

Mapeamento do Índice de Perigo ao Consumo de Águas Subterrâneas Vulneráveis à Contaminação

Rosane Cunha Maia Nobre, Manoel de Melo Maia Nobre

Instituto de Geografia, Desenvolvimento e Meio Ambiente, IGDEMA/UFAL

rosanemaia@uol.com.br; manoelmaia@uol.com.br

Otto Corrêa Rotunno Filho, Webe João Mansur

Departamento de Engenharia Civil, COPPE/UFRJ

otto@coc.ufrj.br; webe@coc.ufrj.br

Recebido: 03/04/07 – revisado: 02/08/07 – aceito: 20/05/08

RESUMO

Este trabalho apresenta uma proposta metodológica para o mapeamento da vulnerabilidade à contaminação do aquífero regional da cidade de Maceió-AL, com 292 km², e obtenção do índice de perigo ao consumo de águas subterrâneas através de modelagem hidrológica e técnicas de geoprocessamento (SIG). A hierarquização das principais fontes potenciais de contaminação de superfície foi possível através do uso de lógica fuzzy, incluindo cargas pontuais e difusas com origem na agricultura e em práticas urbanas. Foi também desenvolvido um modelo numérico de fluxo para o sistema aquífero regional, para fins de delimitação das zonas de captura de poços. Esse sistema aquífero compreende um ambiente geológico heterogêneo, com comportamento livre na zona superior e diversos horizontes confinados. Um índice de qualidade de águas subterrâneas foi calculado, utilizando dados analíticos de nitrato e cloreto, com correlações positivas com o índice de vulnerabilidade específica (IVE). A metodologia proposta contribui para uma visão sistêmica da questão da vulnerabilidade no contexto hídrico regional e definição de estratégias de gestão mais adequadas. Ademais, possibilita a avaliação de perímetros de proteção de poços com base não apenas no conceito tradicional de tempos de trânsito mas também na existência de fontes de contaminação e práticas de uso do solo no domínio da zona de captura.

Palavras-chave: vulnerabilidade à contaminação de águas subterrâneas, gestão de recursos hídricos.

INTRODUÇÃO

As águas subterrâneas representam um recurso natural dotado de múltiplos usos e de importância estratégica. Entretanto, devido às demandas crescentes de água, sobretudo em áreas urbanas, o seu uso só é economicamente viável se disponível em quantidade e qualidade adequadas. Embora os mananciais urbanos representem apenas uma pequena fração do total de águas doces disponíveis em nosso continente, é no ambiente urbano e nas áreas industriais que são verificados os maiores impactos. Ainda, considera-se que 70% da população global vive em zonas costeiras, sujeitas a questões de salinização devido à superexploração desses aquíferos (Nobre e Nobre, 2001; Cabral e de Paiva, 2004).

Os recursos hídricos de áreas rurais também estão sujeitos às atividades econômicas desenvolvidas nessas regiões. A utilização intensiva de defensivos agrícolas e fertilizantes em extensas zonas de recarga

de aquíferos, sobretudo nitrogênio e fósforo, contribui para a poluição de águas subterrâneas a partir de fontes difusas, com a possibilidade de elevados teores de nitrato em suas águas. Na Inglaterra, por exemplo, acima de 70% dos nitratos encontrados em águas naturais tem origem na agricultura (Lake *et al.*, 2003).

Há também a questão da contaminação de águas subterrâneas por microorganismos. Os coliformes fecais são normalmente atenuados e degradados no subsolo através de processos de adsorção e filtração além de seu ciclo natural de vida. Isto é esperado, apenas, nas camadas argilosas mais superficiais. Conforme analisado por Powell *et al.* (2003), entretanto, há evidências do transporte e sobrevivência de microorganismos patogênicos com origem no esgoto doméstico, como bactérias e vírus. Esses elementos estão associados a diversas doenças de veiculação hídrica como cólera, febre tifóide e hepatite A, que se enquadram entre as maiores causas de mortalidade humana no mundo, segundo dados da Orga-

nização Mundial da Saúde (WHO, 1993). Em consequência disso, o controle da contaminação microbológica e o conhecimento do potencial de percolação e atenuação desses organismos no meio hidrogeológico é de extrema importância.

Casos de contaminação de solos e águas subterrâneas por poluentes orgânicos persistentes (POPs) em meios porosos, a exemplo de fluidos orgânicos e pouco solúveis em água (*NAPL - Non-Aqueous Phase Liquid*), por outro lado, são muito comuns em sítios industriais que manuseiam grandes quantidades desses compostos tais como plantas químicas e petroquímicas (p.e., Nobre e Nobre, 2004). Postos de serviços também se constituem em importantes fontes potenciais de contaminação de *NAPLs* (i.e., gasolina, diesel, óleos lubrificantes). Programas de controle da migração da fase dissolvida em águas subterrâneas, incluindo a eliminação de fontes primárias e secundárias, estão se tornando obrigatórios por leis baseadas em critérios de risco à saúde humana e/ou ambientais, a exemplo do que já acontece em muitos países europeus e norte-americanos.

A Política Nacional de Recursos Hídricos (Lei 9.433/97) não contempla a questão do gerenciamento dos mananciais subterrâneos com as especificidades necessárias que o tema demanda. Com isso, o Plano Nacional de Recursos Hídricos (PNRH), principal instrumento de gestão da lei supracitada, estabelece programas regionais que são adotados em unidades geográficas onde os limites não necessariamente coincidem com o de uma bacia hidrográfica como, por exemplo, as águas subterrâneas e as zonas costeiras. Como as águas subterrâneas são regidas por leis estaduais no Brasil, este programa deverá entrar em consonância com esses dispositivos legais já existentes. Em Alagoas, especificamente, o Plano dará suporte à regulamentação da lei estadual de recursos hídricos (Lei 5.965/97). A Outorga dos Direitos de Uso dos recursos hídricos, por outro lado, foi efetivamente regulamentada através do Decreto Nº 06 de janeiro/2001, garantindo o controle quantitativo e qualitativo dos usos da água no Estado de Alagoas.

Mapas de vulnerabilidade natural ou específica a um determinado contaminante têm sido utilizados em vários países como instrumentos técnicos obrigatórios em programas de proteção de poços tais como os da agência ambiental inglesa (Environment Agency, 1998) e da agência ambiental americana (USEPA, 1997). Nesses locais, políticas de zoneamento regional e uso do solo têm sido orientadas através de mapas que identificam as áreas com diferentes níveis de vulnerabilidade à contaminação

de sub-superfície e que necessitam de maior intensidade de investigações e restrições ao uso. No Brasil, um procedimento legal foi estabelecido pelo Departamento Nacional de Produção Mineral (DNPM), através da Portaria Nº 231 de 1998, que resolve que os concessionários de pesquisa de água classificada como mineral ou potável de mesa devem apresentar estudos de áreas de proteção de suas fontes. A nível estadual, a legislação de águas subterrâneas de São Paulo (Lei 6.134/88) foi pioneira no quesito áreas de proteção, reservando um capítulo específico sobre o assunto, que são classificadas conforme a vulnerabilidade dos aquíferos e a existência de fontes poluidoras.

Este trabalho tem como objetivo apresentar uma proposta metodológica para a avaliação da vulnerabilidade e do índice de perigo ao consumo de águas subterrâneas em escala regional, através do uso de modelagem hidrológica e técnicas de geoprocessamento (SIG). Para a hierarquização das áreas sujeitas aos diferentes riscos de contaminação, foi necessário o mapeamento de fontes potenciais de superfície, da vulnerabilidade intrínseca (natural) e específica e a delimitação de zonas de contribuição de poços (ZOC). O resultado final foi traduzido em um índice de perigo (IP) para um domínio de 292 km², relativo ao aquífero costeiro da cidade de Maceió (Figura 1). Tendo em vista não ser possível validar esse tipo de modelo, um procedimento de verificação dos resultados é proposto como atividade essencial em estudos de vulnerabilidade, a exemplo do que ocorre em estudos de modelagem sistêmica (p.e., Nobre e Thomson, 1993). Ressalta-se que as metodologias vigentes não avaliam o índice de perigo sob o ponto de vista da zona de contribuição do poço o que dificulta a previsão das implicações decorrentes do impacto em áreas com elevados índices de vulnerabilidade. A metodologia proposta, por outro lado, possibilita mapear áreas com os mais elevados índices de perigo no contexto da zona de captura e com isso adotar ações preventivas e critérios mais restritivos de uso do solo e de águas subterrâneas.

MAPEAMENTO DA VULNERABILIDADE

A vulnerabilidade de águas subterrâneas está relacionada a possibilidade do aquífero se tornar ou não contaminado como resultado de práticas realizadas na superfície. A norma ASTM (2002) estabelece que os métodos de indexação que incorporam as propriedades de contaminantes, tais como

coeficiente de adsorção e tempo de meia-vida, são considerados métodos de vulnerabilidade, enquanto que os que excluem essas propriedades são denominados métodos de sensibilidade ou susceptibilidade intrínseca de aquíferos. Worrall *et al.* (2002), por exemplo, sugerem que a interação entre contaminantes versus meio pode ser bastante significativa na previsão de processos de contaminação de subsolo e que esses fatores não devem ser avaliados separadamente. Assim, o mapeamento da vulnerabilidade específica é mais consistente do ponto de vista científico, embora o número de dados disponíveis nem sempre seja suficiente para determinação do mesmo.

Para o objetivo deste trabalho, a definição do National Research Council (1993) é adotada: i) vulnerabilidade natural ou intrínseca - apenas as características físicas e climáticas do meio hidrogeológico são consideradas; ii) vulnerabilidade específica - além das características supracitadas, são também incorporadas informações sobre os contaminantes através do mapeamento de fontes potenciais de contaminação. Vale ressaltar que a vulnerabilidade não é uma propriedade absoluta, mas uma indicação relativa de áreas onde a contaminação tem maior probabilidade de ocorrer.

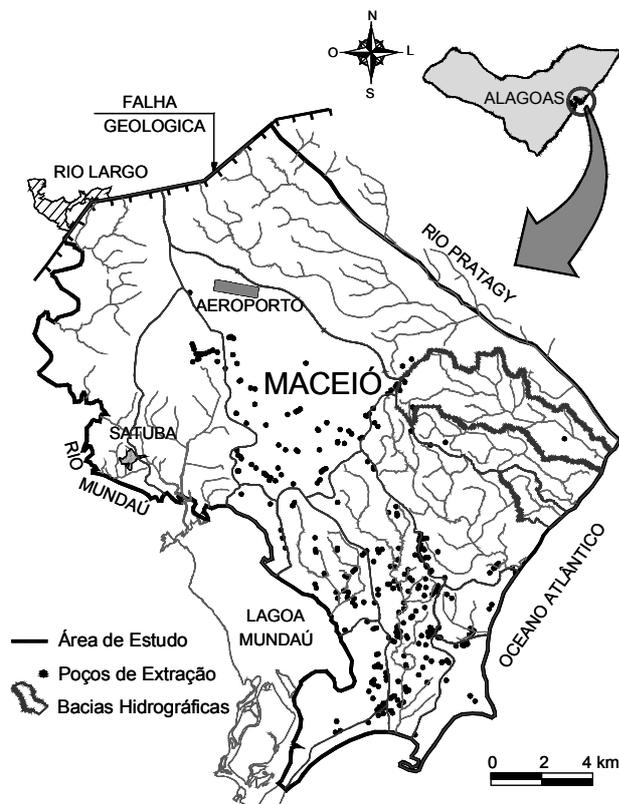


Figura 1 - Região Metropolitana de Maceió - AL

Várias metodologias foram desenvolvidas para avaliação da vulnerabilidade de aquíferos (p.e., Aller *et al.*, 1987; Foster, 1987; van Sempvoort *et al.*, 1992), e podem ser agrupados em três categorias: i) métodos empíricos de indexação; ii) métodos determinísticos e iii) métodos estatísticos. Os métodos de indexação combinam as características físicas que afetam a vulnerabilidade dentro de uma atribuição de pesos numéricos. Os métodos determinísticos são baseados em modelos matemáticos que simulam o comportamento e transporte de contaminantes no meio aquífero. Os métodos estatísticos, por sua vez, usam associações com áreas nas quais há comprovação da ocorrência de contaminação e disponibilidade de dados analíticos. Embora os métodos mais complexos possam descrever os mecanismos mais precisamente, os dados necessários são muitos e normalmente não estão disponíveis na escala do fenômeno estudado.

Talvez a metodologia mais conhecida e difundida seja o sistema DRASTIC (Aller *et al.*, 1987), desenvolvido pela *National Ground Water Association* com o apoio da agência ambiental americana USEPA. Nesse sistema, a vulnerabilidade natural do aquífero é obtida através da integração de sete parâmetros, com a atribuição de índices numéricos conforme sua importância relativa ao estudo. Devido a sua grande popularidade e também pela dificuldade de validação/verificação dos resultados, o método DRASTIC foi o que recebeu o maior número de críticas (p.e. Merchant, 1994). Estudos adicionais, por outro lado, mostraram resultados satisfatórios, sugerindo uma correlação positiva dos resultados com dados de campo (Baker, 1990; Kalinski *et al.*, 1994).

Este trabalho propõe uma nova metodologia para a elaboração dos mapas de vulnerabilidade e do índice de perigo, conforme o fluxograma da Figura 2, utilizando uma versão modificada do sistema DRASTIC. A recarga e o mapa de solos são gerados de forma distinta, e o mapa temático *Impacto na zona vadosa* do DRASTIC original foi suprimido. O índice de vulnerabilidade intrínseca (IVI) foi calculado através de seis parâmetros que determinam o potencial de contaminação do aquífero, desenvolvidos como unidades mapeáveis no SIG. Esses parâmetros incluem: profundidade do lençol freático (peso 5), recarga (peso 4), meio aquífero (peso 3), mapa de pedo-cobertura - mapa pedológico combinado ao mapa de cobertura e uso do solo (peso 3), topografia (peso 3) e condutividade hidráulica (peso 2). Os pesos atribuídos podem ser sempre alterados a depender do caso. Um modelo de hierarquia fuzzy foi implementado para avaliar o

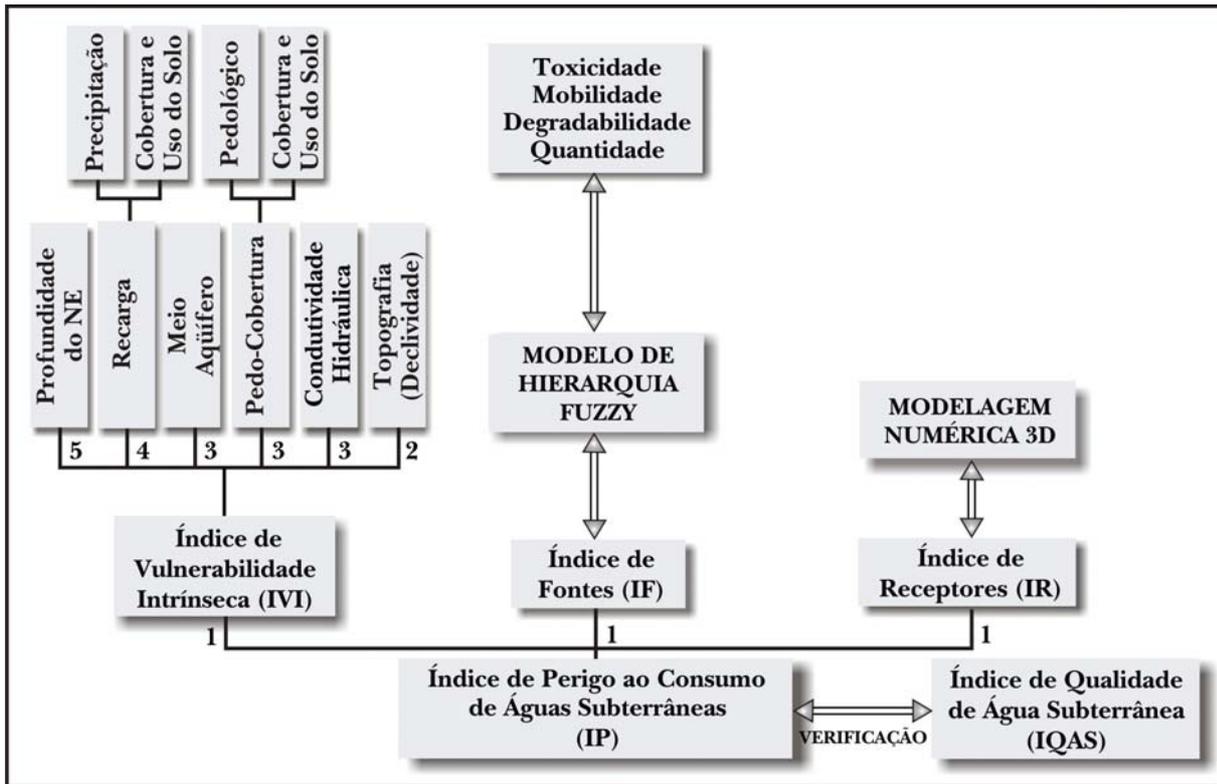


Figura 2 – Fluxograma da Metodologia Proposta e Pesos Ponderados (adaptado de Nobre, 2006)

índice de fontes (IF), utilizando atributos como mobilidade, degradabilidade e toxicidade. O índice de receptores (IR) foi mapeado através da delimitação de zonas de captura de poços tubulares através de modelagem numérica. Os índices IF e IR foram desenvolvidos de forma a variar de 1 a 10.

A metodologia detalhada para obtenção de cada um dos mapas temáticos pode ser encontrada em Nobre (2006) e Nobre *et al* (2007), incluindo o mapa de vulnerabilidade ilustrado na Figura 3. Alguns pesos e notas diferem dos utilizados na versão original do DRASTIC em função das características específicas do domínio em questão. Neste trabalho, o índice DRASTIC original foi normalizado de forma a variar entre 1 e 10.

O uso da cartografia temática foi indispensável no tratamento das informações, com o emprego de métodos geoestatísticos para interpolação e extrapolação espacial de variáveis regionalizadas, tais como profundidade do nível estático (NE) e condutividade hidráulica (K). A base cartográfica utilizada para delimitação do domínio foi obtida através das cartas do IBGE (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística) na escala 1:50.000. Todos os mapas fo-

ram elaborados em formato vetorial, georeferenciados e incorporados no SIG. A identificação dos atributos foi realizada utilizando-se as ferramentas do geoprocessamento. As operações espaciais (álgebra de mapas) foram conduzidas com o uso do ArcView v3.2.

O mapeamento da cobertura e uso do solo foi possível através da classificação temática de uma imagem do sensor Landsat5-TM (órbita 214, ponto 67) contendo 7 bandas espectrais. A imagem, datada de 03/09/03, foi registrada e classificada através do código computacional ENVI v3.2 e submetida a uma classificação supervisionada utilizando-se o método de máxima verossimilhança.

A recarga foi mapeada através da integração de dois mapas temáticos: precipitação e cobertura e uso do solo de forma a incluir as contribuições das recargas naturais e artificiais (urbanas e agrícolas). A recarga urbana foi caracterizada através de vazamentos da rede de abastecimento, bem como de infiltrações oriundas de fossas sépticas e sumidouros em áreas isentas de saneamento básico. A integração entre os mapas de precipitação e cobertura e uso do

solo deu origem ao mapa de recarga através da relação

$$R = X\%P + R_A \quad (1)$$

onde R é a recarga em mm/ano; P é a precipitação (mm/ano), R_A é a recarga artificial ($R_A = 300$ mm/ano para recarga urbana, $R_A = 100$ mm/ano para cultura irrigada e $R_A = 10$ mm/ano para as demais áreas). O valor de 300 mm/ano foi baseado na estimativa das perdas na rede de abastecimento urbano da cidade de Maceió. A recarga natural, assumida como 11%P, foi obtida por meio da metodologia de separação de hidrogramas para a bacia do rio Pratagy, localizado ao norte da cidade, portanto fora da área de exploração do aquífero.

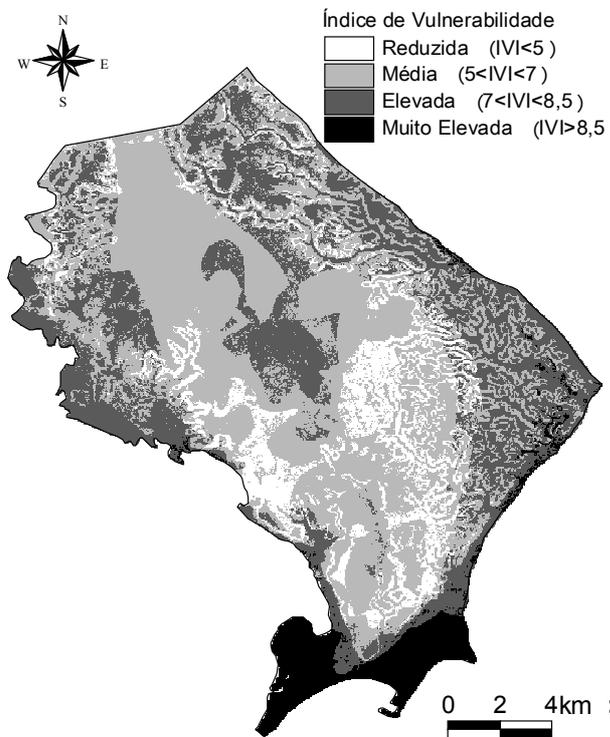


Figura 3 – Índice de Vulnerabilidade Intrínseca

Uma análise de sensibilidade normalizada foi realizada para determinação do impacto relativo de pesos e notas do sistema DRASTIC na determinação espacial do índice de vulnerabilidade intrínseca (IVI). Os parâmetros investigados incluíram: condutividade hidráulica; profundidade do nível estático, precipitação, recarga artificial, meio aquífero e solos. O valor máximo calculado para o coeficiente

de sensibilidade foi para o parâmetro de profundidade de NE seguido do parâmetro de recarga natural (precipitação). O modelo mostrou-se pouco sensível às mudanças nos valores de condutividade hidráulica e meio aquífero, conforme relatado em Nobre *et al.* (2007).

ESTUDO DE CASO: CIDADE DE MACEIÓ

A cidade de Maceió, situada no litoral do Estado de Alagoas, é caracterizada por muitos ambientes naturais, compondo uma área de grande potencial turístico. Essa cidade vem, de longa data, enfrentando problemas quanto ao abastecimento de água para sua população. Maceió tem hoje cerca de 80% de seu suprimento com origem nos recursos hídricos subterrâneos através de mais de 500 poços profundos o que corresponde a uma vazão total de extração superior a 3,0 m³/s. Cerca de 40% desses poços são de abastecimento público, com vazão estimada em 2,0 m³/s. Esses mananciais hídricos vêm sofrendo um processo contínuo de degradação e diminuição de suas reservas, decorrente da perfuração não controlada de poços tubulares. Foi também constatado (Nobre e Nobre, 2001) que o atual sistema de extração tem causado perturbações significativas na hidráulica do sistema aquífero regional, a exemplo de processos de intrusão marinha, com a detecção de elevados níveis de cloretos em alguns poços de abastecimento urbano.

As feições morfológicas na cidade de Maceió incluem os tabuleiros, vales e as planícies litorâneas. Os tabuleiros representam a feição regional predominante, com altitudes em torno de 100m, e encontram-se parcialmente dissecados dando origem a vales profundos e diversos córregos de pequena extensão. As planícies litorâneas são normalmente formadas por sedimentos de praia. A rede hidrográfica é caracterizada pelo rio federal Mundaú e por pequenos riachos que deságuam suas águas na Lagoa Mundaú. Os demais cursos de água inserem-se na vertente do Atlântico. Os rios são perenes, na maioria, devido à alimentação das águas subterrâneas que afloram em vales mais profundos, sob a forma de exutórios naturais. O escoamento superficial é pouco expressivo, e o regime fluviométrico dessas bacias está diretamente ligado à recarga do escoamento base. Os rios da região apresentam sinais de influência de atividades antrópicas, com relação à qualidade de suas águas. Devido às características topográficas da região, são também encontradas bacias endorréicas, que se caracterizam pela

ausência de um exutório natural, com grande relevância local por atuarem como áreas principais de recarga do aquífero regional.

A cidade de Maceió está inserida numa região de clima quente e úmido, com temperatura média anual em torno de 25 °C. O regime de chuvas é uniforme, com duas estações bem definidas. A estação chuvosa estende-se de abril a agosto, quando é registrada cerca de 75% da precipitação total anual, que corresponde, em média, a 1950 mm/ano para um período de 29 anos (1963-1991).

Do ponto de vista hidrogeológico, a área em estudo situa-se no domínio da bacia sedimentar de Alagoas, limitada à oeste pela linha da falha principal no contato com o cristalino, que aflora no interior do continente. A constituição litológica do sistema aquífero de Maceió corresponde a uma sucessão de camadas areníticas intercaladas por outras mais argilosas. Esse sistema compreende basicamente três formações: Barreiras, Marituba e Poção, sendo que as duas primeiras estão hidráulicamente conectadas entre si. Na verdade, não há um único aquífero e sim um sistema aquífero que compreende um ambiente geológico heterogêneo. As demais formações do pacote sedimentar apresentam potencialidades menores em termos de transmissibilidade de fluidos.

O aquífero Barreiras tem comportamento, em geral, livre e espessura homogênea, que pode alcançar até 150m. Testes de aquífero convencionais revelaram valores de condutividade hidráulica K entre 10^{-5} a 10^{-4} m/s e vazões da ordem de $50 \text{ m}^3/\text{h}$. A formação Marituba ocorre principalmente na região dos tabuleiros, e é formada em grande parte por areias grosseiras, dando origem a um excelente aquífero. Esse membro apresenta-se totalmente saturado na área de estudo, com vazões que podem atingir $300 \text{ m}^3/\text{h}$ e valores de K entre 10^{-5} a 10^{-3} m/s. O sistema Barreiras/Marituba, portanto, possui comportamento livre na zona superior e diversos horizontes confinados, com espessura que varia de 30 a 450 metros. A recarga a esse sistema faz-se através da infiltração direta a partir das precipitações, sobretudo na época de inverno, e por meio de recarga artificial urbana. A formação Poção constitui-se em um aquífero com menores potencialidades, composto por conglomerados argilosos e com vazões da ordem de $10 \text{ m}^3/\text{h}$ (Saldanha *et al.*, 1980), e pode se apresentar como improdutivo em alguns compartimentos.

Subjacente às formações Barreira, Marituba e Poção encontra-se a formação Maceió, constituída por espessas camadas de halita com intercalações de folhelhos e rochas carbonáticas, em profundidades

superiores a 600 m (Evaporitos Paripueira) (Florêncio *et al.*, 2002). O topo da formação Maceió coincide com o limite inferior do domínio vertical de modelagem numérica desenvolvido para este trabalho, pois atua como uma importante barreira vertical ao fluxo descendente das águas subterrâneas. Seções geológicas típicas do domínio podem ser encontradas em Nobre (2006).

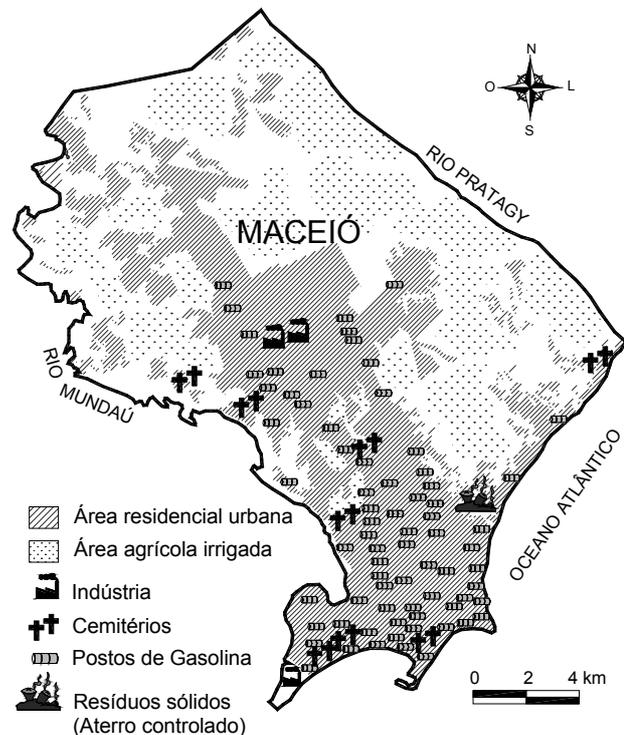


Figura 4 – Mapeamento de Fontes

ZONEAMENTO DE FONTES

As fontes potenciais de contaminação foram classificadas como pontuais e difusas, com o auxílio do mapa de cobertura e uso do solo. O levantamento dos agentes que representam atividades potencialmente poluidoras no domínio foi realizado, incluindo os complexos industriais, aterros sanitários/lixão, postos de gasolina, áreas urbanas e áreas de cultura irrigada – praticamente 100% das áreas agrícolas no domínio são irrigadas (Figura 4). Essas fontes de contaminação foram hierarquizadas conforme o maior ou menor grau de periculosidade que as mesmas representam ao aquífero, considerando, por exemplo, os tipos de resíduos tóxicos

gerados, a natureza toxicológica, mobilidade e degradabilidade no meio.

A distribuição das fontes pontuais foi em termos de suas quantidades por km². Em relação aos postos de gasolina, diferentes notas foram atribuídas às áreas com 0 a 5 postos indicando uma menor ou maior probabilidade de infiltrações de BTEX. As demais fontes potenciais (p.e., aterro sanitário), quando presentes, foram detectadas em apenas uma unidade por km². As fontes difusas, por outro lado, foram classificadas em duas categorias: áreas de cultura irrigada e áreas urbanas. Nas áreas urbanas, as fontes difusas foram representadas pela existência de fossas sépticas, consideradas homogeneamente distribuídas, tendo em vista que apenas uma parte das residências de Maceió é atendida pelo serviço de esgotamento sanitário. Na agricultura, as fontes difusas foram representadas por agrotóxicos e fertilizantes, com índices mais elevados quanto à periculosidade, tendo em vista que esses contaminantes são mais tóxicos e recalcitrantes no subsolo. Em áreas urbanas sem fontes pontuais, o nitrato foi estabelecido como composto rastreador.

As fontes de nitrato (NO₃⁻) em águas subterrâneas derivam tanto do uso de fossas sépticas em áreas urbanas como de fertilizantes em áreas agrícolas. O nitrato é mais tradicionalmente relacionado às práticas agrícolas e, com isso, são utilizados como traçadores em áreas rurais. Por outro lado, a amônia (NH₄⁺) é mais característica de esgoto, mas é rapidamente oxidada em NO₃⁻ em condições aeróbicas. Dada a sua solubilidade e por constituírem as formas nitrogenadas onde o estado oxidativo é máximo, os nitratos constituem a forma usual de acumulação em águas subterrâneas, deslocando-se como um traçador conservativo.

O mapeamento das fontes de contaminação foi elaborado segundo a hierarquização do índice de fontes (IF), realizado para cada km² do domínio, através da aplicação de um modelo de hierarquia baseado em lógica fuzzy (p.e., Zimmermann, 1991). Este modelo é baseado em matrizes de oferta e demanda e permite a geração de resultados objetivos a partir da utilização simultânea de variáveis tanto qualitativas quanto quantitativas. Esse modelo de hierarquia foi desenvolvido, originalmente, como ferramenta de apoio decisório em problemas de localização industrial para o setor de engenharia de produção (Cosenza, 1998), sendo adaptado neste trabalho para cálculo do índice de periculosidade de fontes de contaminação. O índice de fontes (IF), que varia de 1 a 10, foi classificado segundo diferentes valores do grau de periculosidade. Um IF mais elevado implica em maior probabilidade de ocorrer

impacto nas águas subterrâneas tomando como base, exclusivamente, a natureza e localização da fonte de contaminação. Detalhes da metodologia para obtenção do grau de periculosidade através do algoritmo fuzzy e o mapeamento do índice de fontes podem ser encontrados em Nobre (2006) e Nobre *et al.* (2007).

O índice de vulnerabilidade específica (I-VE), com valores que variam de 0 a 100, foi também calculado através da articulação dos mapas de vulnerabilidade intrínseca e do mapa de fontes. Esse índice representa a vulnerabilidade do aquífero freático em relação a fontes potenciais de contaminação conhecidas e mapeadas.

MODELAGEM NUMÉRICA

Os modelos computacionais utilizados incluem o MODFLOW (McDonald e Harbaugh, 1996) e o MODPATH (Pollock, 1989) na simulação do fluxo e transporte advectivo de partículas. O pré e pós-processador VISUAL MODFLOW v.4.0 (Waterloo Hydrogeologic, 2004) foi utilizado como interface gráfica para processamento de dados de entrada e saída. O domínio horizontal do modelo compreende uma área de 290 km² e foi discretizado em células de 100x100m. O domínio vertical foi simulado através de três camadas aquíferas, representadas pelos aquíferos das formações Barreiras, Marituba e Poção. As cotas de elevação variam desde +120 m a -600 m. As superfícies das bases das formações geológicas e a superfície topográfica foram geradas através de interpolação geoestatística (p.e., Nobre e Sykes, 1992; Nobre *et al.*, 2007).

O modelo de rastreamento de partículas foi implementado para estimativa de zonas de captura em regime de fluxo permanente para os poços cadastrados do município. Em função da não disponibilidade de alguns dados de vazão dos 366 poços cadastrados para este trabalho (Figura 1), foi simulada uma vazão de extração igual a 2,25 m³/s, incluindo poços públicos e particulares, o que corresponde a cerca de 75% do total de águas extraídas do aquífero. A Figura 5 apresenta os resultados de simulação deste modelo com a distribuição das linhas de fluxo que indicam a trajetória das partículas e permitem estabelecer as zonas de captura de poços. Do total dos poços simulados no modelo e apresentados na Figura 5, cerca de 74% são públicos, com vazão total simulada de 1,9 m³/s.

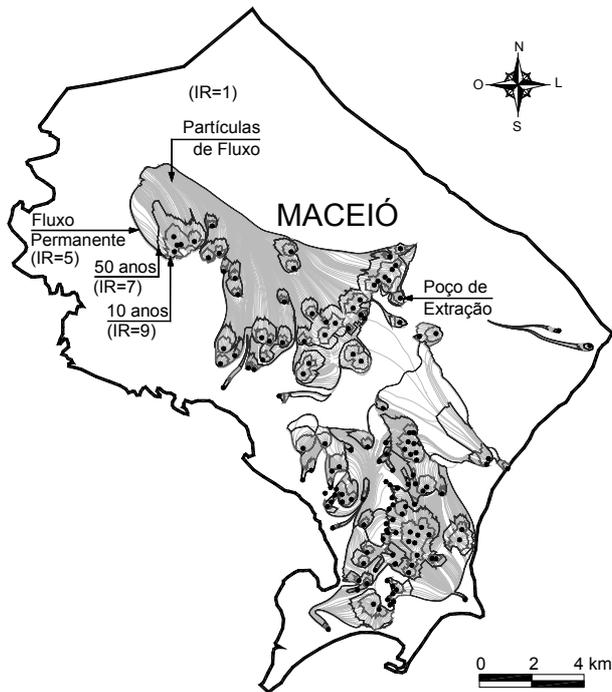


Figura 5 – Zonas de Captura de Poços (tempos de trânsito de 10, 50 anos e fluxo permanente)

Tabela 1 – Hierarquização do Índice de Receptores

Descrição das Zonas de Capturas (ZC)	Índice (IR)
ZC para TT = 10 anos em área costeira (até 1,5 km)	10
ZC para TT = 10 anos	9
ZC para TT = 50 anos em área costeira (até 1,5 km)	8
ZC para TT = 50 anos	7
ZC (fluxo permanente) em área costeira	6
ZC (fluxo permanente)	5
Região sem Captura	1

O mapeamento do índice de receptores (IR) foi baseado na distribuição das zonas de captura e levou em consideração a proximidade das mesmas em relação ao litoral, de forma a contabilizar os efeitos de gradiente hidráulico invertido e os riscos de intrusão marinha. A Tabela 1 indica sete combinações distintas para o índice de receptores, obtido através do mapeamento das zonas de captura para diferentes tempos de trânsito (TT). Este índice dá uma indicação da possibilidade de ocorrência de processos de atenuação natural do contaminante durante seu deslocamento no aquífero. As regiões mais afastadas do poço de extração, em termos de tempo de trânsito, portanto, recebem índices menos elevados.

O balanço hídrico indicou que, do total da recarga, 75% deriva da recarga urbana, 5% tem origem na recarga regional na fronteira ao norte e 20% advém da recarga por rios. Do total de descarga, 48% é relativo ao escoamento base em rios, 16% são águas de descarga no oceano e no sistema lagunar CELMN e 36% são águas extraídas pelos poços de produção. Baseado nesses números é evidente que os efeitos da extração de águas subterrâneas no equilíbrio hidrodinâmico das águas fluviais são significativos, com conseqüências diretas no escoamento base e deterioração da qualidade das águas desses rios. Isto sugere que o uso de águas subterrâneas do aquífero de Maceió, com as atuais taxas de extração, não é sustentável no médio prazo.

OBTENÇÃO DO ÍNDICE DE PERIGO E IQAS

A avaliação da probabilidade em consumir águas impactadas contempla todas as atividades que consideram as possíveis origens da contaminação e os processos de atenuação natural que podem contribuir para um decréscimo das concentrações dos contaminantes ao longo de suas trajetórias rumo ao receptor. Na metodologia proposta, a identificação de áreas para avaliação do índice de perigo foi possível através do cruzamento de dados do índice de vulnerabilidade intrínseca (IVI), do índice de fontes (IF) bem como do índice de receptores (IR). O mapeamento do índice de perigo (IP) foi realizado por meio das ferramentas do geoprocessamento a partir da relação.

$$IP = IVI \times IF \times IR \quad (2)$$

A multiplicação dos três termos acima é necessária de forma a eliminar áreas isentas de risco. Vale lembrar que para um sistema fonte-meio-receptor, como é o caso deste trabalho, se não há poços de abastecimento ou fontes potenciais o índice de perigo ser igual a zero. A Figura 6 ilustra o mapa do índice de perigo, com valores de 1 a 1000. Esse mapa descreve a maior ou menor probabilidade de um receptor em consumir águas impactadas do aquífero. As regiões do domínio que apresentam poços sujeitos aos índices mais elevados (IP acima de 500) incluem os bairros: Tabuleiro (área do distrito industrial), Centro (Centro e vales do Bebedouro e baixo Reginaldo), Mangabeiras e Jacintinho. A interação entre os dois primeiros termos da

equação 1 dá origem ao índice de vulnerabilidade específica (IVE).

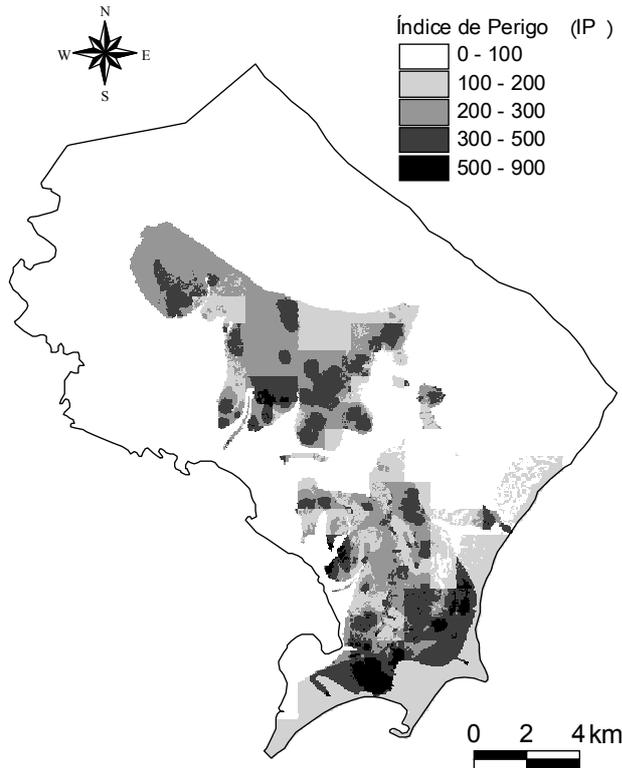


Figura 6 – Índice de Perigo IP

O mapeamento do índice de qualidade de água subterrânea (IQAS) teve como objetivo principal a verificação da metodologia proposta em áreas com disponibilidade de dados históricos de monitoramento (fornecidos pela Companhia de Abastecimento D'água e Saneamento do Estado de Alagoas - CASAL). Esse índice foi calculado conforme proposto por Melloul e Colin (1998), na adaptação das recomendações propostas pela Organização Mundial da Saúde (WHO, 1993).

O índice de qualidade da água subterrânea (IQAS), é dado pela relação abaixo

$$IQAS = \frac{10}{n} \left[\sum_{i=1}^n \left(\frac{W_i Y_i}{W_{MAX} Y_{MAX}} \right) \right] \quad (3)$$

onde n é o número de parâmetros envolvidos ($i = 1, \dots, n$), W_i é o peso dado para cada parâmetro em função de sua importância relativa ao estudo e W_{MAX} é peso máximo fornecido. Y_{MAX} é o máximo valor atribuído ao parâmetro auxiliar Y_i dado por

$$Y_i = -0,712 \left(\frac{P_i}{P_{id}} \right)^2 + 5,228 \left(\frac{P_i}{P_{id}} \right) + 0,484 \quad (4)$$

onde P_i é o valor de campo do parâmetro i , relacionado ao seu padrão ambiental P_{id} .

Foram inicialmente cadastrados e consolidados os resultados de análises químicas de 1170 amostras de água coletadas de poços tubulares com profundidades de 50 - 250m (vide Figura 1) para três períodos: 1979-1985, 1986-1995, 1996-2003. Nesse estudo, apenas dois parâmetros foram considerados no mapeamento do IQAS: cloreto (Cl), composto conservativo e indicador de processos de intrusão marinha e de contaminação por esgoto ou águas de irrigação, e nitrato (NO_3), indicador sensível à poluição difusa e pontual.

Um percentual inferior a 10% das amostras apresentou valores de IQAS superiores a 1, exceto em áreas tais como próximas ao litoral ou em bairros com elevada ocupação populacional. Conclui-se, portanto, que a qualidade das águas do aquífero freático, na maior parte do domínio, ainda permanece satisfatória. Cabe lembrar que este estudo de caso não considerou a presença de agrotóxicos, BTEX, bactérias, vírus, ou outros contaminantes potenciais que também podem ocorrer na área.

Tabela 2 – Resultados de Correlações Lineares

Pares de amostras		n	Coefficientes de Pearson (r)	t_0	t_c ($\alpha = 5\%$)	Hipótese H_0
IVI x IQAS	IVI x IQAS (Dados 1979-1985)	33	0,364	2,174	2,042	Rejeitada
	IVI x IQAS (Dados 1986-1995)	105	0,379	4,156	1,980	"
	IVI x IQAS (Dados 1996-2003)	103	0,540	6,447	1,980	"
IVE x IQAS	IVE x IQAS (Dados 1979-1985)	33	0,502	3,235	2,042	Rejeitada
	IVE x IQAS (Dados 1986-1995)	105	0,559	8,260	1,980	"
	IVE x IQAS (Dados 1996-2003)	103	0,658	11,680	1,980	"

Com o propósito de visualizar as correlações entre os índices IVI e IVE e o índice de qualidade de águas subterrâneas (IQAS), foram elaborados os diagramas de dispersão estatística conforme Figura 7 (IVE x IQAS). Em todos os casos, verificou-se uma correlação linear positiva entre os índices de vulnerabilidade e o índice IQAS. A quantificação dessa correlação foi possível através do cálculo do índice de correlação de Pearson e de testes de hipótese (Tabela 2). A correlação entre os IVE e IQAS pro-

duziu índices positivos e mais elevados em comparação ao diagrama IVI x IQAS. Dessa forma, conclui-se que o índice de vulnerabilidade específica IVE, que incorpora a distribuição de fontes potenciais de contaminação no domínio, é um melhor indicador da sensibilidade do aquífero em relação ao índice DRASTIC.

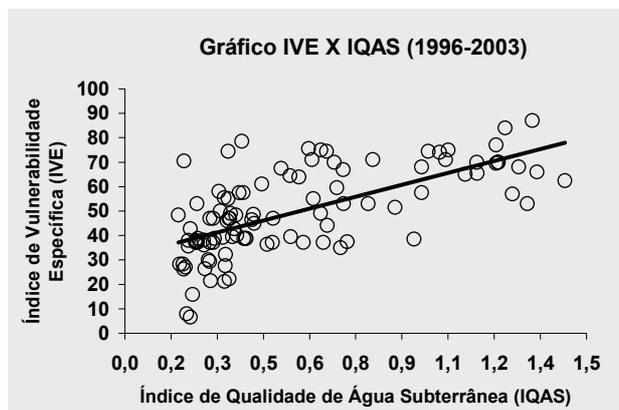


Figura 7 – Diagrama de Dispersão

CONCLUSÕES

Este trabalho apresenta uma nova metodologia para estimativa do índice de perigo ao consumo de águas subterrâneas vulneráveis à contaminação antrópica. A avaliação de índices de vulnerabilidade (IVI e IVE) é integrada à modelagem hidrológica e a técnicas de geoprocessamento (SIG).

Como estudo de caso, foi escolhido o sistema aquífero urbano de Maceió-AL face à disponibilidade de dados.

A abordagem tem fortes implicações de natureza político-administrativa. Critérios legais para o planejamento de uso do solo devem estar vinculados a programas de delimitação de áreas de proteção de poços e avaliações de vulnerabilidade de aquíferos. Nesse sentido, a metodologia apresentada permite a definição de premissas objetivas para proteção e uso sustentável de mananciais hídricos subterrâneos.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem à CAPES/CDI/PQI pelo auxílio recebido através do convênio UFAL-COPPE/UFRJ (PQI - 143/2003) e à CASAL pelas

informações fornecidas. Os autores também agradecem aos dois revisores anônimos desta revista que possibilitaram contribuições relevantes ao trabalho.

REFERÊNCIAS

- ALLER L.; BENNETT, T.; LEHR, J.H.; PETTY, R.; HACKETT, G., 1987. *DRASTIC: A Standardized System for Evaluating Ground Water Potential using Hydrogeologic Settings*. EPA/600/287/035. Ada, Oklahoma, 622p.
- ASTM - American Society for Testing and Materials, 2002. *Standard guide for selection of methods for assessing groundwater or aquifer sensitivity and vulnerability*. ASTM D6030-96/2002.
- BAKER, D.B., 1990. Groundwater quality assessment through cooperative private well testing. An OHIO example, *Journal of Soil and Water Conservation*, 230-235.
- CABRAL, J.J.S.P.; DE PAIVA, A.L.R., 2004. Salinização de Aquífero Costeiros: Investigação e Modelagem. In: *Água Subterrânea: Aquíferos Costeiros e Aluviões, Vulnerabilidade e Aproveitamento*. Editora da UFPE, Recife.
- COSENZA, C.A., 1998. *Localização Industrial: Delineamento de uma metodologia para hierarquização das potencialidades regionais*. COPPE/UFRJ.
- ENVIRONMENT AGENCY, 1998. *Policy and Practice for the Protection of Groundwater*. London: The Stationary Office, ISBN 011.310.145-7.
- FLORÊNCIO, C.P.; LIMA FILHO, F.P.; RIBEIRO FILHO, E., 2002. Análise Estratigráfica da Sub-Bacia Evaporítica de Maceió. *Revista de Geologia*, 15: 09-16.
- FOSTER, S.S.D., 1987. *Fundamental concepts in aquifer vulnerability, pollution risk and protection strategy*. TNO Committee for Hydrological Research. Proceedings, 38: 36-86.
- KALINSKI, R.J.; KELLY, W.E.; BOGARDI, I.; EHRMAN, R.L.; YAMAMOTO, P.D., 1994. Correlation between DRASTIC vulnerabilities and incidents of VOC contamination of municipal wells in Nebraska, *Ground Water*, 32(1): 31-34.
- LAKE, I.R.; LOVETT, A.A.; HISCOCK, K.M.; BETSON, M.; FOLEY, A.; SUNNENBERG, G.; EVERS, S.; FLETCHER, S., 2003. Evaluating factors influencing groundwater vulnerability to nitrate pollution: developing the potential to GIS, *Journal of Environmental Management*, 68: 315-328.
- MCDONALD, M.C.; HARBAUGH, A.W., 1996. *MODFLOW-96 – User's Documentation. An Update to the U.S. Geological Survey Modular Three-dimensional Finite*

- Difference Groundwater Flow Model*. Open-File Report 96-485.
- MELLOUL, A.J.; COLLIN, M., 1998. A proposed index for aquifer water quality assessment: the case of Israel's Sharon region, *Journal of Environmental Management*, 54: 131-142.
- MERCHANT, J.W., 1994. GIS based groundwater pollution hazard assessment – a critical review of the DRASTIC model, *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing*, 60(9): 1117-1128.
- NATIONAL RESEARCH COUNCIL, 1993. *Groundwater vulnerability assessment: contamination potential under conditions of uncertainties*. National Academy Press., 185p.
- NOBRE, R.C.M., 2006. *Avaliação de Risco para o Uso e Proteção de Aquíferos. Estudo de Caso: Região Metropolitana de Maceió*. Tese de Doutorado, Dept. Eng. Civil, COPPE/UFRJ, 296p, disponível no endereço www.coc.ufrj.br.
- NOBRE, M.M.M. e SYKES J., 1992. Application of the bayesian kriging in subsurface characterization, *Canadian Geotechnical Journal*, 29.
- NOBRE, R.C.M. e THOMSON, N.R., 1993. Effects of transient temperature gradients on soil moisture dynamics, *Journal of Hydrology*, 152: 57-101.
- NOBRE, R.C.M.; NOBRE, M.M.M., 2001. Caracterização hidrogeológica para o uso racional e proteção dos mananciais subterrâneos em Maceió. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, 6(1): 7-20.
- NOBRE, R.C.M., NOBRE, M.M.M., 2004. Natural attenuation of chlorinated organics in a shallow sand aquifer, *Journal of Hazardous Materials*, 110: 129-137.
- NOBRE, R.C.M., ROTUNNO FILHO, O.C., MANSUR, W.J., NOBRE, M.M.M., COSENZA, C.A.N., 2007. Groundwater Vulnerability and Risk Mapping Using GIS, Modeling and a Fuzzy Logic Tool. *Journal of Contaminant Hydrology*, 94: 277-292.
- POLLOCK, D.W., 1989. *MODPATH - A computer program to complete and display pathlines using results from MODFLOW*. Open-File Report, U.S. Geological Survey, Reston, VA, pp.89-381.
- POWELL, K.L.; TAYLOR, R.G.; CRONIN, A.A., 2003. Microbial contamination of two urban sandstone aquifers in the UK, *Water Research*, 37: 339-352.
- SALDANHA, L.A.R.; CAVALCANTE, A.T.; WANDERLEY, P.R.M.; ROCHA, F.C., 1980. Contribuição da geologia na qualificação de áreas para fins hidrogeológicos em Alagoas. *1º Congresso Brasileiro de Águas Subterrâneas*, Recife, PE, 223-231.
- USEPA, 1997. *State Source Water Assessment and Protection Programs Guidance: Final Guidance*. Office of Water, Report EPA 816-R-97-009.
- VAN STEMPOORT, D.; EWERT, L.; WASSENAAR, L., 1992. *AVI: A Method for Groundwater Protection Mapping in the Prairie Provinces of Canada*. PPWD Groundwater and Contaminants Project, NHRI.
- WATERLOO HYDROGEOLOGIC, 2004. *Visual Modflow Pro v.4.0. User's Manual*.
- WHO, 1993. *Guidelines for Drinking-Water Quality: Recommendations*. 2nd Edition, Geneva: World Health Organization, 188p.
- WORRALL, F.; BESIEN, T.; KOLPIN, D.W., 2002. Groundwater vulnerability: interactions of chemical and site properties, *The Science of the Total Environment*, 299: 131-143.
- ZIMMERMANN, 1991. *Fuzzy Set Theory and its Applications*. Kluwer Academic Publishers.

A Methodology to Evaluate Vulnerability and Risk to Groundwater Contamination

ABSTRACT

This research work develops an innovative methodology to assess groundwater vulnerability and risk mapping for an urban aquifer by employing an integrated approach over a 292 km² study area. A modified version of the DRASTIC methodology was implemented for the intrinsic and specific vulnerability mapping and a fuzzy hierarchy methodology was adopted for the evaluation of the potential contaminant source index, including diffuse and point sources. Numerical modeling was performed for delineation of well capture zones, using MODFLOW and MODPATH. A groundwater quality index based on nitrate and chloride concentrations was estimated, which had a positive correlation with the specific vulnerability index. The successfulness in the application of the method is determined by the better understanding of the physical phenomena involved in contaminant transport and attenuation processes in the subsurface.

The major contribution of this research work was the integration of the following elements: vulnerability, contaminant loading, well capture zones and groundwater quality, performed in a GIS environment, that provided the mechanism to assess risk mapping and identify areas in the domain that must be prioritized in terms of groundwater monitoring and restriction on use. Both vulnerability and risk indices may be extremely helpful for land use management as well as for source water protection. Efforts in applying the methodology proposed here would certainly be a cost-effective approach to protect the community's drinking water supplies and attain the desired groundwater sustainability for future generations.
Keywords: *aquifer vulnerability, groundwater contamination, water resources management.*