

## NITROGEN EFFECT FROM SEPTIC SYSTEMS IN AN UNCONFINED AQUIFER IN SÃO PAULO, BRASIL.

Varnier, Claudia; Hirata, Ricardo

Departamento de Geologia Sedimentar e Ambiental - Instituto de Geociências, Universidade de São Paulo. Rua do Lago, 562 – Cidade Universitária CEP 05508-900 São Paulo (SP), Brasil. E-mails: clvarnier@hotmail.com e rhirata@usp.br. Tel: (5511) 3091-4804/3091-4230. FAX (5511) 3091-4207.

**Abstract.** Groundwater impacts caused by septic systems effluents into an unconfined sandy alluvial aquifer at Parque Ecológico do Tietê (São Paulo, Brasil) were investigated according to chemical analyses of 68 shallow wells in an area 50x50m. Chemical parameters, as nitrate, nitrite, ammonium and chloride, were measured biweekly *in situ* and major ions and other nitrogen compounds were analysed monthly in the laboratory. This monitoring program identified two different hydrochemical environments: calcium-sulfate chloride water and sodium-nitrate chloride water. Due to the distribution of nitrogen species within the sodium-nitrate chloride water, it was possible to identify three distinct geochemical zones in the plume: i) organic nitrogen+ammonium, ii) ammonium+nitrate, and iii) nitrate. Near the septic tanks, there is a predominance of reduced compounds due to oxygen consumption by organic matter degradation and nitrification processes that promote a decrease on pH values as consequence of H<sup>+</sup> ions in solution. Concentrations of nitrogen compounds and other chemical parameters change during dry and humid seasons and to the same point as a consequence of the recharge and changes in geometry of streamtubes. Groundwater flow and plume extension depend on aquifer properties such as recharge and spatial variations on hydraulic conductivity in area.

**Resumo:** Neste trabalho são estudados e avaliados os impactos causados por sistemas de saneamento *in situ* no aquífero livre e raso, no Parque Ecológico do Tietê (São Paulo, Brasil). Os métodos utilizados consistiram na caracterização físico-química das águas de 68 poços de monitoramento instalados numa área de 50x50m. Parâmetros como a série nitrogenada, cloreto, pH, Eh, condutividade elétrica, oxigênio dissolvido foram medidos quinzenalmente com equipamentos de campo, já os íons maiores foram medidos com freqüência mensal. Este monitoramento detalhado identificou dois ambientes hidroquímicos: cloro-sulfatadas cálcicas e cloro-nitratadas sódicas. No domínio das cloro-nitratadas sódicas foi possível definir três diferentes zonas da série nitrogenada na pluma de contaminação: i) nitrogênio orgânico+amônio, ii) amônio+nitrito e iii) nitrito. Na proximidade da fossa, ocorre a predominância de compostos mais reduzidos devido à degradação da matéria orgânica e processos de nitrificação que ocasionam a liberação de íons H<sup>+</sup> propiciando uma queda nos valores de pH. Os parâmetros analisados apresentaram uma variação espacial e temporal em suas concentrações em função da recarga e consequente alterações nos traçados dos tubos de fluxo. O comportamento do fluxo da água subterrânea e da pluma contaminante são altamente dependentes da recarga e das pequenas variações da condutividade hidráulica na área.

**Keywords:** nitrate, groundwater, septic system, shallow unconfined aquifer

### INTRODUÇÃO

O nitrato é o poluente de ocorrência mais freqüente nas águas subterrâneas. Em concentrações superiores a 10mg/L NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N (aproximadamente 44mg/L NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) pode causar metahemoglobinemia e câncer (WHO, 1999; USEPA, 1995). No entanto, estas concentrações podem atingir valores de até 11,3mg/L NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N (equivalente a 50mg/L NO<sub>3</sub><sup>-</sup>), conforme proposto pela EC Directive (91/676/EEC). As práticas agrícolas, incluindo o uso de fertilizantes orgânicos e inorgânicos, lavoura em áreas virgens e criação de animais são importantes

fontes antrópicas deste contaminante. Outra origem está associada aos sistemas de saneamento *in situ*, quer fossas sépticas ou por fossas rudimentares. Em áreas desprovidas de esgotamento sanitário, a construção inadequada dos tanques sépticos, bem como a falta de manutenção destes sistemas, podem contribuir como focos de contaminação em aquíferos rasos sobretudo em áreas de grande densidade populacional.

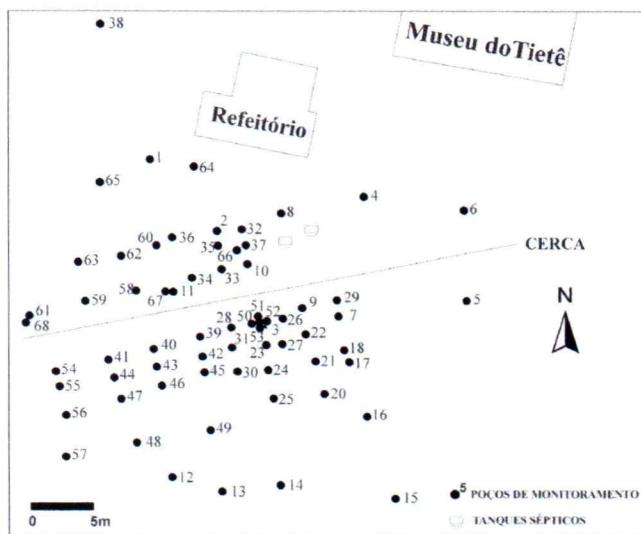
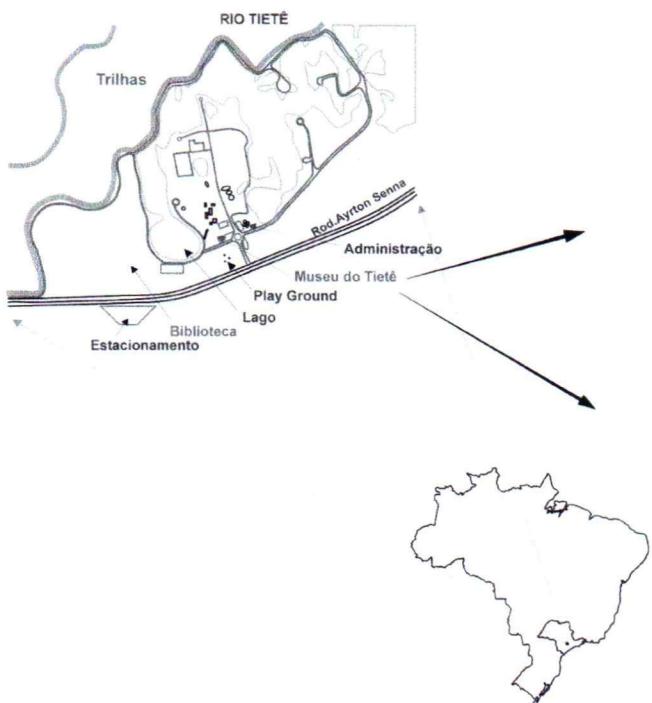
Segundo dados fornecidos pelo IBGE (1991), 42% da população (aproximadamente 61 milhões de pessoas) utiliza fossas rudimentares ou não possui qualquer sistema de saneamento que, na prática, se

traduz na deposição inadequada dos efluentes líquidos, muitas vezes diretamente no aquífero (fossas negras escavadas até o nível freático). Um agravante a este problema são as favelas, dada à grande densidade populacional e alta concentração de fossas negras, muito próximas aos poços cacimbas (Foster & Hirata, 1988). O problema da inter-relação fossa-poço não se restringe apenas às áreas faveladas. Segundo o mesmo censo, 20% da população do País utiliza poços próprios para o seu abastecimento e somente 32% (cerca de 45 milhões de pessoas) está conectada devidamente à rede de esgoto.

Embora os estudos do comportamento e atenuação dos nutrientes já datem de alguns anos

(Keeney, 1986; Robertson et al., 1991; Wilhelm et al., 1994; Hirata et al., 1997), trabalhos específicos a respeito da contaminação de aquíferos por nitrogênio, com programa de monitoramento freqüente, são raros no Brasil, sobretudo quando o tema é enfocado com grande detalhe.

O presente trabalho tem como objetivo avaliar os impactos ocasionados pelo sistema de saneamento *in situ* em aquífero livre, definindo o comportamento geoquímico detalhado e a evolução da série nitrogenada na pluma contaminante, através de 68 poços de monitoramento, instalados numa área de 2.500m<sup>2</sup>.



**Figura 1:** Área de estudo.

## ÁREA DE ESTUDO

A área de estudo localiza-se nas dependências do Parque Ecológico do Tietê Engenheiro Goulart (PET-EG), zona leste do município de São Paulo. O Parque Ecológico do Tietê foi criado em 1976, com a finalidade de preservar as várzeas do Rio Tietê e combater, juntamente com outras obras (barragens, retificação do rio, desassoreamento), as enchentes na Região Metropolitana de São Paulo (Figura 1).

O Casarão, atual Museu do Tietê, era a antiga residência do proprietário do sítio que existia na área, antes da inauguração do PET-EG. Atualmente, esta edificação serve para a recepção de estudantes em programas de educação ambiental. Normalmente, o museu é freqüentado por aproximadamente 60 jovens diariamente,

perfazendo um total de 22.000 pessoas por ano. O prédio de dois pavimentos possui quatro banheiros e, conectado a este sistema, está também o refeitório dos trabalhadores.

Todo o esgoto proveniente destas duas edificações é drenado para um sistema séptico que se encontra enterrado a 30m a sul do museu. Este sistema é composto por dois tanques de concreto, com profundidades de 1,5m de diâmetro por 1,0m de profundidade e que nunca foram limpos desde a criação do PET-EG.

O primeiro tanque recebe o efluente *in natura* e o transfere para o segundo através de conexão na sua porção superior. O segundo tanque permite a infiltração do líquido através de aberturas em sua parede lateral. Os fundos dos dois tanques são fechados.

## MATERIAIS E MÉTODOS

### Instalação dos poços de monitoramento

Foram instalados numa área de 2.500m<sup>2</sup>, 68 poços de monitoramento, sendo 65 poços de 3,0m e três poços de 5,0m de profundidade (Figura 2). A perfuração dos poços de 3,0m foi executada através de trado manual de Ø 0,1m. Nesses furos foram instalados piezômetros constituídos de tubos de PVC com diâmetros de 0,01m, onde o último 0,5m é furado e encoberto com telas de bidim.

A instalação dos três poços de 5,0m de profundidade foi feita com um martelete pneumático portátil movido a gasolina (Piönjar). A perfuração envolvendo este equipamento consistiu na cravação de tubos de aço galvanizado com ponteira de aço e seção final furada e envolvida com bidim no último 0,5m. Tais poços foram perfurados próximos aos poços PET37, PET11 e PET60 a uma distância de aproximadamente 1,0m de cada um deles.

### Coleta de amostras

O sistema de coleta, utilizado para a amostragem de água dos poços, consistiu de uma bomba peristáltica da marca Geopump II acoplado a um *holder* com um filtro de acetato celulose (0,45µm) da marca Millipore. Adicionalmente, um sistema de pré-filtro foi acoplado ao filtro de acetato celulose, devido ao alto conteúdo de material em suspensão. As amostras coletadas foram acondicionadas em frascos de polietileno, conservadas em caixas térmicas a 4°C e encaminhadas ao laboratório para análise química.

Alguns parâmetros químicos como NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, NO<sub>2</sub><sup>-</sup>, NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, Fe<sup>2+</sup> e Cl<sup>-</sup> foram medidos quinzenalmente em campo, através do equipamento Rqflex-Plus (Método Reflectométrico – MERCK). Outro parâmetro medido em campo foi a alcalinidade. A técnica adotada foi a titulação, com a utilização de ácido sulfúrico 0,10N e indicador misto.

Além dessas espécies químicas, foram também medidos, com a mesma freqüência, o nível d'água, pH, Eh, condutividade elétrica, temperatura da água e oxigênio dissolvido, através de equipamentos portáteis.

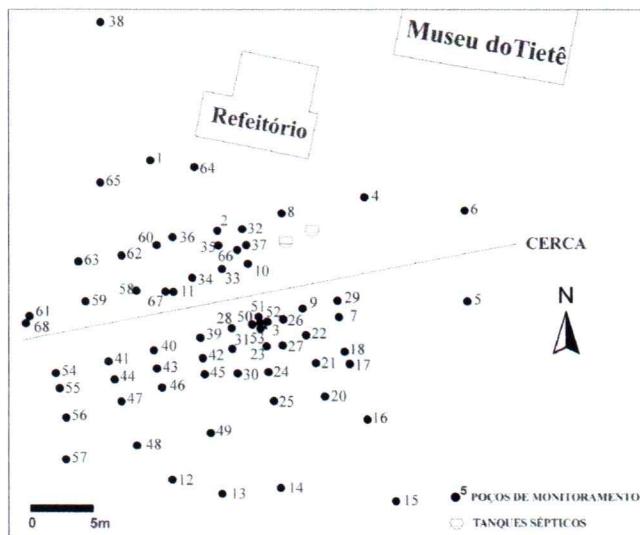


Figura 2: Poços de monitoramento (PET) na área.

Foram efetuadas também análises totais mensais em laboratório, para uma melhor caracterização da pluma contaminante no tempo e espaço. Dois grupos de parâmetros foram analisados segundo a necessidade. O primeiro incluiu os compostos nitrogenados (N<sub>total</sub>, N<sub>org</sub>, NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, NO<sub>2</sub><sup>-</sup>, NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) e o segundo, além destes compostos, os íons maiores (Ca<sup>2+</sup>, Fe<sup>2+</sup>, Fe<sup>3+</sup>, Mg<sup>2+</sup>, K<sup>+</sup>, Na<sup>+</sup>, SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>, Cl<sup>-</sup>). Os procedimentos de preservação de amostra e metodologias analíticas utilizados obedeceram os critérios adotados pela APHA (1995) e USEPA (2001).

## HIDROGEOLOGIA DA ÁREA

Na área ocorre um aquífero do tipo livre, de porosidade primária, com valores de condutividade hidráulica horizontal entre 1,5x10<sup>-7</sup> a 6,8x10<sup>-5</sup> m/s. Este aquífero está associado aos sedimentos quaternários aluvionares do Rio Tietê, apresentando uma espessura média de 20m, conforme três sondagens do tipo SPT perfuradas na área. Sob este material encontram-se os sedimentos terciários conectados hidráulicamente e correlacionáveis à Bacia de São Paulo. A espessura média dos sedimentos na área é maior que 100m como atesta um poço tubular instalado junto ao Museu do Tietê.

Os 68 poços de monitoramento atravessam as coberturas aluviais quaternárias, representadas por lentes de argila, silte e areia de cor marrom clara a escuro intercaladas, com riqueza de material orgânico no primeiro 0,5m. Após 2,0m, observam-se areias finas não consolidadas de cor parda e amarela, mais permeáveis (Figura 3).

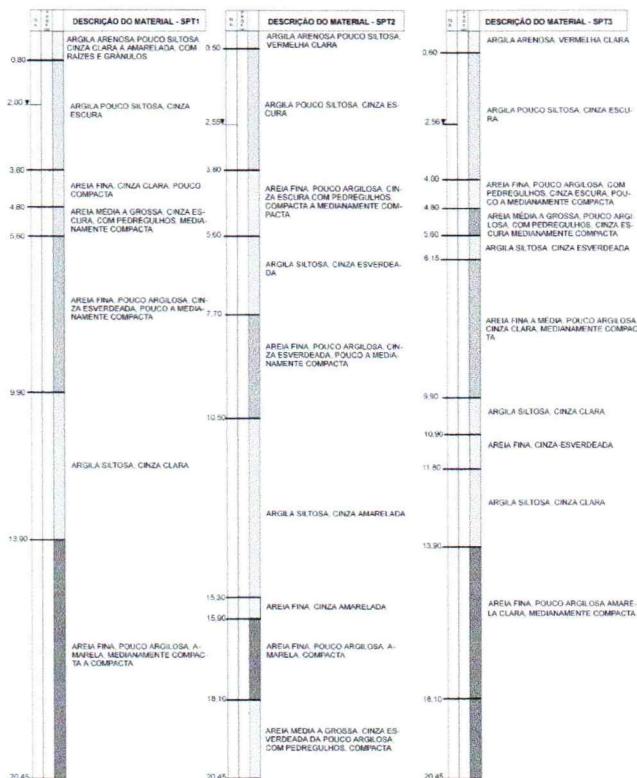


Figure 3: Perfis geológicos dos furos de sondagem

A recarga deste aquífero ocorre em toda a sua zona aflorante e a descarga junto às drenagens superficiais e lagos. Esta recarga é mais pronunciada nos meses de chuva (dezembro a março). As direções de fluxo do aquífero são controladas pela topografia da área, lagos artificiais e pelas fossas sépticas. Mapas potenciométricos mensais mostram duas direções principais de fluxo na área: uma a norte e outra a noroeste. O sistema séptico, considerado como ponto de maior carga hidráulica da área, propicia uma distribuição radial das equipotenciais a partir do centro deste (Figura 4).

A distribuição das equipotenciais apresenta uma complexidade com formação de “ilhas” tanto de maior valor de carga hidráulica como de menor valor que mudam com o tempo. Isto indica que além das direções gerais de fluxo da água subterrânea serem a NW e N da área, podem ser notadas pequenas mudanças locais nas direções de fluxo. Este efeito é atribuído às heterogeneidades na distribuição da condutividade hidráulica e na recarga, ocasionadas pela distribuição heterogênea das árvores na área (efeitos da interceptação e da evapotranspiração).

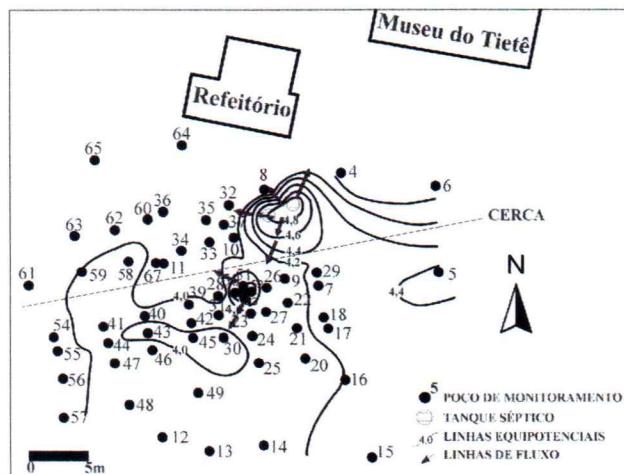


Figura 4: Mapa potenciométrico (julho/2000).

## RESULTADOS E DISCUSSÕES

### Composição química do efluente nos tanques sépticos

De acordo com as análises químicas dos efluentes dos dois tanques sépticos (Tabela 1), observa-se que estes apresentam valores de nitrogênios orgânico e total e amônia bastante elevados, sendo baixas as concentrações de nitrato e nitrito, formas mais mineralizadas do composto.

Parâmetro (mg/L)	Tanque de sólidos	Tanque de infiltração
Alcalinidade como $\text{HCO}_3^-$	537	336
Alumínio	9,72	1,64
Amônia como nitrogênio	37,0	60,0
Cálcio	15,6	16,7
Cloreto	93,0	105
Ferro total	4,15	0,78
Fosfato como fósforo	0,85	0,68
Magnésio	3,30	3,15
Manganês	<0,10	<0,10
Nitrato como nitrogênio	0,50	1,20
Nitrito como nitrogênio	0,16	<0,06
Nitrogênio orgânico	32,0	7,30
Nitrogênio total	85,0	80,0
Potássio	27,3	44,7
Sódio	63,1	24,2
Sulfato	39,0	24,0
Sulfeto	<0,05	0,09

Tabela 1: Resultados das análises totais das fossas.

Considerando-se apenas a forma inorgânica do nitrogênio, observa-se que há a predominância do nitrogênio amoniacal (mais de 80% no tanque de infiltração e 50% no tanque de sólidos).

As concentrações encontradas para este composto são compatíveis aos encontrados em literatura, onde os valores podem variar entre 30 a

111mg/L  $\text{NH}_4^+$ -N (Andreoli et al., 1979; Robertson et al., 1991; Wilhelm et al., 1996).

Devido à manutenção precária e ao tipo de construção, a função de fossa séptica dos tanques não está ocorrendo. O primeiro tanque, apresentando vazamentos para o solo, faz perder efluente ainda pouco degradado ao aquífero, contaminando-o com espécies orgânicas. Do ponto de vista de engenharia sanitária, o sistema se assemelha mais a uma fossa negra, que séptica.

### Composição e evolução química da água subterrânea

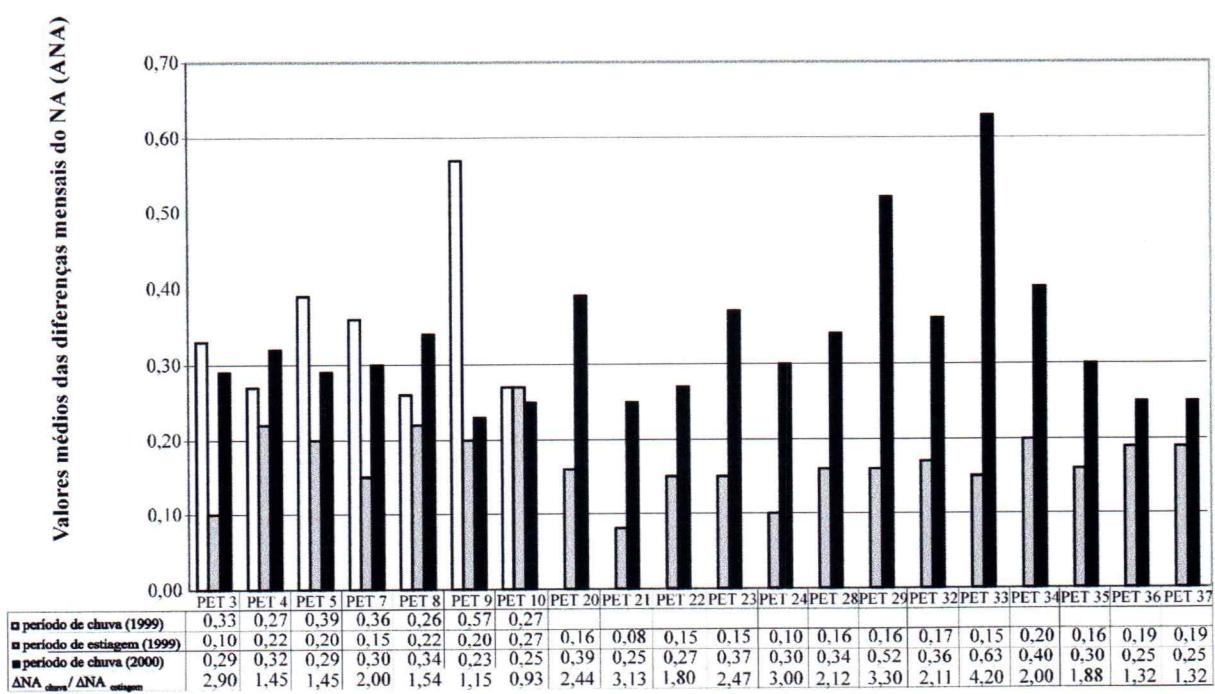
A variação no comportamento de diversos parâmetros físico-químicos e do nível d'água foi observada no período de novembro de 1998 a abril de 2000, através de 25 etapas de campo. Durante os meses de estiagem (abril a agosto) foram notados os maiores valores de profundidade de nível d'água (água mais profundas), com recuperação nos meses mais chuvosos (setembro a março). O valor médio de nível d'água durante a estiagem foi de 2,16m e durante as chuvas, 1,71m.

Os efeitos desta sazonalidade puderam ser melhor avaliados através do gráfico da Figura 5, que ilustra os valores médios das diferenças mensais dos níveis d'água para cada poço de monitoramento na área. Desta forma, foram calculadas para cada poço, as diferenças dos níveis d'água entre dois meses

consecutivos, calculando-se a média aritmética ( $\overline{\Delta NA}$ ) a partir destes valores. Estas diferenças, durante os períodos de chuva, são superiores àquelas apresentadas durante a estiagem.

Outro fator a ser apontado é que essas diferenças não são homogêneas em toda a área, sendo possível observar valores de  $\overline{\Delta NA}$  e  $\overline{\Delta NA}_{chuva}/\overline{\Delta NA}_{estiagem}$  muito altos em poços, como por exemplo, PET33, PET29, PET20 e PET23, quando comparados aos demais poços. Tal fato pode ser explicado em função da condutividade hidráulica da área, uma vez que esses pontos caracterizam áreas com valores de condutividade hidráulica (K) maiores que o valor médio de K dos pontos circunvizinhos ( $K^*$ ). A relação entre K e  $K^*$  dos poços e seus circunvizinhos foi feita considerando um raio de influência ( $r_i$ ) igual a 3,5m. O círculo de raio ( $r_i$ ) foi dividido em três setores de igual área e, para efeito de cálculo, consideraram-se apenas os poços que possuíam pelo menos um vizinho em cada setor.

Independentemente das flutuações sazonais que fazem com que o nível médio do aquífero freático se eleve, existem variações rápidas, em intervalos menores que um mês, devido às chuvas diárias ou acumulados semanais.



**Figura 5:** Variações dos valores mensais de nível d'água durante os períodos de chuva e estiagem.

Estas flutuações foram de até 0,93m em menos de 15 dias no poço PET9 durante a estiagem, sendo mais acentuadas na estação chuvosa, com uma variação de até 1,37m, como constatado no poço PET6, em menos de uma semana de chuvas. A região onde se realiza o estudo apresenta um conjunto de características propícias a uma recarga com grande aproveitamento da precipitação local que são: área plana, onde o escoamento superficial é bastante reduzido; solos bastante ricos em matéria orgânica e sombreada por árvores, que mantém alta a umidade do solo durante o ano e níveis d'água não muito profundos.

As 81 amostras completas de água coletadas, cujos erros analíticos foram inferiores a 10%, foram plotadas no diagrama de Piper e permitiram distinguir dois tipos hidroquímicos predominantes: cloro-nitratadas sódicas (73%), ao redor dos tanques sépticos, e cloro-sulfatadas cálcicas (27%), nas regiões mais distantes. Além destes tipos dominantes de água, constatou-se a presença de duas amostras bicarbonatadas sódicas, associadas aos tanques sépticos.

No domínio das águas cloro-nitratadas sódicas, os cátions predominantes na água subterrânea foram sódio e cálcio, sendo o cloreto e o nitrato, os ânions. A ocorrência destes íons está ligada à contaminação por efluentes, provenientes dos tanques sépticos.

### Evolução da série nitrogenada no aquífero

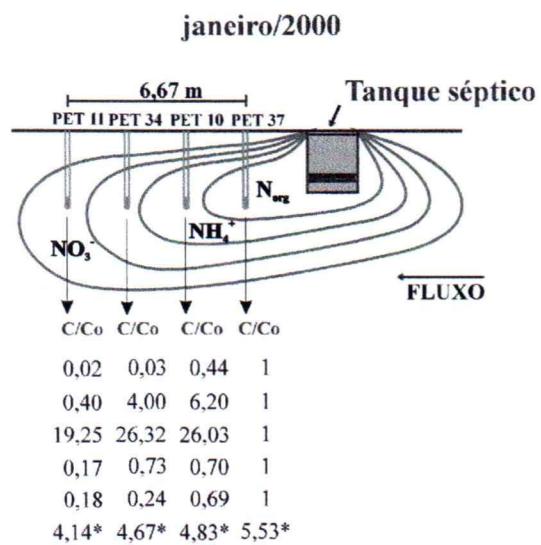
Os íons da série nitrogenada no aquífero apresentam uma evolução caracterizada pelo zoneamento na pluma de contaminação: i) predominância das formas reduzidas (nitrogênio orgânico + amônio); ii) amônio + nitrato e iii) nitrato, das áreas mais próximas ao sistema séptico para as áreas mais distantes.

Na proximidade da fossa (PET8, PET37, PET29, PET10, PET34), o ambiente redutor é mantido pela degradação da matéria orgânica proveniente dos tanques sépticos. A medida em que se afasta da fonte de contaminação, compostos mais oxidados, como amônio e posteriormente o nitrato, aparecem devido ao contato do contaminante com águas mais ricas em oxigênio. A oxidação da matéria orgânica e processos de nitrificação ocasionam a liberação de íons  $H^+$  em solução, propiciando a queda nos valores de pH, verificados através das reações 1 e 2 a seguir:



Tais constatações possibilitaram a definição de um zoneamento hidroquímico na pluma de contaminação, com a presença dos compostos mais reduzidos próximos à fonte de contaminação e os mais oxidados em pontos mais distantes (Figura 6).

A Figura 6 ilustra as porcentagens de variação ( $C/C_0$ ) para os diferentes compostos nitrogenados e íons maiores a partir de um perfil representado pelos poços PET37, PET10, PET34 e PET11 no período de janeiro/2000. Considerou-se como  $C_0$ , as concentrações medidas no poço PET37 por estar localizado mais próximo à fossa.



**Figura 6 –** Perfil esquemático ilustrando as zonas dos diferentes compostos nitrogenados e íons maiores na pluma e suas porcentagens de variação ( $C/C_0$ ). Os valores em asterisco representam os dados de pH obtidos em campo

As demais porcentagens foram normalizadas a partir das concentrações do poço PET37, para cada parâmetro. As concentrações de cloreto, conforme o esperado, foram maiores nos poços locados próximos à fossa, diminuindo com o distanciamento. Sendo o cloreto um íon conservativo, este decréscimo é atribuído aos processos de dispersão hidráulica.

Da mesma forma que o cloreto, os demais parâmetros físico-químicos, representados na Figura 6, apresentaram um decréscimo em suas concentrações em função da distância. Comparando as taxas de diminuição do cloreto com os demais parâmetros físico-químicos nota-se que, além da dispersão hidráulica, outros fenômenos também devem ser considerados para explicar o comportamento destas espécies.

O nitrogênio orgânico, por exemplo, sofreu uma diminuição de 98% nas sua concentração e isto indica que além da dispersão hidráulica, esta espécie

foi submetida a processos de nitrificação, dando origem a compostos mais oxidados como amônio e posteriormente, ao nitrato. Isto é corroborado pelos valores de C/C<sub>o</sub> para esses dois íons (Figura 6).

A análise dos outros cátions e ânions é um pouco mais complexa, pois neles podem atuar, além da advecção, os fenômenos de adsorção e degradação. O sódio apresentou uma diminuição de 83% em sua concentração, comportamento muito semelhante ao do cloreto, denotando a dispersão e baixa adsorção.

A condutividade elétrica apresentou uma boa relação com o cloreto. A aumento destes valores na água subterrânea reflete a transferência dos constituintes iônicos da fossa para o aquífero.

### Variações temporais e espaciais dos parâmetros físico-químicos dos poços de monitoramento

A série nitrogenada, assim como o cloreto e demais parâmetros físico-químicos, sofreu mudanças em suas concentrações com o tempo. É interessante apontar que as variações temporais para o mesmo ponto foram maiores que as variações espaciais para o mesmo período. O poço PET3, por exemplo, apresentou uma variação na concentração de nitrato de 167,7mg/L em setembro de 1999, a 1,46mg/L em janeiro de 2000. Esta variação pode ser verificada no gráfico ilustrado na Figura 7 que representa os valores médios das diferenças mensais da concentração de nitrato para alguns poços de monitoramento na área. De acordo com este gráfico, os valores médios são muito maiores para o período de estiagem do que aquelas apresentadas durante o período chuvoso.

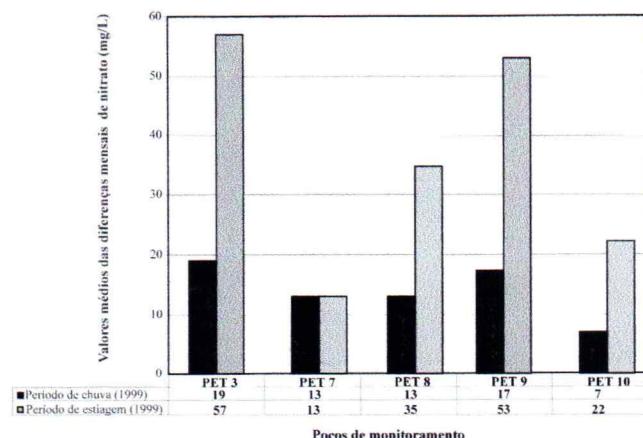


Figura 7: Média das diferenças nas concentrações de nitrato para os poços de monitoramento.

Isto mostra que, além da correlação entre os tanques sépticos e a concentração da pluma, outros fatores influenciam o comportamento da pluma contaminante. Uma possível explicação para o comportamento mencionado acima é que ele seria motivado pela recarga e consequente alteração nos traçados dos tubos de fluxo capturados pelos poços de monitoramento (Figura 8).

A Figura 8 mostra que durante um período de estiagem, os tubos de fluxo têm origem à montante da zona de poços e apresenta gradientes mais suaves. Já com as chuvas, os tubos de fluxo, que contém maiores concentrações de contaminantes (advindos da fossa séptica), seriam deslocados para baixo pelos novos tubos de fluxos, que se formariam pela recarga, com águas não contaminadas.

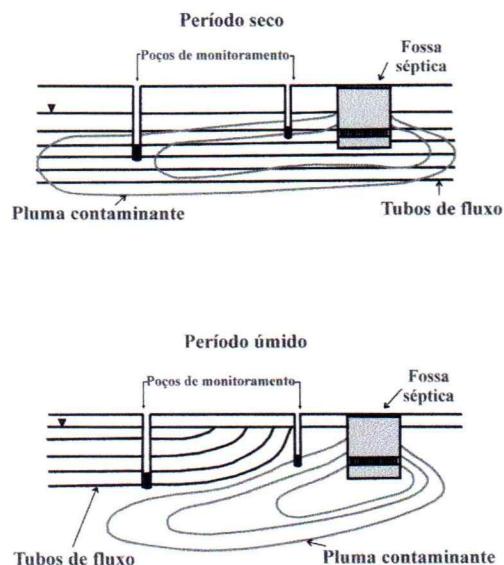


Figura 8: Comportamento da pluma contaminante durante os períodos de chuva e de estiagem.

Tal constatação pode ser comprovada através da modelação matemática tridimensional utilizando-se do aplicativo Visual Modflow (Guiguer & Franz, 1996). A área modelada foi dividida em 30 linhas, 25 colunas e quatro camadas verticais. O número de camadas adotado não ilustra sistemas hidrogeológicos distintos mas, com o intuito de melhorar a precisão obtida no modelo. Os parâmetros hidráulicos para as quatro camadas como coeficiente de armazenamento ( $S_s$ ), vazão específica ( $S_y$ ), porosidades total ( $n$ ) e efetiva ( $n_e$ ) foram definidos com base na característica litológica da formação e nos dados de condutividade hidráulica ( $K$ ) obtidos através dos *slug-tests*. A área modelada foi dividida em quatro regiões com diferentes valores de  $K$ , variando desde  $6,75 \times 10^{-5}$  a  $1 \times 10^{-4}$  m/s e iguais para as três direções ( $K_x = K_y = K_z$ )

considerando desta forma, o meio isotrópico (Tabela 2).

Condutividade hidráulica (m/s)				$S_s$ (m <sup>-1</sup> )	$S_y$	$n_s$	$n$
$K_1$	$K_2$	$K_3$	$K_4$				
$1,0 \times 10^{-3}$	$5,0 \times 10^{-6}$	$1,0 \times 10^{-4}$	$6,8 \times 10^{-5}$	$4,0 \times 10^{-4}$	0,20	0,25	0,25

**Tabela 2:** Valores dos parâmetros hidráulicos adotados no modelo matemático.

As condições de contorno adotadas foram as do tipo carga conhecida, assumida para as quatro camadas e nas demais porções utilizaram-se células inativas, indicando uma condição de contorno de “não fluxo”. No limite superior assumiu-se uma condição de contorno do tipo 2, utilizando o módulo recarga do Visual Modflow, enquanto que no limite inferior foi assinalada uma condição de fluxo nulo.

Foi definida uma zona de recarga na área, sendo criados dois cenários de modo a avaliar as mudanças nos traçados dos tubos de fluxo mediante variações na recarga e na condutividade hidráulica (Tabela 3).

Cenário	Período (dias)		Recarga (mm/ano)	Carga hidráulica (m)	
	Ini	Fim		porção leste	porção oeste
1	0	30	0	6,0	5,4
	30	60	0	5,5	5,0
	60	180	0	5,0	4,8
	180	210	0	4,8	4,2
2	0	30	2484,0	6,0	5,4
	30	60	3156,0	5,5	5,0
	60	180	984,0	5,0	4,8
	180	210	456,0	4,8	4,2

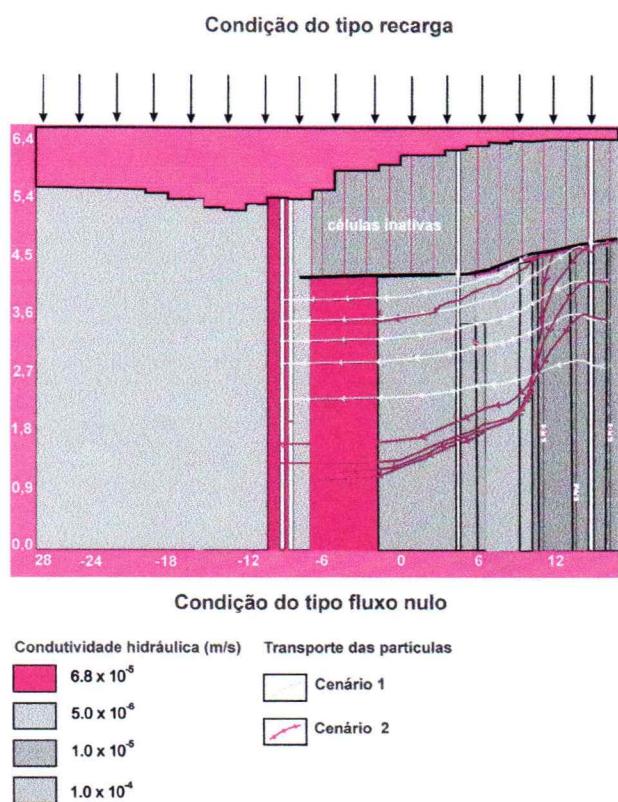
**Tabela 3:** Distribuição das taxas de recarga utilizadas nos dois cenário do modelo matemático.

O comportamento das linhas de fluxo e por conseguinte dos tubos de fluxo foi visualizado através de partículas atribuídas ao modelo. Foram colocadas, no total, 10 partículas situadas a oeste da área. A Figura 9 ilustra a distribuição das trajetórias das partículas correspondentes aos diferentes cenários simulados.

O tempo de trânsito indicado entre setas representa um período de 20 dias. Observa-se que as modificações do tempo de trânsito são mais pronunciadas a medida em que a taxa recarga aumenta. Isto pode ser verificado confrontando-se os traçados representados pelas linhas contínuas e as tracejadas. A linha verde representa o cenário 1 com ausência de recarga enquanto a linha lilás indica o cenário 2, com recarga alcançando valores de até 90% da precipitação anual.

Nota-se que quanto maior a recarga aplicada ao modelo, maior a concavidade das linhas de fluxo e maior a profundidade atingida por estas. Durante os períodos de estiagem, as linhas de fluxo

apresentam contornos mais suaves, reflexo da baixa taxa de precipitação e infiltração. Já na época de chuvas, os tubos de fluxo advindos de montante seriam empurrados para baixo pelos novos tubos de fluxo que ali se formariam pela recarga, atingindo aqueles maiores profundidades.



**Figura 9:** Representação das trajetórias das partículas atribuídas nas duas situações.

Outro fator a ser apontado refere-se à condutividade hidráulica do meio. Ao atravessar um meio com diferentes condutividades, os tubos de fluxo e por conseguinte a água subterrânea, sofrem um ligeira deflexão como resultado desta variação.

Tal padrão de linhas de fluxo é muito semelhante àquele proposto por Appelo & Postma (1993), com a ressalva de que os autores propuseram essa situação para modelos em estado estacionário, enquanto este trabalho assume um estado transitório, de maior aproximação da realidade.

Além das variações temporais vale destacar, a partir dos mapas de isoconcentração, a presença de áreas isoladas de maior concentração (“ilhas”) em diversos pontos (PET9, PET17, PET3, PET32, PET27, por exemplo) para parâmetros como cloreto e amônio quando comparados aos poços da circunvizinhança (Figura 10). A ocorrência destas ilhas pode ser verificada relacionando-se os valores de concentração de nitrato para diferentes

campanhas de amostragem, condutividade hidráulica e nível d'água entre estes pontos e os circunvizinhos considerando um raio de influência de 3,5m (Tabela 5).

Periodo	PET	K (m/s)	K* (m/s)	NA (m)	NA* (m)	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg/L)	NO <sub>3</sub> * (mg/L)
Julho 1999	9	1,9x10 <sup>-6</sup>	8,3x10 <sup>-6</sup>	1,95	1,97	54	23
	17	2,2x10 <sup>-7</sup>	3,5x10 <sup>-6</sup>	1,96	1,98	50	19
Agosto 1999	3	6,7x10 <sup>-6</sup>	8,2x10 <sup>-6</sup>	2,08	2,10	45	14
	7	4,7x10 <sup>-7</sup>	4,7x10 <sup>-6</sup>	2,19	2,20	34	21
	26	1,8x10 <sup>-6</sup>	8,4x10 <sup>-6</sup>	2,11	2,13	69	13
Setembro 1999	7	4,7x10 <sup>-7</sup>	4,7x10 <sup>-6</sup>	2,13	2,20	56	8
	27	5,5x10 <sup>-6</sup>	1,1x10 <sup>-6</sup>	2,26	2,18	78	15
	32	8,1x10 <sup>-7</sup>	1,7x10 <sup>-5</sup>	2,38	2,37	104	56

K – Condutividade hidráulica

K\* - Valor médio da condutividade hidráulica dos poços vizinhos

WL – Nível d'água

WL\* - Valor médio de nível d'água dos poços vizinhos

NO<sub>3</sub><sup>-</sup> - Concentração de nitrato

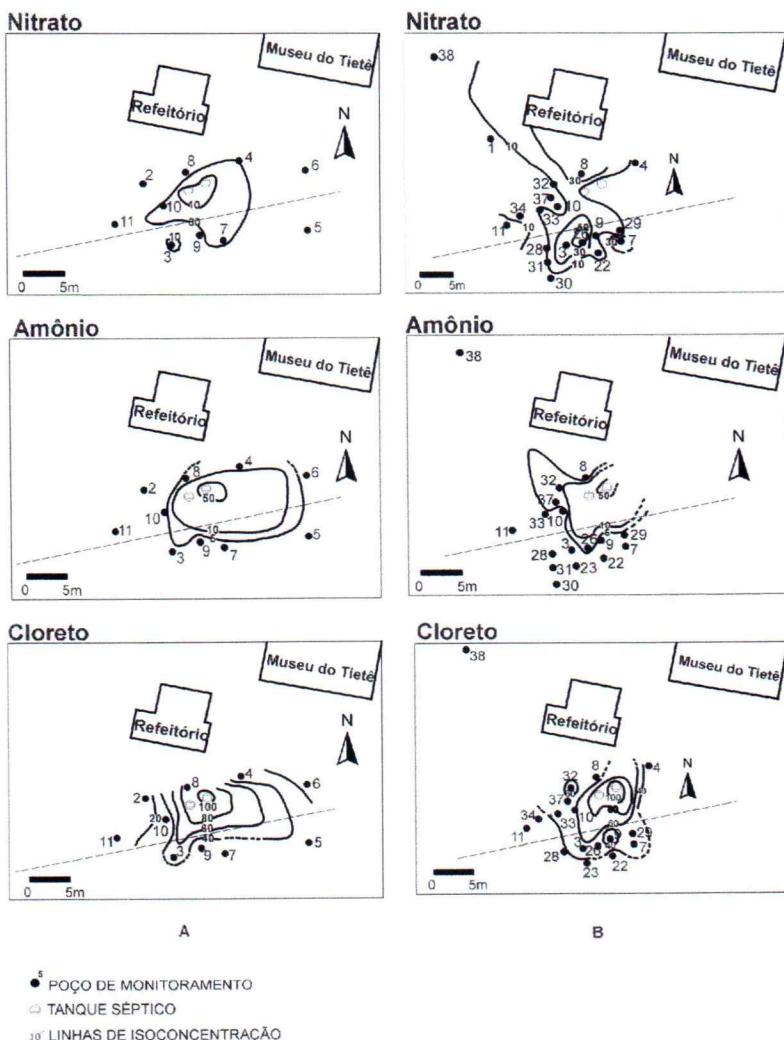
NO<sub>3</sub>\* - Valor médio da concentração de nitrato dos poços vizinhos

**Tabela 5:** Relação dos valores de condutividade hidráulica, nível estático e concentração de nitrato para um raio de influência de 3,5m.

De acordo com esta tabela são observadas três situações distintas para os poços PET 9 e PET 32.

Na primeira situação, representada no mês de agosto de 1999, as concentrações de nitrato para esses poços são menores que a concentração média referente aos poços vizinhos. Estas concentrações, no entanto, tornam-se muito próximas ou até mesmo iguais em setembro de 1999 até serem superiores numa terceira situação (julho de 2000).

Estes pontos são caracterizados por apresentar valores de condutividade hidráulica (K) menores que o valor médio de seus vizinhos (K\*). Devido ao menor valor de K, estes pontos seriam mais dificilmente “lavados” pelo fluxo de água com diferentes concentrações (flushing). A influência dessa variação na condutividade hidráulica pode ser vista também na distribuição de carga hidráulica, onde a formação de áreas com maiores cargas se associam à áreas de maior K\*. Assim como o K, estes pontos apresentam em geral níveis d'água mais profundos que a média dos níveis d'água dos vizinhos (NA\*).



**Figura 10:** Mapas de isoconcentração para nitrato, amônio e cloreto. A – janeiro/1999 (período de chuva); B – agosto/1999 (período de estiagem).

## CONCLUSÕES

As concentrações de nitrato nas águas subterrâneas observadas nas proximidades do Museu do Tietê, no Parque Ecológico do Tietê Engenheiro Goulart (PET-EG), encontram-se acima dos padrões estabelecidos por lei, de 10mg/L NO<sub>3</sub><sup>-</sup> N. A evolução da pluma contaminante, que tem origem na fossa séptica, é controlada pela rápida e dinâmica hidráulica do aquífero e pelos fenômenos de nitrificação.

Uma grande variação das concentrações da série nitrogenada e demais parâmetros físico-químicos com o tempo e para o mesmo ponto foi observada, sobretudo nos períodos de estiagem. Essa variação seria motivada pela recarga e alteração nos traçados dos tubos de fluxo advindos da recarga. Foi verificado, através de análise por circunvizinhança, que em poços com valores de condutividade hidráulica maiores que o valor médio de K dos pontos vizinhos, ocorre as maiores oscilações dos níveis d'água, sendo estes mais profundos durante o período de estiagem, com recuperação a partir dos meses mais chuvosos.

Tal constatação foi comprovada através da modelação matemática tridimensional. Os resultados obtidos indicaram mudanças significativas no traçado das partículas e por conseguinte, das linhas de fluxo, alcançando estas maiores profundidades quanto maior a recarga ou sofrendo maior deflexão quanto mais heterogêneo o meio.

É importante assinalar que só foi possível determinar tais fenômenos devido ao programa de monitoramento adotado, com amostragens freqüentes e medições quinzenais de alguns parâmetros *in situ*, que permitiram identificar rápidas variações das concentrações químicas de poluentes em um mesmo poço. As práticas de monitoramento normalmente utilizadas em aquíferos livres e rasos não seriam capazes de tal detecção, podendo ocasionar erros na interpretação. A partir disso conclui-se que um programa de monitoramento em aquíferos rasos e com rápida recarga deva ser conduzido com amostragens freqüentes (semanais), sob pena de não se detectar as reais concentrações da pluma contaminante.

## AGRADECIMENTOS

Os autores expressam os seus agradecimentos à FAPESP (processos 97/6950-6 e 98/10481-4) bem como, aos funcionários do Parque Ecológico do Tietê, do Laboratório CEIMIC e aos integrantes do Laboratório de Modelos Físicos do IGc-USP.

## REFERÊNCIAS

- American Public Health Association. 1995. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, 19<sup>th</sup> edn. American Water Works Association and Water Environment Federation, Washington DC, 1268p.
- Appelo, CAJ and Postma, D. 1993. *Geochemistry, Groundwater and Pollution*. Rotterdam, AA Balkema. 536p.
- Andreoli AN, Bartilucci N, Forgione R, and Reynolds R. 1979. Nitrogen removal in a subsurface disposal system. *Journal Water Pollution Control Federation*, 51, 841-854.
- EC Directive. 1991. Directiva 91/676/CEE. URL [http://www.europa.eu.int/eurlex/ptlif/dat/1991/pt\\_91L0676.html](http://www.europa.eu.int/eurlex/ptlif/dat/1991/pt_91L0676.html).
- Foster, S, and Hirata, R. 1988. *Groundwater pollution risk evaluation: a survey manual using available data*. Lima, CEPIS-PAHO/WHO. 89p.
- Guiguer, N and Franz, T. 1996. *Visual Modflow. User's manual*. Waterloo, WHI. 231p.
- Hirata R, Bastos C, and Rocha G. 1997. *Mapa de Vulnerabilidade das Águas Subterrâneas no Estado de São Paulo*. Secretaria do Meio Ambiente de São Paulo, São Paulo, 95p.
- Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. 1991. Censo Demográfico do Brasil. URL <http://www.ibge.gov>.
- Keeney D. 1986. Sources of nitrate to groundwater *CRC Critical Reviews in Environmental Control*, 16, 257-304.
- Robertson WD, Cherry JA, and Sudicky EA 1991. Groundwater contamination from two small septic systems on sand aquifers. *Groundwater*, 29(1), 82-92.
- United States Environmental Protection Agency. 1995. Drinking water regulations and health advisories. URL <http://www.epa.gov>.
- United States Environmental Protection Agency. 2001. Test methods for evaluating solid waste, physical/chemical methods. URL <http://www.epa.gov/epaoswer/hazwaste/test/sw846>.
- Wilhelm S, Schiff S, and Cherry J. 1994. Biogeochemical evolution of domestic waste in septic systems: Conceptual Model. *Groundwater*, 32(6), 905-916.
- Wilhelm SR, Schiff SL, and Robertson, WD. 1996. Biogeochemical evolution of domestic waste water in septic systems: 2. Application of conceptual model in sandy aquifers. *Groundwater*, 34(5), 853-864.
- World Health Organization. 1999. Environmental health information. URL <http://www.who.int>.