim, Fortaleza - CE.

3 – MATERIAIS E MÉTODOS

3.1 – Problema Modelado

O método assumido para o transporte de contaminantes microbiológicos em águas subterrâneas e o subsequente zoneamento de proteção de fontes de captação de água de mananciais subterrâneos comumente adotados por agências ambientais leva em consideração duas hipóteses fundamentais (USEPA, 1987 apud ANDERSON e WOESSER, 1992; ENVIRONMENT AGENCY, 1997 apud EHS, 2001; TAYLOR, 2004):

- A sobrevivência dos patógenos no meio analisado (água subterrânea) é conhecida;
- Microrganismos são transportados na velocidade média linear do fluxo da água subterrânea (transporte advectivo).

Para a primeira hipótese, segundo os conhecimentos sobre o meio e capacidade de sobrevivência do contaminante microbiológico, é possível admitir que para um tempo de percurso de 50 dias, que seria o tempo de deterioração do patógeno, pode-se aceitar que para uma área além desse tempo de trajeto calculado, as chances de contaminação sejam muito baixas (ARGOSS, 2001; EHS, 2001).

Na segunda hipótese, por força da praticidade, pois nem sempre se conhece o tipo de transporte no meio subsuperficial, considerar o contaminante com características conservativas e o seu deslocamento na velocidade média linear do fluxo subterrâneo, continua a ser o mais usual e aceitável para fins de simplificação da modelagem (ARGOSS, 2001; EHS, 2001; ANDERSON e WOESSER, 1992).

Segundo a metodologia dessa pesquisa foi proposto uma adaptação do estudo de zoneamento (acima citado) sugerindo-se que a partir do modelo computacional do fluxo subterrâneo calibrado na área de estudo seja possível determinar a velocidade média do fluxo na região e a sua orientação principal, estabelecendo uma faixa no entorno dos limites do cemitério para um tempo de fluxo subterrâneo de 50 dias.

De tal sorte que, a partir do término da indicação dessa faixa, as chances de contaminação microbiológica por vírus e bactérias advindos do processo de decomposição da alta concentração de corpos enterrados no cemitério Bom Jardim, sejam as mínimas possíveis ou simplesmente improváveis.

3.2 – Área de Estudo

O Cemitério Municipal Parque Bom Jardim, encontra-se localizado na Rua Estrada Jatobá, 2.668, no bairro Bom Jardim, na área urbana da cidade de Fortaleza – CE, Brasil.

Considerado o maior cemitério público de Fortaleza, de pouco mais de 84 mil metros quadrados de área, sendo em torno de 40 mil só para sepultamento, quase 17 mil de alamedas e pouco mais de 26 mil de área verde, com data de fundação de julho de 1994, encontra-se hoje com sua capacidade de atendimento exaurida, com 58.911 vagas preenchidas, graças a alta demanda assinalada não só pela população fortalezense como também por grande parcela da população da região metropolitana (SINCEP, 2007).

Na localidade Bom Jardim, caracterizada por apresentar uma população notadamente de baixa renda, a presença do cemitério e a falta do sistema público de esgotamento sanitário, apresentam-se como os maiores agentes potenciais ao dano da saúde coletiva da região.

Apesar disso, e muito embora haja o atendimento do sistema de distribuição de água tratada, configura-se uma prática comum a captação de água para consumo humano diretamente do lençol freático, sem que se aconteça algum tipo de tratamento prévio.

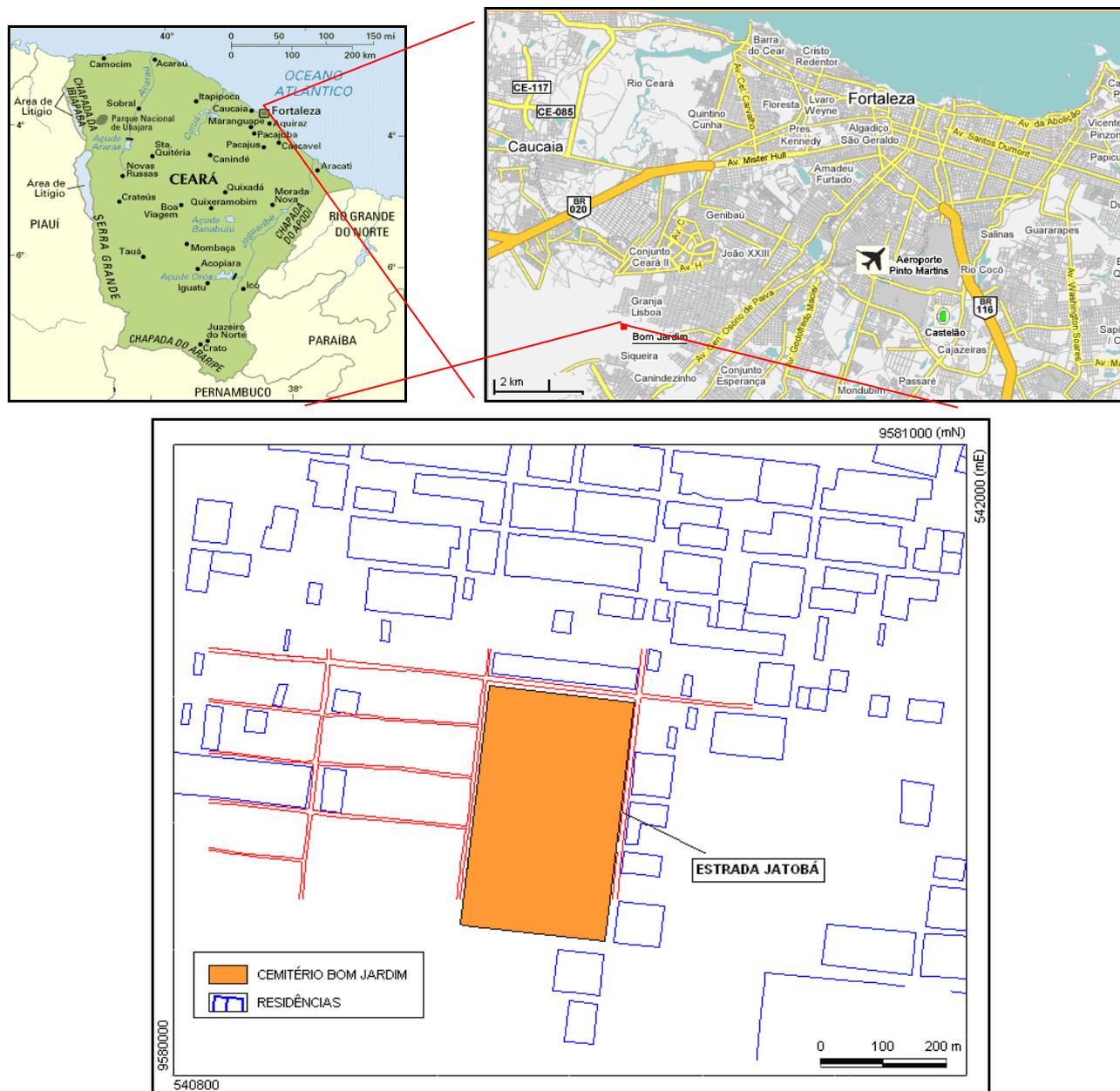


Figura 1. Área de estudo – Cemitério Parque Bom Jardim, Fortaleza – CE.

Fonte: Sousa (2008).

3.3 – Modelagem do Aquífero

Usualmente a modelagem de aquíferos requer a tomada de alguns passos para conceber um modelo da forma mais realista possível. A metodologia habitualmente empregada traça a necessidade de se conceber um modelo conceitual, o emprego de um método matemático, a

calibração do modelo e por fim a validação (SPITZ e MORENO, 1996; ANDERSON e WOESSER, 1992).

O modelo conceitual pode ser definido como uma idealização capaz de gerar o entendimento das condições de campo e vislumbrar a maneira de como o fluxo subterrâneo trabalha (SPITZ e MORENO, 1996). Conforme Anderson e Woesser (1992) é o mais importante passo da modelagem.

O modelo matemático está intimamente ligado à escolha do modelo numérico e do pacote computacional que irá empenhar esforços na resolução das equações do fluxo subterrâneo (MANOEL FILHO e FEITOSA, 2000).

A calibração é a etapa de ajuste dos parâmetros do modelo para obtenção de maior semelhança possível das características (cargas hidráulicas e fluxo) monitoradas em campo (MANOEL FILHO e FEITOSA, 2000).

A validação, segundo Hassan (2004), trata-se de um processo longo e iterativo no qual a credibilidade conferida ao modelo garantirá a sua utilização como ferramenta na tomada de decisões.

Nesta pesquisa o modelo conceitual e posterior modelagem computacional foram concebidos a partir da interpretação dos dados de campo para a área de interesse, disponibilizados pelo Laboratório de Geofísica do Departamento de Geologia da Universidade Federal do Ceará. Cita-se, portanto a obtenção dos seguintes dados:

- Variação do nível estático do aquífero freático local durante o período compreendido entre novembro de 2005 e novembro de 2006;
- Caracterização da condutividade hidráulica do sistema aquífero;
- Determinação da espessura do aquífero a partir de métodos geofísicos;
- Topografia da área de estudo.

As estimativas de recarga do aquífero, dado importante para a definição do modelo conceitual e posterior realização do modelo computacional, foram realizadas à parte, a partir da análise do balanço hídrico da região.

E por fim a modelagem computacional foi realizada com o uso do software PMWIN PRO[®], que ofereceu interface para o processamento de dados para o pacote computacional MODFLOW[®], responsável pela simulação do fluxo de água subterrânea e para o PMPATH[®], responsável pela simulação do transporte advectivo de partículas.

Para a calibração dos resultados da modelagem foi utilizado o conhecido método desenvolvido por Schuster (2004) denominado de Método Iterativo de Gradiente Hidráulico ou simplesmente MIGHA.

3.3.1 – Variação do nível estático

Dentre os 9 (nove) piezômetros distribuídos na área (Figura 2), foram selecionados os pontos P1, P4, P5, P8 e P9 para a definição da potentiometria observada para a simulação. Esta escolha se baseou no fato de que estes pontos apresentaram uma melhor indicação da tendência do fluxo subterrâneo (concepção importante para o modelo).

Outra definição para a tomada da potentiometria observada foi a consideração do mês de julho/2006 como representativo do período crítico de contaminação na localidade do cemitério Bom Jardim. Esta abordagem reflete a assertiva de Young *et. al.*(2002), em que o aumento do grau de contaminação de águas subterrâneas por vírus e bactérias oriundos de camadas superiores do solo ocorre notoriamente no período de elevação do lençol freático a níveis mais próximos da superfície.

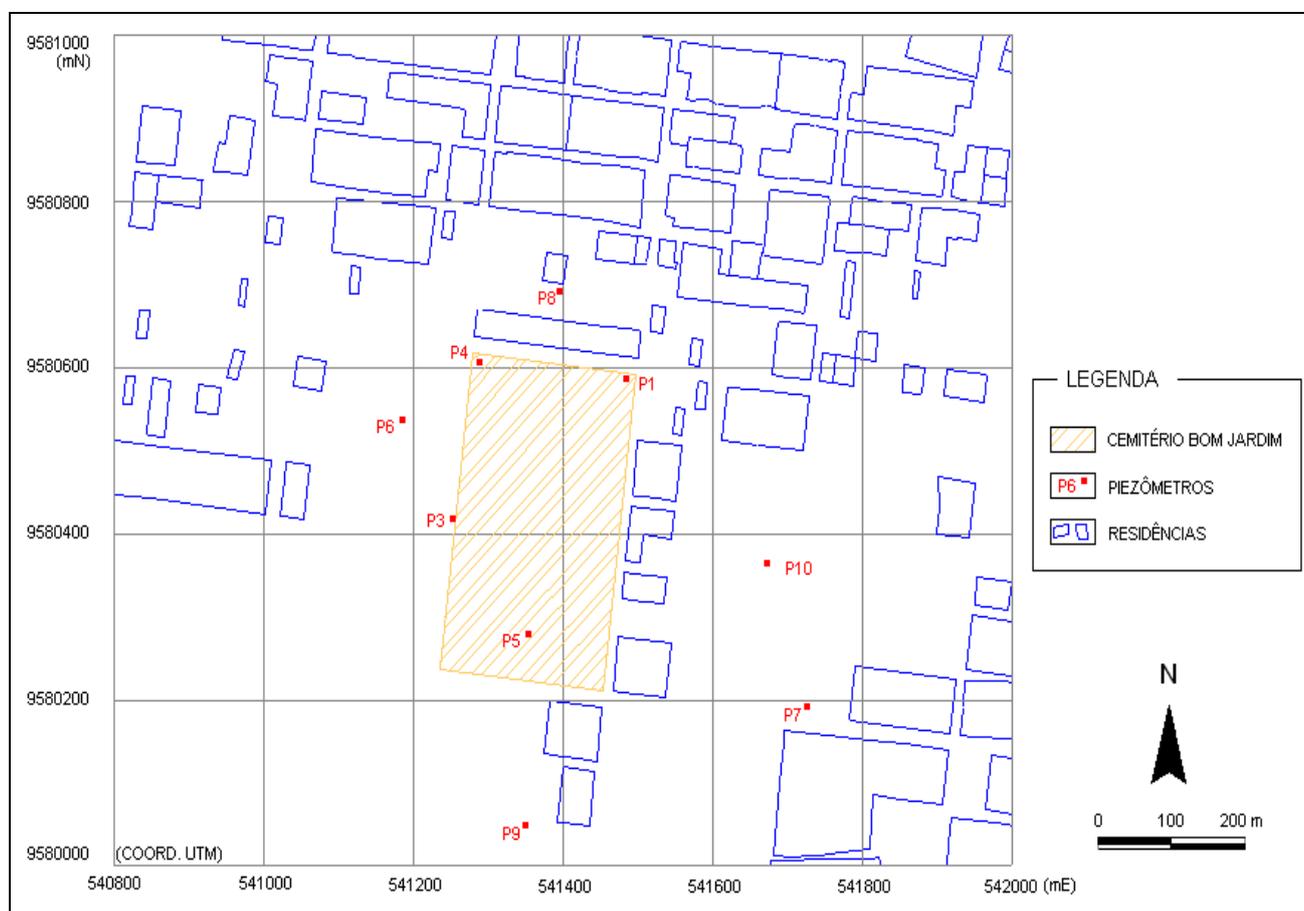


Figura 2. Distribuição dos piezômetros na área de estudo.

Fonte: Sousa (2008)

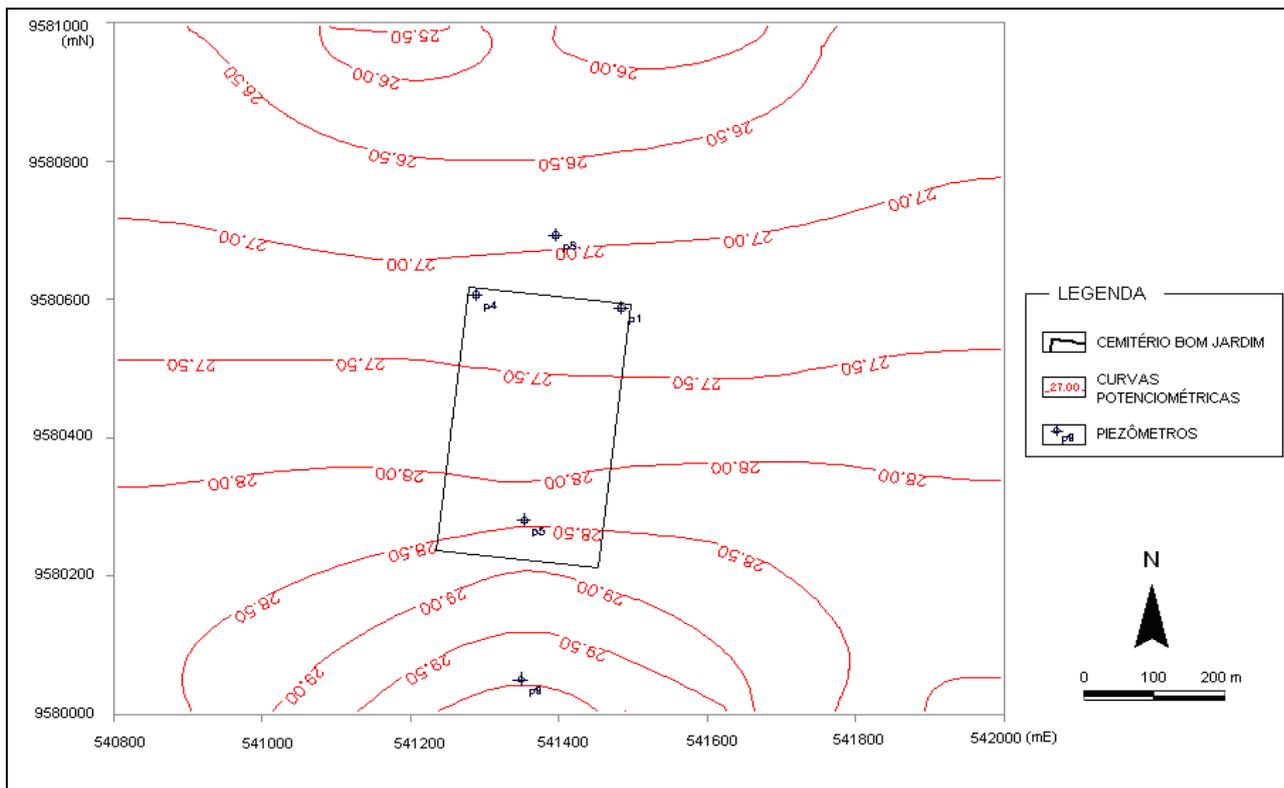


Figura 3. Potenciometria observada (em metros) na área para o período considerado crítico.

3.3.2 – Caracterização da Condutividade Hidráulica do Sistema

Conforme resultados de condutividades hidráulicas obtidos e ensaiados a partir de amostras de solo da região pelo projeto “Caracterização Geoambiental Interdisciplinar do Cemitério Bom Jardim”, constata-se que a variação de condutividade hidráulica (em torno de 10^{-8} m/s) evidencia um tipo de solo, conforme Fetter (1994), variando entre argilas e siltes.

3.3.3 - Determinação da espessura do aquífero a partir de métodos geofísicos

Um total de 9 (nove) pontos de sondagens elétricas verticais (SEV's) foram realizadas para tomada de informações pertinentes às características do subsolo da região. Onde se constatou na região interior aos limites do cemitério que a espessura média de depósitos inconsolidados do sistema aquífero poderia atingir 20 metros de profundidade até encontrar a formação do embasamento cristalino, em contraste com extremos leste e oeste fora dos seus limites, que não ultrapassavam 4 metros de profundidade.

Portanto, para fins de simplificação no modelo, foi admitida a espessura média de 20 metros para toda a área do domínio simulado.



Figura 4. Distribuição das SEV's.

Fonte: Sousa (2008)

3.3.4 – Topografia da área de estudo

A topografia foi ajustada para servir como arquivo de entrada no modelo numérico simulado no PMWIN PRO[®] a partir do aplicativo UFC2 desenvolvido pelo laboratório de Hidráulica Computacional do Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental da UFC, que possibilitou a tomada de 2000 mil pontos cotados a partir da matriz topográfica inicial, onde posteriormente, segundo procedimento adotado no FIELD INTERPOLATION[®] houve a redistribuição na malha discretizada do domínio.

3.3.5 – Estimativas de recarga do aquífero

O balanço hídrico na localidade de estudo foi estabelecido como alternativa para se avaliar a infiltração efetiva ou recarga de água no aquífero freático da região.

O Posto Pluviométrico Castelão, localizado no município de Fortaleza (Ceará), foi adotado como representativo para a área abrangendo o cemitério Bom Jardim. O período de informação foi de 17 anos, de 1990 a 2006, os dados da série histórica de precipitação e temperaturas médias mensais para o período analisado foram fornecidos pela Fundação Cearense de Meteorologia e Recursos Hídricos (FUNCEME) e Instituto Nacional de Meteorologia (INMET), respectivamente.

Para estimativa da Evapotranspiração Potencial – essencial na elaboração do balanço – foi utilizado o método de Thornthwaite que correlaciona as informações de precipitação com a variável temperatura de acordo com o método apresentado em Tucci (1997).

A infiltração efetiva, desprezando o escoamento superficial, para o aquífero freático do cemitério Bom Jardim pôde então ser estimada em 240,43 mm/ano.

3.3.6 – Seleção do modelo numérico, discretização da malha e tomada das condições de contorno

A modelagem numérica foi realizada com o uso do software PMWIN PRO[®], o domínio do modelo compreende uma área de 1,2 km² e foi discretizado em uma malha de diferenças finitas de dimensões 1200m ao longo da direção x (leste-oeste) e 1000 m ao longo da direção y (norte-sul), com células de dimensões 12 X 10 m. Sendo uma única camada definida por não confinada por se tratar de um aquífero freático com espessura média adotada de 20 m.

As condições de contorno foram delimitadas em consonância com a percepção do sentido de fluxo do sistema aquífero da área de estudo (piezômetros P1, P4, P5, P8 e P9), onde se admitiu um contorno de carga hidráulica especificada na fronteira de entrada de fluxo, a montante (limite sul), e um contorno de carga hidráulica especificada na saída de fluxo, a jusante (limite norte). Aos dois limites laterais, partindo-se da premissa que existam linhas de corrente que tornam o fluxo nulo na direção perpendicular a essas fronteiras, admitiu-se contornos sem fluxos.

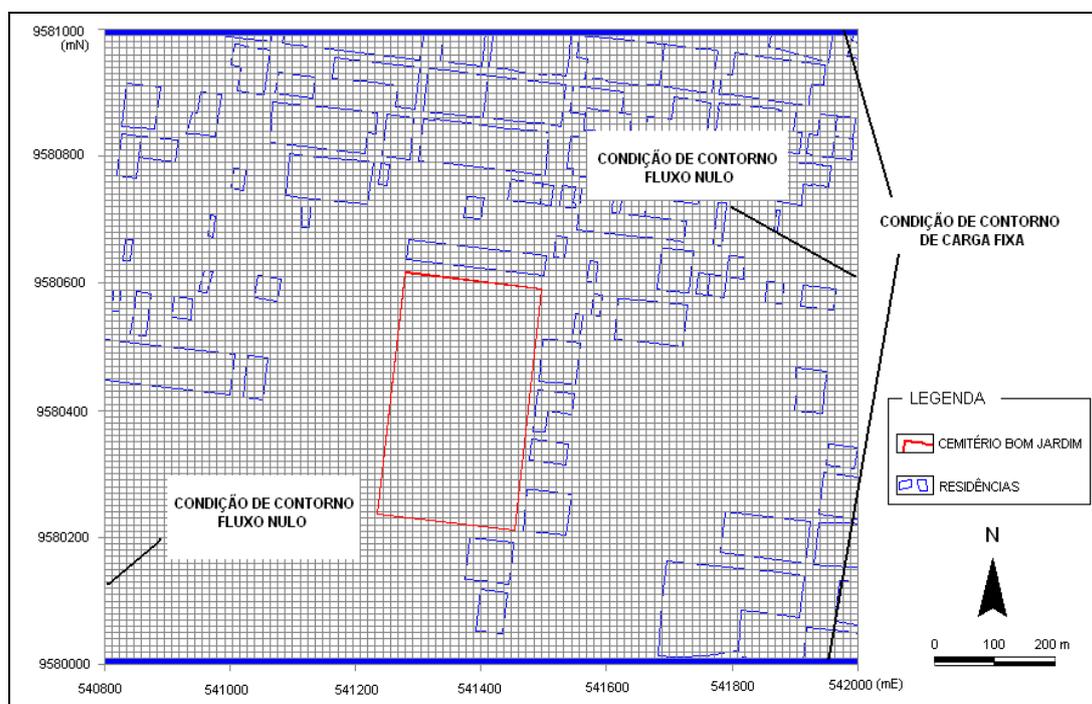


Figura 5. Indicação da discretização da malha de diferenças finitas e condições de contorno.

3.3.7 – Calibração

A calibração do modelo foi obtida pela minimização dos residuais verificados entre as cargas hidráulicas calculadas obtidas pela simulação e as cargas hidráulicas observadas em campo. Para atingir tais resultados, o procedimento utilizado foi o desenvolvido por Schuster (2004) denominado de Método Iterativo de Gradiente Hidráulico ou simplesmente MIGHA. Originariamente concebido em linguagem MATLAB[®] e posteriormente convertido para linguagem FORTRAN (Fortran 90 – Compaq Visual Fortran Versão 6.5) por Souza (2007).

Este método consiste em um procedimento iterativo, em que a partir de uma matriz inicial de condutividades hidráulicas obtidas em campo, juntamente com a matriz das cargas hidráulicas observadas (potenciometria observada) também em campo, e ainda, de posse da matriz de cargas hidráulicas calculadas (potenciometria calculada) fornecidas pela simulação do fluxo subterrâneo no modelo, seja possível gerar a cada ciclo iterativo no MIGHA, uma nova matriz otimizada de condutividades hidráulicas. De maneira que o residual entre o que se simula e o que se observa, em termos de cargas hidráulicas, seja dirimido a cada nova simulação no pacote computacional PMWIN PRO[®].

Visualmente, se faz um comparativo a cada nova iteração entre a potenciometria observada nas condições de campo e a potenciometria calculada na simulação. Conforme haja convergência entre as condições potenciométricas observadas e as simuladas, pode-se admitir que o modelo esteja calibrado. O aprofundamento do método pode ser visto com mais propriedade nos trabalhos de Schuster (2004) e Souza (2007).

3.3.8 – Simulação

Neste trabalho o cenário simulado foi para estado permanente e o aquífero como sendo confinado, homogêneo e isotrópico. O contaminante transporta-se no meio por processos advectivos e está em contato direto com o lençol freático, desprezando-se assim a ação da camada insaturada do solo.

4 – RESULTADOS E DISCUSSÕES

Os resultados deste trabalho são apresentados seguindo-se a seqüência lógica do processo de modelagem computacional, em que, a partir da confrontação da potenciometria observada em campo com a potenciometria calculada pela primeira simulação, torna-se possível averiguar a

necessidade da tomada do método de calibração para correção da direção do fluxo subterrâneo e máxima diminuição das diferenças entre cargas observadas em campo e calculadas no modelo.

Após o processo iterativo da calibração apresenta-se a potenciometria calibrada, indicando-se o sentido corrigido (vetores indicativos do direcionamento) e a velocidade média obtida pelo fluxo subterrâneo modelado. Sendo estes fundamentais para representação da faixa no entorno do cemitério na qual, para a condição de simulação assumida, pode-se admitir e prever a passível de contaminação.

4.1 – Comparativo entre potenciometria observada e calculada sem a calibração

Na Figura 6 traça-se um comparativo entre a potenciometria observada (linhas em vermelho), cenário para o qual o modelo simulado deve convergir para representar as condições ideais, e a potenciometria calculada na primeira simulação sem a devida calibração (linhas em azul).

Nessa fase, tornou-se patente a necessidade da correção do fluxo e distribuição das cargas hidráulicas na região modelada, através do método de calibração proposto na metodologia.

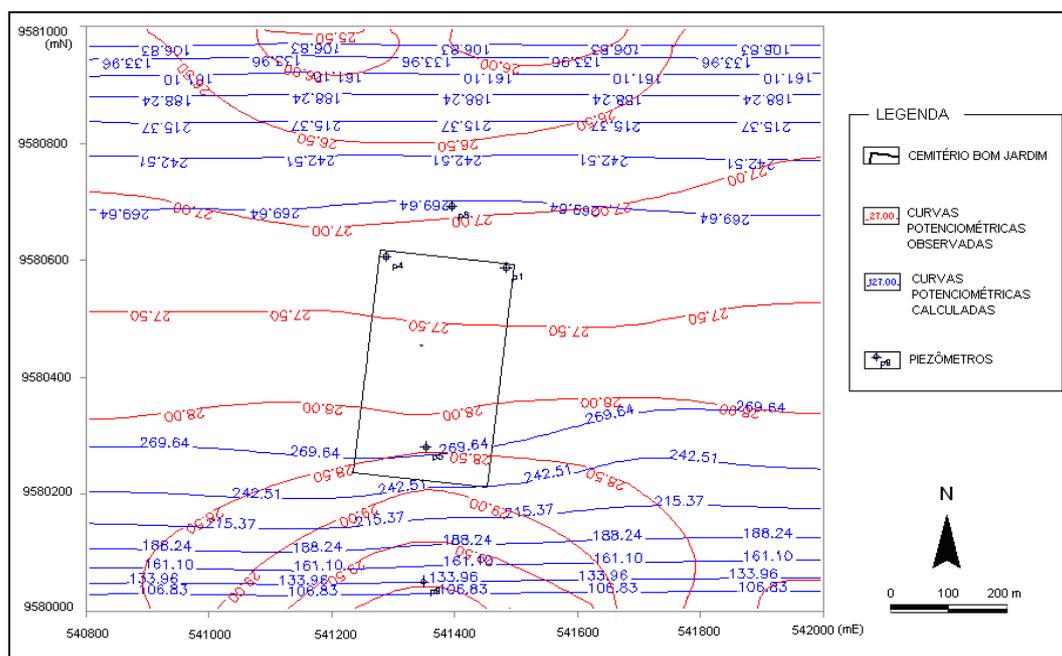


Figura 6. Potenciometria observada e potenciometria calculada sem a calibração.

4.2 – Calibração

A calibração segundo o proposto na metodologia, foi possível pela tomada do Método do Gradiente Hidráulico Alternativo (MIGHA) desenvolvido por Schuster (2004) e adaptado por Souza (2007) para a linguagem FORTRAN.

O erro quadrático médio (RMSEH) entre a distribuição de cargas hidráulicas observadas e calculadas que partiu de um valor 213,49 m e a soma dos ângulos formados (Soma ϕ) pelos gradientes observados e calculados que partiu de um valor de 84,57°, convergiram após a iteração de número 9 (nove), para valores de RMSEH = 7,92E-02 m e Soma ϕ = 7,49°.

A Figura 7 apresenta o modelo calculado convergindo para as condições observadas (potenciometria observada). O que se percebeu, portanto, é que a potenciometria calculada após simulação de fluxo calibrado, determinou condições satisfatórias da representação do observado em campo, o que se definiria como primordial para o alcance dos objetivos propostos pela metodologia desta pesquisa.

A velocidade média linear do fluxo subterrâneo foi estabelecida em 0,27 m/dia após a simulação com o fluxo calibrado no pacote PMPATH®.

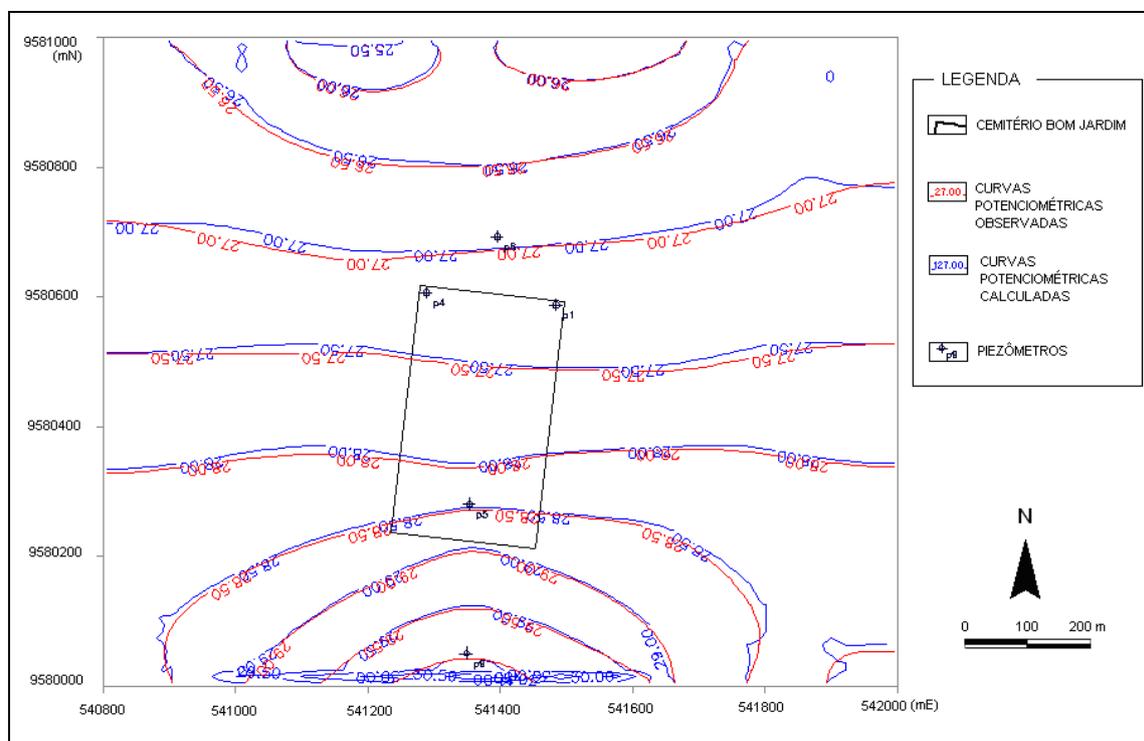


Figura 7. Potenciometria observada e potenciometria calculada após *nona iteração* de calibração.

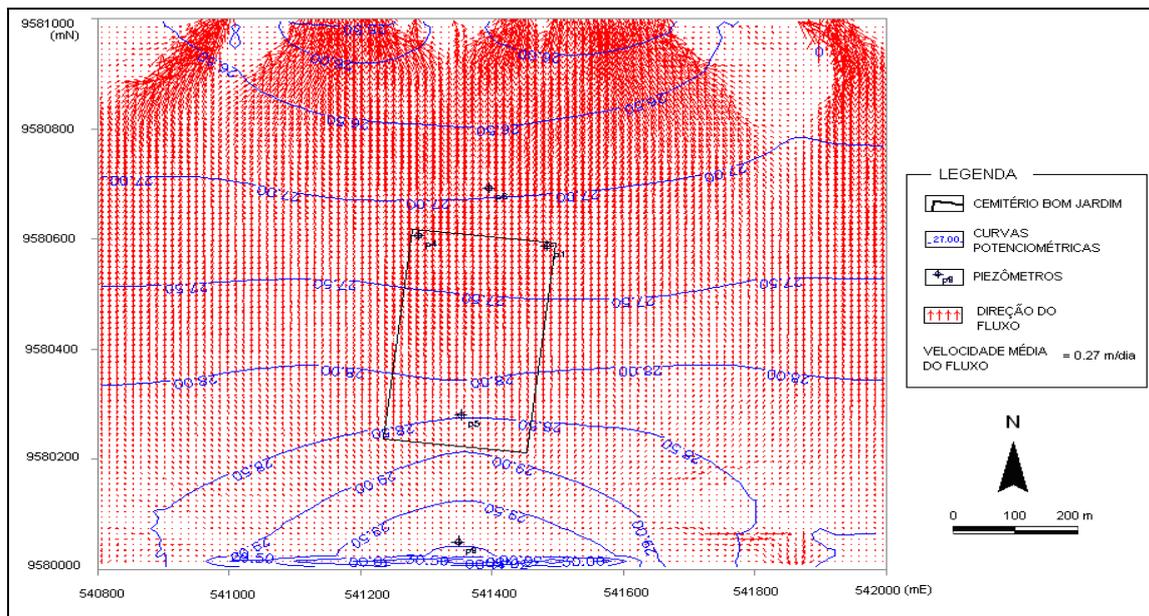


Figura 8. Potenciometria calculada calibrada com representação do direcionamento e velocidade média linear do fluxo subterrâneo (0,27 m/dia).

4.3 – Zoneamento da contaminação

De acordo com a velocidade média de fluxo obtida (0,27 m/dia) a faixa limitada ao redor do cemitério Bom Jardim, abrangeria uma largura de 13,50 m para um tempo de percurso do fluxo subterrâneo de 50 dias. O que, a partir da linha exterior dessa faixa, seria possível admitir que não haja viabilidade da detecção de uma contaminação microbiológica advinda dos limites interiores do cemitério em questão.

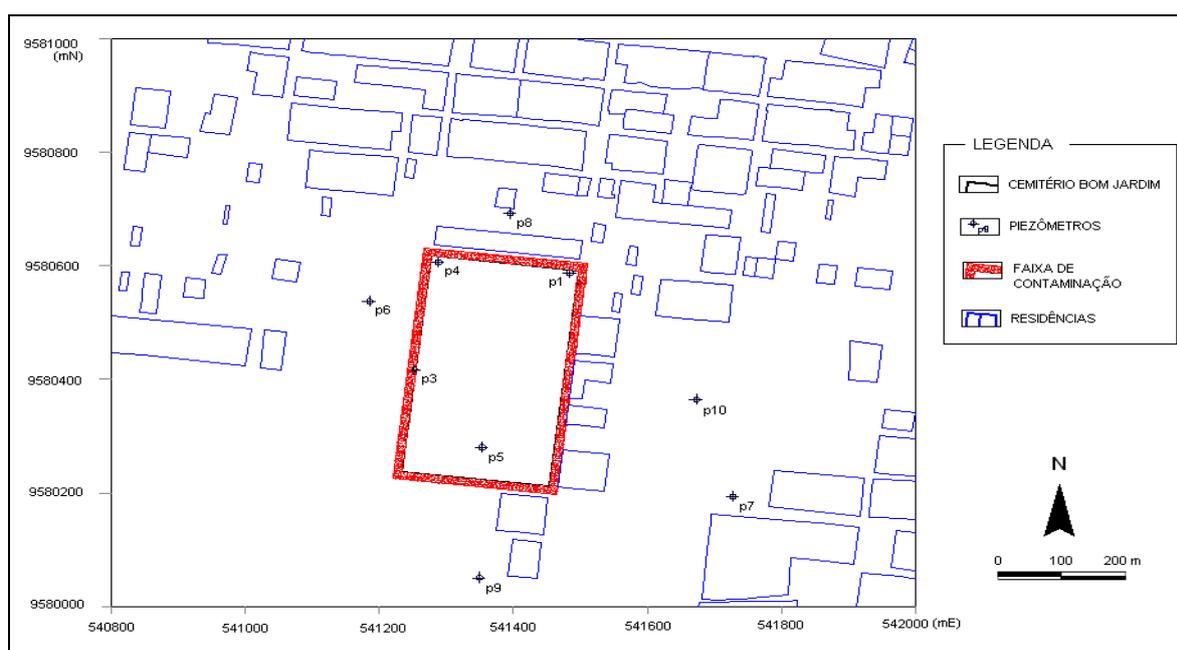


Figura 9. Faixa de previsão da zona de máxima contaminação microbiológica oriunda do cemitério.

Vale ressaltar que a condição de simulação admitiu que a pluma de microrganismos patogênicos originária da alta concentração de corpos em decomposição no cemitério estivesse em contato direto com o lençol freático (hipótese mais desfavorável), desprezando-se o caráter de atenuação da zona insaturada, presente na área de estudo.

Sob essa condição específica pode-se afirmar que não corresponde à realidade, visto que, segundo dados colhidos nos piezômetros P1, P4 e P5 (locados dentro do cemitério), foi possível constatar uma camada insaturada para a região interior do cemitério variando de 2,47 m até 7 m de espessura, para o mês onde se registrou a maior elevação do nível estático (julho/2006).

Segundo ARGOSS (2001) a zona insaturada é a primeira linha de defesa natural que vai de encontro à poluição que se infiltra para o manancial de água subterrâneo, de forma que se for ignorada, as avaliações serão excessivamente conservadoras.

Outro fator importante seria a composição característica da litologia do solo da região, onde se pôde constatar a partir dos ensaios de permeabilidade (item 3.3.2) a indicação de uma variação entre solos siltosos e argilosos.

Segundo Dent (2005), Uçisik e Rushbrook (1998) e ARGOSS (2001), as argilas são os melhores tipos de solo como primeira linha de defesa no combate à contaminação microbiológica, por conta do acentuado caráter de filtração, adsorção e dispersão para a maioria das partículas de vírus e bactérias.

Pela Figura 9 averigua-se que a faixa passível de contaminação advinda do cemitério atinge o piezômetro P3 (fora dos limites do cemitério) para a condição de simulação assumida.

A partir dessa representação, em um primeiro momento, pode-se considerar que a contaminação microbiológica detectada neste piezômetro específico pudesse ser advinda do cemitério. O que seria absolutamente injustificado pela presença da camada insaturada e a presença de argilas na composição do solo, conforme já exposto.

Assim, como somente este piezômetro (P3) encontra-se dentro da faixa de contaminação prevista traçada na Figura 9, e todos os outros piezômetros fora dos limites do cemitério (P6, P7, P8, P9 e P10) encontram-se muito afastados desta faixa de possível contaminação, e ainda levando-se em consideração todas particularidades dos processos atenuantes da camada insaturada, pode-se balizar que as chances do nível de contaminação microbiológica coletadas nas amostras de águas serem advindas do cemitério Bom Jardim para a área de estudo são bastante improváveis.

E finalmente, segundo o que já se supunha no âmbito do projeto, a possibilidade mais aceitável para o nível de contaminação microbiológica detectada nos piezômetros distribuídos na região exterior ao cemitério, é de que seja advinda dos pontos de lançamento no solo e subsolo dos

inúmeros destinos finais para águas residuárias residenciais encontradas em toda distribuição da área analisada.

5 – CONCLUSÕES

A modelagem computacional do transporte de contaminantes em sistemas aquíferos, atuando em conformidade com o monitoramento dos dados das condições globais de campo, conseguiu neste estudo, fornecer subsídios que pudessem complementar e melhorar o entendimento das peculiaridades do reservatório subterrâneo freático da região caracterizada pela presença do cemitério Bom Jardim em Fortaleza – CE.

A proposta inicial, de se estabelecer um modelo que simulasse o que ocorre em escala real, como forma de se estimar a possibilidade de contaminação extra-limites do cemitério, pôde ser balizada como condizente com as expectativas próprias da concepção conceitual do sistema, de maneira que o seu êxito se traduz desde a facilidade com que se obteve a sua calibração, o que deixou claro a qualidade dos dados colhidos em campo, até a capacidade em se prever com confiança o comportamento do fluxo subterrâneo e transporte do contaminante modelado.

No tocante à velocidade do fluxo subterrâneo, a estimativa prevista pelo modelo, em torno de 0,27 m/dia, tornou possível admitir que a contaminação não percorresse mais que 13,50 m além dos limites do cemitério, o que otimiza a hipótese de que a contaminação detectada nos poços de observação seja, na verdade, oriunda da falta de saneamento local.

Conclusão essa também fundamentada no tempo de sobrevivência e transporte dos organismos microbiológicos patogênicos, que pode ser plenamente dificultada pela existência da camada insaturada com indicação de argilas presentes na região, como primeira linha de defesa contra a propagação e deslocamento da pluma contaminante. Caracterizando, dessa forma, a ação degradante da qualidade da água subterrânea para além dos limites do cemitério como bastante improvável.

6 – REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABAS. (2001). *Cemitérios: Risco potencial às águas subterrâneas*. Boletim Informativo da Associação Brasileira de Águas Subterrâneas. Fevereiro – Nº 111.

ANDERSON, M., WOESSNER, W. (1992). *Applied groundwater modeling: simulation of flow and advective transport*. San Diego: Academic Press, Inc. 381 pp.

- ARGOSS. (2001). *Guidelines for assessing the risk to groundwater from on-site sanitation*. British Geological Survey Commissioned Report CR/01/142. BGS keyworth, England. 104 p.
- DENT, B.B. (2005). *Vulnerability and the Unsaturated Zone - The Case for Cemeteries*. Proceedings “Where Waters Meet”, Joint Conference - New Zealand Hydrological Society, International Association of, Hydrogeologists (Australian Chapter) and New Zealand Soil Science Society, Auckland, Nov 30 - Dec 2, paper A13.
- EHS. (2001). *Policy and Practice for the Protection of Groundwater in Northern Ireland*. Department of the Environment. Printing Unit. Booklet. 40 p.
- FETTER, C. W. (1994). *Applied Hydrogeology*, 3rd edition. Mcmillan College Publishing Company, New York, NY. 691 p.
- HASSAN, A. E. (2004). *Validation of numerical groundwater models used to guide decision making*. Ground Water, v. 42, n. 2, p. 277-290.
- MANOEL FILHO, J.; FEITOSA, F. A. C. (2000). *Hidrogeologia: conceitos e aplicações*. 2^a Edição. Fortaleza: CPRM - Serviço Geológico do Brasil; LABHID - Laboratório de Hidrogeologia da UFPE, 391 p ISBN.
- MARINHO, A. M. C. P. (1998). *Contaminação de Aquíferos por Instalação de Cemitérios. Estudo de Caso do Cemitério São João Batista, Fortaleza – Ceará*. Centro de Ciências da Universidade Federal do Ceará. Fortaleza. Dissertação de Mestrado. 88 p.
- MARTINS, T.; PELLIZARI, V. H.; PACHECO, A.; MYAKI, D. M.; ADAMS, C.; BOSSOLAN, N. R. S.; MENDES, J. M. B.; HASSUDA, S. (1991). *Qualidade bacteriológica de águas subterrâneas em cemitérios*. Revista Saúde Pública, v. 25, n. 1, p. 47-52.
- MATOS, B. A. (2001). *Avaliação da ocorrência e do transporte de microorganismo no aquífero freático do cemitério de Vila Nova Cachoeirinha, município de São Paulo*. Instituto de Geociências da Universidade de São Paulo. São Paulo. Tese de Doutorado. 161 p.
- PACHECO, A. (2000). *Cemitérios e meio ambiente*. São Paulo, Tese (Livre Docência). 102 p.
- SCHUSTER, H. D. M.; ARAÚJO, H. D. B. (2004). *Uma Formulação Alternativa do Método Iterativo de Gradiente Hidráulico no Procedimento de Calibração dos Parâmetros Hidrodinâmicos do Sistema Aquífero*. RBRH – Revista brasileira de recursos hídricos. Volume 9, no 2: 31-37.
- SINCEP. (2007). *Sindicato dos Cemitérios Particulares do Brasil*. Disponível em: <<http://www.sincep.com.br>>. Acesso em: 26 out. 2007.
- SOUSA, M. C. B. (2008). *“Modelagem Computacional do transporte de contaminantes em aquíferos freáticos: estudo de caso para o cemitério Parque Bom Jardim, Fortaleza – CE”*. Universidade Federal do Ceará. Fortaleza. Dissertação de Mestrado. 122 p.

- SOUZA, C.D. (2007). *Simulação Computacional do Fluxo Hídrico Subterrâneo na Região do Cariri e Calibração Utilizando Gradiente das Cargas Hidráulicas*. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Ceará - UFC. 134 p.
- SPITZ, K.; MORENO, J. (1996). *A Practical Guide to Groundwater and Solute Transport Modelling*. John Wiley, New York. 641 p.
- TAYLOR, R.; CRONIN, A.; PEDLEY, S.; BARKER, J.; ATKINSON, T. (2004). *The implications of groundwater velocity variations on microbial transport and wellhead protection - review of field evidence*. FEMS Microbiol. Ecology, v. 49, n. 1, p. 17-26.
- TUCCI, C. E. M. (1997). *HIDROLOGIA: ciência e aplicação*. Porto Alegre: Ed. da Universidade, EDUSP, ABRH, (Colecao ABRH de Recursos Hidricos;v.4). 943p.
- ÜÇISIK, A. S.; RUSHBROOK, P. (1998). *The Impact of Cemeteries on the Environment and Public Health: An Introductory Briefing*. World Health Organization, Regional Office for Europe, European Centre for Environment and Health, Denmark. 15 p.
- YOUNG, C. P.; BLACKMORE, K. M; LEAVENS, A.; REYNOLDS, P. J. (2002). *Pollution Potential of cemeteries*. R & D Tecnnical Report P233, Environment Agency. 115 p.