UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO
INSTITUTO DE GEOCIÊNCIAS

**A PRÁTICA DE DISPOSIÇÃO DE EFLUENTES
DOMICILIARES *IN SITU* E OS IMPACTOS NAS
ÁGUAS SUBTERRÂNEAS. ESTUDO DE CASO:
MUNICÍPIO DE CAMPINAS, SÃO PAULO**

LUCIANA MARTIN RODRIGUES FERREIRA

Orientador: Prof. Dr. José Milton Benetti Mendes

DISSERTAÇÃO DE MESTRADO

COMISSÃO JULGADORA

Nome

Assinatura

Presidente: Prof. Dr. José Milton Benetti Mendes

Examinadores: Prof^a. Dr^a. Helena Ribeiro

Prof^a. Dr^a. Sueli Yoshinaga Pereira

SÃO PAULO
1999

UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO
INSTITUTO DE GEOCIÊNCIAS

DEDALUS - Acervo - IGC

30900004898

A PRÁTICA DE DISPOSIÇÃO DE EFLUENTES DOMICILIARES
IN SITU E OS IMPACTOS ÀS ÁGUAS SUBTERRÂNEAS.
ESTUDO DE CASO: MUNICÍPIO DE CAMPINAS, SÃO PAULO

Luciana Martin Rodrigues Ferreira

Orientador: Prof. Dr. José Milton Benetti Mendes

Dissertação de Mestrado

Programa de Pós-Graduação em Recursos Minerais e Hidrogeologia

São Paulo

1999

AGRADECIMENTOS

A realização deste trabalho não seria possível sem o trabalho e a colaboração de várias instituições e pessoas, às quais a autora gostaria de expressar seu profundo agradecimento.

Ao Prof. Dr. José Milton pela orientação da dissertação e apoio durante todo o desenvolvimento do trabalho.

À Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo pela concessão de auxílio à pesquisa.

Ao Instituto de Geociências da Universidade de São Paulo, ao Departamento de Geologia Econômica e Geofísica Aplicada e ao Centro de Pesquisa de Águas Subterrâneas.

Ao Instituto Geológico da Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo, na pessoa de sua Diretora Geral, Márcia Pressinotti, pelo suporte e pela infra-estrutura.

À Sociedade de Abastecimento de Água e Saneamento S/A pelo trabalho conjunto, fornecimento de dados, etc.

À CAPES pelo fornecimento de bolsa de estudo nas etapas iniciais deste trabalho.

Ao geólogo Manuel Francisco Conejo Lopes pelo auxílio na instalação dos poços de monitoramento e no estabelecimento de cooperação com a SANASA.

Aos estagiários Gabriela, Elisabete e Marcos pelo auxílio nos trabalhos de campo.

Aos motoristas do IG, Márcio, José Roberto, Job, Celso e Adalberto.

Ao Paulo Padilha e à Liana, da Seção de Recursos Audiovisuais do IG.

Ao Paulinho pela elaboração do mapeamento geológico de detalhe e à Amélia pelas sugestões.

Ao Rodrigo Cunha pelas discussões e sugestões.

À Sandra pela revisão dos volumes e pela amizade.

À Cristina e Miriam pela tradução do resumo.

À amiga Jamile pelo apoio.

Ao Prof. Dr. Ricardo Hirata pelas críticas e sugestões.

À Prof. Dra. Sueli Yoshinaga Pereira pelas sugestões e apoio.

Aos amigos Mara, Seiju e Geraldo pelas discussões, sugestões e apoio no desenvolvimento dos trabalhos.

Ao Alexandre, por muito mais que o auxílio nos trabalhos de campo, elaboração de figuras, discussões, etc.

À Rafaela e

Faustino (*in memoriam*)

ÍNDICE

LISTA DE FIGURAS.....	iii
LISTA DE QUADROS.....	v
LISTA DE ANEXOS.....	vii
RESUMO.....	viii
ABSTRACT.....	x
1. INTRODUÇÃO	1
2. OBJETIVOS	3
3. LOCALIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO	4
4. CARACTERIZAÇÃO REGIONAL DA ÁREA DE ESTUDO	6
4.1. Aspectos Geológicos.....	6
4.2. Aspectos Geomorfológicos.....	8
4.3. Aspectos Climáticos	9
4.4. Caracterização Hidrogeológica.....	11
4.5. Crescimento Urbano do Município de Campinas.....	12
4.5.1. Situação do Saneamento Básico no Município	14
4.5.2. Histórico da Ocupação da Área de Estudo.....	14
5. UTILIZAÇÃO DE SISTEMAS DE SANEAMENTO <i>IN SITU</i> E A CONTAMINAÇÃO DAS ÁGUAS SUBTERRÂNEAS.....	16
5.1. Sistemas de Saneamento <i>In Situ</i>	17
5.2. Riscos à Saúde Ocasionados pela Contaminação da Água Subterrânea.....	18
5.3. Transporte e Comportamento em Subsuperfície dos Principais Contaminantes Presentes nos Sistemas de Saneamento <i>In Situ</i>	21
5.3.1. Nitrato	21
5.3.2. Microorganismos Patogênicos	26
5.3.2.1. Bactérias na zona não-saturada.....	26
5.3.2.2. Bactérias na zona saturada.....	29
5.3.2.3. Vírus na zona não-saturada	30
5.3.2.4. Vírus na zona saturada	31
6. MATERIAIS E MÉTODOS	32
6.1. Cadastro das Fossas e Poços Cachimba	32
6.2. Levantamento Geológico da Área de Estudo.....	32

6.3. Investigação Geofísica	34
6.3.1. Eletrorresistividade	34
6.3.2. Eletromagnético Indutivo.....	38
6.4. Perfuração e Instalação dos Poços de Monitoramento	39
6.5. Monitoramento do Nível d'água dos Poços.....	41
6.6. Amostragem e Análise da Água dos Poços de Monitoramento.....	42
6.6.1. Confiabilidade dos Resultados Analíticos.....	45
6.7. Determinação de Parâmetros Hidráulicos do Aquífero	45
6.7.1. Testes de Infiltração.....	45
6.7.2. <i>Slug-tests</i>	47
6.7.3. Teste de Bombeamento.....	49
6.8. Definição do Perímetro de Proteção do Poço Tubular Profundo.....	51
7. APRESENTAÇÃO E DISCUSSÃO DOS RESULTADOS	56
7.1. Resultados Obtidos no Cadastro de Fossas e Poços Cacimba	56
7.2. Aspectos Geológicos	56
7.3. Caracterização Hidrogeológica.....	58
7.3.1. Investigação Geofísica.....	59
7.3.1.1. Eletrorresistividade	59
7.3.1.2. Eletromagnético Indutivo.....	60
7.3.2. Determinação de Parâmetros Hidráulicos do Aquífero.....	63
7.3.3. Fluxo da Água na Zona Saturada.....	64
7.4. Definição do Perímetro de Proteção do Poço Tubular Profundo.....	74
7.5. Resultados das Análises da Água dos Poços de Monitoramento	75
7.5.1. Parâmetros Físico-Químicos.....	75
7.5.2. Parâmetros Bacteriológicos	86
7.5.3. Relação entre os Resultados Obtidos nas Análises	88
7.5.4. Confiabilidade dos Resultados Analíticos.....	91
7.6. Caracterização do Potencial de Contaminação das Águas Subterrâneas.....	93
8. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES	102
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	104

LISTA DE FIGURAS

Figura 3.1 - Localização da área de estudo	5
Figura 4.1 - Pluviosidade média mensal (1974-1995 - Posto E4-123 – Viracopos).....	10
Figura 4.2 - Temperaturas médias mensais.....	10
Figura 5.1 - Comportamento do nitrogênio em subsuperfície (Freeze & Cherry 1979).....	24
Figura 6.1 - Ficha de cadastro de fossas e poços.....	33
Figura 6.2 - Localização dos pontos de investigação geológica.....	35
Figura 6.3 - Localização dos pontos de investigação geofísica.....	37
Figura 6.4 - Localização dos poços de monitoramento	40
Figura 6.5 - Localização dos pontos de testes de infiltração	46
Figura 6.6 - Perímetro de proteção de poço pela técnica da equação de fluxo uniforme (USEPA 1987)	55
Figura 7.1 - Esboço geológico da área de estudo.....	57
Figura 7.2 - Perfis dos caminhamentos eletromagnéticos.....	61
Figura 7.3 - Determinação da condutividade hidráulica através do método de Bouwer - Rice (poço 10 - rebaixamento).....	65
Figura 7.4 - Determinação da condutividade hidráulica através do método de Bouwer - Rice (poço 10 - recuperação)	66
Figura 7.5 - Interpretação do teste de bombeamento do poço de abastecimento do Jardim São Domingos através do método de Neuman.....	67
Figura 7.6 - Variação da carga hidráulica dos poços de monitoramento	70
Figura 7.7 - Mapa potenciométrico do mês de janeiro de 1997.....	71
Figura 7.8 - Mapa potenciométrico do mês de maio de 1997.....	72
Figura 7.9 - Gráficos dos resultados das análises dos parâmetros físico-químicos e bacteriológicos do poço 1	76
Figura 7.10 - Gráficos dos resultados das análises dos parâmetros físico-químicos e bacteriológicos do poço 2	77
Figura 7.11 - Gráficos dos resultados das análises dos parâmetros físico-químicos e bacteriológicos do poço 3	78
Figura 7.12 - Gráficos dos resultados das análises dos parâmetros físico-químicos e bacteriológicos do poço 4	79
Figura 7.13 - Gráficos dos resultados das análises dos parâmetros físico-químicos e bacteriológicos do poço 5	80

Figura 7.14 - Gráficos dos resultados das análises dos parâmetros físico-químicos e bacteriológicos do poço 6	81
Figura 7.15 - Gráficos dos resultados das análises dos parâmetros físico-químicos e bacteriológicos do poço 7	82
Figura 7.16 - Gráficos dos resultados das análises dos parâmetros físico-químicos e bacteriológicos do poço 9	83
Figura 7.17 - Gráficos dos resultados das análises dos parâmetros físico-químicos e bacteriológicos do poço 10	84
Figura 7.18 - Identificação das quadras do Jardim São Domingos	98

LISTA DE QUADROS

Quadro 5.1 - Bactérias presentes nas excretas (Gerba & Goyal 1985).....	19
Quadro 5.2 - Tipos de vírus existentes nas excretas (Gerba & Goyal 1985).....	21
Quadro 5.3 - Principais espécies do nitrogênio inorgânico em subsuperfície (Starr 1988)	22
Quadro 5.4 - Fatores que influenciam o transporte de bactérias e vírus no solo (Gerba <i>et al.</i> 1975).....	27
Quadro 5.5 - Fatores que influenciam a sobrevivência de bactérias e vírus no solo (Gerba & Goyal 1985).....	28
Quadro 6.1 - Resumo dos principais aspectos construtivos dos poços de monitoramento.....	41
Quadro 7.1 - Definição da profundidade do nível d'água e do topo do Embasamento Cristalino a partir da interpretação das sondagens elétricas	60
Quadro 7.2 - Valores de condutividade hidráulica obtidos pelos testes de infiltração	63
Quadro 7.3 - Valores de condutividade hidráulica obtidos pelos <i>slug-tests</i>	64
Quadro 7.4 - Nível d'água e carga hidráulica dos poços de monitoramento	69
Quadro 7.5 - Valores de velocidade real da água subterrânea na área de estudo.....	73
Quadro 7.6 - Resultados das análises dos parâmetros físico-químicos e bacteriológicos do poço de abastecimento do Jardim São Domingos	90
Quadro 7.7 - Erros obtidos pelo balanço iônico dos resultados das análises dos poços de monitoramento	91
Quadro 7.8 - Resultados das análises dos parâmetros físico-químicos e bacteriológicos do poço 3 e das duplicatas	92
Quadro 7.9 - Erros obtidos pelo balanço iônico dos resultados das análises do poço 3 e duplicatas	93
Quadro 7.10 - Estimativa da concentração de nitrogênio-nitrato na água subterrânea no Jardim São Domingos.....	95
Quadro 7.11 - Definição da carga de nitrogênio gerada anualmente no Jardim São Domingos.....	97

Quadro 7.12 - Resultados das análises dos parâmetros físico-químicos e bacteriológicos dos poços cacimba da Vila Nilza	100
Quadro 7.13 - Estimativa da concentração de nitrogênio-nitrato na água subterrânea na Vila Nilza	101

LISTA DE ANEXOS

Anexo 1 - Perfis geológico-construtivos dos poços de monitoramento	110
Anexo 2 - Ajuste de curvas das sondagens elétricas pelo programa Resist	116
Anexo 3 - Resultados das análises dos parâmetros físico-químicos e bacteriológicos dos poços de monitoramento.....	126

RESUMO

O município de Campinas está assentado em uma das regiões que mais tem experimentado o crescimento urbano e industrial no Estado de São Paulo, tendo mostrado nos últimos anos um crescimento paralelo de favelas e loteamentos irregulares, sem rede de água e esgoto.

A área de estudo, o Jardim São Domingos, loteamento de baixa renda localizado na região Sudoeste do município, encontra-se dividido em 1.618 lotes, sendo que atualmente cerca de 400 estão ocupados por aproximadamente 1.700 pessoas. Os efluentes domiciliares são dispostos *in situ*.

Foram instalados na área 10 poços para o monitoramento do nível d'água e coleta de amostras de água para análise de parâmetros físico-químicos e bacteriológicos.

Para a determinação da condutividade hidráulica foram realizados testes de infiltração e *slug-tests*, além da interpretação de dados obtidos em um teste de bombeamento realizado no poço tubular que abastece o bairro. Todos os testes indicaram valores de condutividade hidráulica variando principalmente entre 10^{-7} e 10^{-6} m/s.

Os mapas potenciométricos apresentaram direções de fluxo que indicam o lago do bairro como área de descarga local e baixos gradientes hidráulicos, que não sofreram variações significativas durante o período monitorado. As velocidades da água subterrânea variaram de $6,3 \cdot 10^{-7}$ a $1,68 \cdot 10^{-6}$ m/s (0,005 a 0,145 m/d, respectivamente).

Os resultados dos parâmetros físico-químicos analisados não indicaram contaminação da água subterrânea pelos sistemas de disposição de efluentes domiciliares *in situ*. Todos estes parâmetros apresentaram concentrações baixas, não variando com as mudanças na recarga do aquífero.

As análises dos parâmetros bacteriológicos, principalmente de bactérias heterotróficas e de coliformes totais, apresentaram valores muito acima do permitido. Foram encontrados coliformes fecais em pequenas quantidades apenas em algumas amostras (máximo de 16 NMP/100ml). Os estreptococos fecais não foram encontrados em nenhuma amostra analisada.

No caso do loteamento totalmente ocupado e utilizando sistemas de saneamento *in situ*, estimativas das concentrações de nitrogênio-nitrato na água subterrânea indicaram valores acima do permitido por lei (10 mg/l).

Para que as concentrações de nitrogênio-nitrato mantenham-se abaixo de 10 mg/l na água de percolação até atingir o lençol freático, os lotes devem ter no mínimo 830 m².

ABSTRACT

Campinas municipality is located in one of the highest urban and industrial growth areas in São Paulo State. In the last years the municipality has also shown a growth of slums and irregular estates without water and sewage network.

Jardim São Domingos, the study area, is a low income village located in the southeastern part of Campinas. It is divided in 1618 lots and 400 of them at the moment are occupied by approximately 1700 inhabitants. The domestic sewage is disposed in on-site systems.

Ten monitoring wells were installed for water level monitoring and water sampling, in order to analyse physical-chemical and bacteriological parameters.

The hydraulic conductivity was determined by slug-tests, infiltration tests and also by pumping test data interpretation. The results of all tests indicated hydraulic conductivity ranging between 10^{-7} and 10^{-6} m/s.

The flow directions obtained in the potentiometric maps indicate the lake as the local discharge area. Low hydraulic gradients did not vary substantially during the monitoring period. Ground water velocity values varied from $6.3 \cdot 10^{-7}$ to $1.68 \cdot 10^{-6}$ m/s (0.005 to 0.145 m/d).

Physical-chemical parameters have not indicated groundwater contamination by on-site sewage disposal systems. All parameters showed low concentrations without variation with aquifer recharge.

Bacteriological parameters analysis, mainly total bacteria and total coliform indicated higher values than the water standard. Faecal coliform were found in small amount in some samples (maximum of 16 MPN/100 ml). Faecal streptococci were not found in any of the analysed samples.

In the case the village is fully occupied and using on site sewage disposal systems, the estimated nitrate-nitrogen concentrations in groundwater indicate values higher than the water standard (10 mg/l).

In order to keep the nitrate-nitrogen concentrations lower than 10 mg/l in groundwater, the lots size must have a minimum of 830 m².

1. INTRODUÇÃO

A complexidade de fatores relacionados à ocorrência das águas subterrâneas e a dificuldade de caracterização de seu estado de qualidade, associados à diversidade e intensidade das atividades antrópicas potencialmente poluentes, faz com que haja necessidade de tratar a proteção das águas subterrâneas de forma séria e definir prioridades de ação, analisando-se os riscos de contaminação.

✓ Dentre as várias atividades humanas que podem gerar cargas contaminantes às águas subterrâneas, as originadas pela disposição de efluentes domiciliares *in situ* (ou seja, aquelas advindas de fossas negras e sépticas) merecem grande atenção, principalmente nos países em desenvolvimento. A proximidade fossa-poço é responsável pela má qualidade de numerosas fontes de abastecimento privado e mesmo público nesses países, sendo uma das causas da alta taxa de mortalidade infantil. O deficiente sistema sanitário brasileiro, assim como de outros países subdesenvolvidos, é a principal causa do avanço de doenças de veiculação hídrica, como a cólera e as diarreias, por exemplo.

✓ Os sistemas de saneamento *in situ* podem gerar cargas contaminantes que incluem principalmente nutrientes e sais (nitratos e cloretos), bactérias patogênicas e vírus.

O município de Campinas foi escolhido para o presente estudo por estar localizado em uma das regiões que tem experimentado nos últimos anos o maior crescimento urbano e industrial do Estado de São Paulo. Reflexo dessa industrialização, o município tem mostrado um crescimento paralelo de favelas e loteamentos irregulares, desprovidos de sistemas adequados de saneamento básico, causando problemas à saúde destas populações.

Enfocando esta problemática, este trabalho foi desenvolvido com financiamento da FAPESP (Fundação de Amparo à Pesquisa) em conjunto com o IG (Instituto Geológico) e a SANASA (Sociedade de Abastecimento de Água e Saneamento S.A. - Campinas), objetivando subsidiar a definição de alternativas em saneamento para a coleta, tratamento e destino final de efluentes domiciliares no município de Campinas.

Para o desenvolvimento do trabalho foi selecionada uma área, em função das características geológicas e hidrogeológicas do meio físico e das condições locais das concentrações urbanas que utilizam água subterrânea e não são servidas por rede de

coleta de esgoto (Ferreira & Hirata 1993).

O Instituto Geológico (IG), em 1993, desenvolveu um estudo regional no município de Campinas, realizando uma avaliação do meio físico. Baseado neste trabalho, foram considerados os mapas geológico, hidrogeológico, de vulnerabilidade de aquíferos à poluição e de produtividade similar, com o objetivo de se selecionar áreas com maior potencial hidrogeológico e mais susceptíveis à contaminação.

Os dados referentes a estas áreas foram associados às informações fornecidas pela SANASA sobre as concentrações urbanas não atendidas por rede de abastecimento de água e rede de coleta de esgoto, como localização, densidade demográfica e idade do núcleo urbano.

A área selecionada para a execução do estudo de detalhe foi o Jardim São Domingos, cuja descrição detalhada, no que se refere tanto aos aspectos do meio físico, quanto aos sócio-econômicos regionais e locais encontra-se nos itens 3 e 4.

2. OBJETIVOS

Os principais objetivos deste trabalho são:

- avaliar os impactos gerados pela utilização de sistemas de disposição de efluentes domiciliares *in situ* na qualidade das águas subterrâneas;
- gerar subsídios para a implantação de sistemas alternativos para a coleta, tratamento e destino final de efluentes domiciliares no município de Campinas.

3. LOCALIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

O município de Campinas localiza-se a cerca de 100 km a noroeste da capital paulista, sendo que os principais acessos a partir da cidade de São Paulo são feitos pelas rodovias Anhanguera (SP 330) e Bandeirantes (SP 348).

A área selecionada para o desenvolvimento do trabalho, o Jardim São Domingos, localiza-se na região Sudoeste do município de Campinas, próximo ao Aeroporto de Viracopos, no trecho compreendido entre as rodovias Bandeirantes (SP 348), Santos Dumont (SP 75) e a Rodovia Viracopos - Vinhedo (SP 324) (Figura 3.1).

Figura 3.1 - Localização da área de estudo

4. CARACTERIZAÇÃO REGIONAL DA ÁREA DE ESTUDO

A área de estudo foi caracterizada regionalmente quanto aos aspectos geológicos, geomorfológicos, climáticos, hidrogeológicos e também em relação ao crescimento urbano do município nas últimas décadas.

4.1. Aspectos Geológicos

A área de estudo localiza-se na borda leste da Bacia Sedimentar do Paraná, próximo ao contato com o Embasamento Cristalino.

A geologia regional relacionada à área de estudo é composta basicamente por quatro grupos de rochas: gnaisses e granitos pré-cambrianos, sedimentos do Grupo Itararé, diabásios da Formação Serra Geral e sedimentos cenozóicos.

a) Gnaisses e granitos Pré-Cambrianos

A região é compartimentada segundo uma megaestruturação definida pela justaposição de terrenos de alto grau metamórfico da Nappe Socorro-Guaxupé, sobre terrenos metavulcanossedimentares gnáissico-migmatíticos da Faixa Alto Rio Grande (Campos Neto *et al.* 1984 e Campos Neto 1990, *apud* Fernandes 1997).

O domínio da Nappe Socorro-Guaxupé é um conjunto litológico relativamente homogêneo, constituído, nesta região, principalmente por gnaisses predominantemente bandados, granitóides intrusivos (Maciço Jaguariúna) e granitos gnaisses (Fernandes *op. cit.*).

Os gnaisses bandados caracterizam-se pela intercalação métrica a decimétrica, por vezes centimétrica, de grande variedade de rochas granitóides bandadas ou homogêneas com biotita, frequentemente com hornblenda e por vezes com granada (Fernandes *op. cit.*).

O domínio da Faixa Alto Rio Grande é um conjunto litológico de rochas mais heterogêneas, incluindo: associação de rochas gnáissico-migmatíticas, rochas ultramáficas, quartzitos, xistos, gnaisses diversos e granitóides equigranulares a porfiríticos (Maciço Morungaba) (Fernandes *op. cit.*).

b) Sedimentos do Grupo Itararé

IG (1993 e 1995) e (Fernandes *op. cit.*) subdividem o Grupo Itararé em 7 fácies, sendo que regionalmente, para este estudo, apenas 4 fácies são representativas:

ritmitos, lamitos com seixos, arenitos finos a muito finos e arenitos médios a grossos.

Os ritmitos são formados pela alternância cíclica de arenitos finos (na base), em camadas de espessura decimétrica a centi-milimétrica, que gradam para argilitos-siltitos para o topo.

Os lamitos com seixos podem ser maciços ou estratificados e apresentam eventuais intercalações de siltitos e arenitos finos laminados.

Os arenitos são, em geral, feldspáticos a micáceos. Os arenitos finos a muito finos geralmente são laminados.

Os arenitos médios e grossos podem ser maciços e estratificados, eventualmente conglomeráticos.

c) Diabásios da Formação Serra Geral

Os diabásios são de granulação fina a média com estrutura maciça e afloram por quase toda a área de ocorrência do Grupo Tubarão no Estado de São Paulo. Na região entre Campinas e Paulínia, os corpos de diabásio aparentam ser grandes *sills* alojados preferencialmente entre o contato das rochas gnáissicas do Embasamento Cristalino e os sedimentos do Grupo Itararé (Fernandes 1997).

d) Sedimentos Cenozóicos

Fernandes (*op. cit.*) reconheceu na área de estudo uma unidade de ampla ocorrência, que corresponde à Formação Rio Claro, e outras duas, mais jovens, que correspondem a depósitos coluviais de encosta (TQlc) e a depósitos de fluxos gravitacionais (Qlg).

Segundo este mesmo autor, a Formação Rio Claro, na área de estudo, pode ser subdividida nas seguintes fácies:

- Si – siltitos/arenitos muito finos/argilitos com laminação plano-paralela horizontal. As suas espessuras variam de decimétricas a alguns metros, ocasionalmente chegando a 10/15 cm. Nesta unidade ocorrem raros seixos de arenito.
- Ar – arenitos quartzosos, grossos ou médios a finos, às vezes conglomeráticos, mal ou medianamente selecionados, com grânulos e seixos de quartzo subangulosos ou subarredondados. As camadas são lenticulares, por vezes com grande persistência lateral, com comprimento de dezenas de metros e espessura média de 2 m,

situando-se, em geral, em meio à fácies Si.

- Ag – argilitos siltosos esbranquiçados com laminação incipiente, formando corpos tabulares extensos com até 2 m de espessura.
- La – lamitos argilosos até arenitos pelíticos, maciços, com esparsos grânulos e seixos de quartzo subarredondados ou subangulosos, cinzentos e com manchas vermelhas.

Os depósitos coluviais de topo e encosta (TQlc) são formados por arenitos finos pelíticos, maciços e cinza claros, podendo apresentar na base um pavimento de clastos pouco marcado constituído principalmente de seixos de quartzo. Dispõem-se em feições acanaladas de dimensões até decamétricas, que ocorrem em posição próxima ao topo e em meia encosta, e parecem não apresentar relação com as drenagens atuais.

Os depósitos de fluxos gravitacionais de encosta (Qlg) correspondem a lamitos e arenitos pelíticos, maciços, com seixos e grânulos, e de cor acinzentada, gerados por fluxos gravitacionais (corridas de lama e/ou coluvionamento) e com espessuras máximas observadas da ordem de 7 m. Sobrepõe-se à Formação Rio Claro segundo contato erosivo que trunca as camadas da formação sotoposta. Este contato é marcado por um pavimento de clastos bastante contínuo e expressivo, que é composto por clastos de argilito, siltitos, arenitos grossos e conglomerados, todos geralmente ferruginizados e por clastos de quartzo subangulosos a angulosos.

4.2. Aspectos Geomorfológicos

O município de Campinas localiza-se, conforme a divisão geomorfológica do Estado de São Paulo (Almeida 1964), na Depressão Periférica, na porção da Zona do Médio Tietê. Esta zona, neste município, caracteriza-se por relevos correlacionados a superfície de pediplanação Pd₁ (Colinas Amplas, Colinas Médias e Amplas e Colinas Alongadas), e por relevos correspondentes à dissecação dessa superfície (Colinas Médias, Colinas Pequenas, Colinas Pequenas e Morrotes, Colinas e Morrotes e Morrotes Paralelos) (IG 1993).

A área de estudo está situada, mais precisamente, no relevo de Colinas Alongadas, que corresponde a uma linha de topo subnívelada representando uma continuidade da superfície de pediplanação Pd₁, limitando-se com os remanescentes

das Colinas Amplas através do Ribeirão Viracopos.

A drenagem é de padrão dendrítico e de baixa densidade, onde a pequena amplitude e a suavidade do relevo causam uma pequena energia em seus rios e um maior desenvolvimento das planícies fluviais, com canais longos tanto de primeira ordem como principais (IG 1993).

4.3. Aspectos Climáticos

Em virtude de sua posição geográfica (latitude, proximidade do mar, relevo, etc.) o Estado de São Paulo é influenciado pelas principais correntes de circulação atmosférica da América do Sul: Sistemas Tropicais - Atlântico e Continental, Sistema Polar Atlântico e o Sistema Equatorial Continental. "As facilidades das trocas entre os sistemas Tropicais e Intertropicais na América Austral colocam o território paulista na faixa de conflito entre os dois" (Monteiro 1973).

Em relação à participação percentual das principais correntes da circulação atmosférica regional no decorrer do ano, segundo os anos padrão, a área de estudo encontra-se sob essa faixa de intersecção que flutua, de modo geral, na direção norte-sul, variando a porcentagem entre correntes tropicais marítimas (75%) e correntes polares (50%) (Monteiro 1973). O período de maior precipitação pluviométrica é a primavera-verão, enquanto que o de menor é o outono-inverno.

Os valores de pluviosidade locais foram obtidos através de dados do DAEE medidos no posto pluviométrico E4-123 no Aeroporto de Viracopos (23°01' S, 47°06' W e 640 m de altitude). Adotou-se como pluviosidade a média mensal plurianual entre os anos de 1974 e 1995.

A pluviosidade média anual da área é de 1.300 mm, sendo 1983 o ano mais chuvoso da série (2.266,7 mm) e 1994 o mais seco (962,5 mm).

O período dos meses mais chuvosos da série encontra-se entre a metade da primavera até o final do verão (Figura 4.1), onde as médias mensais variam entre pouco mais de 100 até cerca de 230 mm, sendo dezembro o mês mais chuvoso da série (máxima de 390,9 mm em 1986).

Já o período mais seco encontra-se no inverno, entre os meses de junho a agosto, com médias não ultrapassando os 50 mm, sendo agosto o mês mais seco da série (mínimo de 0 mm).

Figura 4.1 - Pluviosidade média mensal (1974 e 1995 - Posto E4-123 - Viracopos)

Há um predomínio de temperaturas mais ou menos elevadas, atingindo o máximo em dezembro e janeiro. De maio a agosto as temperaturas são sensivelmente mais baixas, atingindo o mínimo em junho e julho (Gutjahr 1993).

Para a definição das temperaturas médias mensais foram utilizadas tabelas elaboradas por Pedro Jr. *et al.* (1991) e Camargo & Ghizzi (1991) (Figura 4.2).

Figura 4.2 - Temperaturas médias mensais

4.4. Caracterização Hidrogeológica

Regionalmente no município de Campinas são encontrados três sistemas aquíferos: o Diabásio, o Tubarão e o Cristalino.

Segundo IG (1993) o Sistema Aquífero Diabásio, com porosidade fissural, apresenta um comportamento extremamente descontínuo, heterogêneo e anisotrópico.

No estudo realizado por DAEE (1982), a transmissividade (T) desta unidade variou entre 0,25 e 28 m²/dia e a capacidade específica (Q/s) entre 0,0016 a 3,9 m³/h/m.

No Sistema Aquífero Tubarão (Grupo Itararé), as intercalações e interdigitações de litologias diferentes fazem com que este sistema apresente um comportamento de aquífero livre a localmente semi-confinado, heterogêneo, descontínuo e fortemente anisotrópico. Sua constituição litológica imprime uma porosidade granular, que controla a circulação da água subterrânea (IG *op. cit.*).

A análise de 272 poços realizada por DAEE (*op. cit.*) mostrou que a transmissividade nesta unidade varia entre 1 a 40 m²/dia e a capacidade específica entre 0,002 e 7,5 m³/h/m.

O Sistema Aquífero Cristalino, com porosidade fissural, é uma unidade de extensão regional, heterogênea e anisotrópica. A água subterrânea neste sistema ocorre de duas maneiras: no manto de alteração e nas descontinuidades rúpteis. O manto de alteração possui comportamento semelhante a um aquífero sedimentar devido à sua porosidade granular resultante do intemperismo. Sua constituição varia de arenosa a argilosa, em função da composição mineralógica da rocha sã. Sua espessura é variável, estando geralmente entre 10 e 40 metros, podendo chegar a 70 metros (IG *op. cit.*). Esta zona intemperizada, com características mais homogêneas que a zona fraturada, possui comportamento de aquífero livre. As descontinuidades rúpteis das rochas imprimem uma porosidade por fraturamento. A circulação da água se faz predominantemente nas fissuras e fraturas abertas resultantes principalmente da atividade tectônica, daí seu caráter de aquífero eventual.

Segundo o estudo realizado na Região Administrativa de Campinas (DAEE *op. cit.*), este sistema aquífero apresentou valores de capacidade específica entre 0,002 a 7,0 m³/h/m e de transmissividade entre 1 a 100 m²/dia.

Até o momento o aquífero cenozóico não foi hidrogeologicamente bem estudado devido a falta de dados sistemáticos específicos sobre o mesmo, embora já tenha sido reconhecido geologicamente na área como um importante reservatório de água subterrânea, que atua como fonte de recarga dos aquíferos sotopostos (IG 1995). De acordo com Lopes (1994), no âmbito das bacias dos rios Piracicaba e Capivari, os sedimentos cenozóicos podem atingir 30 m de espessura, com transmissividade variando de 2 a 50 m²/d e capacidade específica entre 0,1 a 5 m³/h/m.

Segundo DAEE (*op. cit.*) as águas provenientes do Sistema Aquífero Cristalino são predominantemente bicarbonatadas cálcicas e secundariamente bicarbonatadas sódicas e bicarbonatadas magnesianas.

No Sistema Aquífero Tubarão predominam águas bicarbonatadas sódicas, seguidas de bicarbonatadas cálcicas, bicarbonatadas magnesianas, cloretadas sódicas e sulfatadas sódicas (DAEE 1982).

4.5. Crescimento Urbano do Município de Campinas

A partir das décadas de 50 e 60 começa a ser notado um significativo crescimento urbano no município de Campinas, mas é principalmente na década de 70, quando o processo de industrialização do município é consolidado, que tem início um forte dinamismo, tornando-se Campinas uma grande cidade do interior do Estado de São Paulo. Neste período também tem início um grande movimento de horizontalização e periferização, com o consequente aumento dos vazios que entrecortam a malha urbana e são mantidos como reserva de valor. Esta reserva consiste em um mecanismo de valorização imobiliária, mecanismo este que domina a dinâmica urbana do município desde aquela época.

Até o início da década de 50, o crescimento urbano de Campinas estava, de certo modo, contido, ocorrendo basicamente através da incorporação de terras contíguas às áreas já urbanizadas. A partir desta época a expansão física é potencializada, apresentando então a área parcelada total uma variação de 93,6% na década de 50, 45,7% nos anos 60, 38,4% na década de 70, 13,4% na década de 80 (SOSP/PMC 1991). Desta forma, o crescimento urbano passou a apresentar um novo padrão, que se deu pelo parcelamento das áreas esparsas e distantes da zona urbana já consolidada.

Este processo foi primeiramente impulsionado através da instalação de grandes indústrias, que se fixaram, predominantemente, nos eixos das rodovias Anhanguera e Santos Dumont, o que refletiu na abertura de novas áreas de ocupação para a população de baixa renda, que se localizam na porção Sudoeste do município (onde encontra-se a área de estudo). A porção Sudoeste tornou-se, a partir de então, a principal área de ocupação periférica de baixa renda, devido não somente a estas indústrias que aí se fixaram num primeiro momento, mas também devido à instalação e expansão do Aeroporto de Viracopos e pela criação do Distrito Industrial de Campinas (DIC), na década de 70.

Um outro fator importante que contribuiu para a expansão urbana nesta área foi a implantação da COHAB em 1967, que devido ao baixo preço da terra e pela grande concentração de indústrias, passou a atuar de forma preponderante. Através disso consolidou-se a expansão periférica, a especulação imobiliária e a valorização dos espaços vazios, que em muitos casos foram atravessados pelas redes de infraestrutura destinadas a atender os moradores dos conjuntos habitacionais.

A partir da década de 70, além de aumentar a ocupação da área parcelada nas décadas anteriores, também configura-se um novo eixo de expansão: o eixo norte-nordeste. A abertura de loteamentos orientou-se pelo eixo viário Barão Geraldo-Paulínia e também pelo eixo da rodovia Campinas - Mogi-Mirim. O principal fator que influenciou neste processo foi a abertura da rodovia D. Pedro I. Neste eixo, principalmente na década de 80, instalaram-se várias indústrias e estabelecimentos comerciais de grande porte, além da implantação da UNICAMP (Universidade Estadual de Campinas), do loteamento anexo à Cidade Universitária e também da Refinaria do Planalto (REPLAN), em Paulínia, e o pólo petroquímico a ela vinculado.

Este eixo de expansão difere do Sudoeste na medida em que os loteamentos nele implantados são, na maior parte, de médio a alto padrão. Uma outra diferença se deve ao fato de que as terras nesta região, do ponto de vista agrícola, são as mais produtivas do município, o que gera um preço mais elevado e, conseqüentemente, uma limitação à ocupação urbana mais intensiva, definindo-se assim o padrão de loteamento ali implantado.

Na década de 80, o processo de abertura de loteamentos vai novamente predominar na região Sudoeste do município, intensificando-se ainda mais a sua ocupação. Teve início um crescimento desordenado que obrigou a Prefeitura Municipal

a implantar, nesta área, equipamentos e infra-estrutura, que se tornaram muito onerosos, na medida em que as distâncias entre ela e as outras áreas com infra-estrutura já implantada aumentavam.

4.5.1. Situação do Saneamento Básico no Município

✓ O município de Campinas possui atualmente uma população de aproximadamente 886.000 habitantes (SEADE 1995), sendo que cerca de 37% do total da população (330.000 habitantes) moram na região Sudoeste.

✓ O crescimento acelerado que ocorreu na cidade nas últimas décadas provocou, dentre outros problemas, um agravamento no abastecimento de água. Este problema é facilmente observado nas áreas mais periféricas do município, principalmente na região Sudoeste. Isto se dá porque, não existem, nestas áreas, reservas para o abastecimento.

✓ A maior parte da população do município, cerca de 95% (840.000 habitantes) é favorecida com o abastecimento de água. No entanto, estima-se que aproximadamente 46.000 habitantes não sejam atendidos por tal sistema (SEADE *op. cit.*).

✓ Quanto a rede de coleta de esgoto, 95% da população (cerca de 797.000 habitantes) é atendida pelo serviço, sendo que somente 5% do total do efluente sofre tratamento primário, 20% recebe outros tipos de tratamento e 75% é jogado *in natura* nos rios. Estima-se que aproximadamente 89.000 habitantes estejam desprovidos de sistemas de coleta. A maior parte destas pessoas (aproximadamente 85%) mora em favelas, que somam um número superior a 100 núcleos cadastrados em todo o município (SOSP/PMC 1991).

4.5.2. Histórico da Ocupação da Área de Estudo

A área de estudo (Jardim São Domingos), localizada na região sudoeste do município, é um bairro de população de baixa renda que teve o início de sua ocupação na década de 70. Esta ocupação foi intensificada somente na década de 90.

O bairro possui área total de 1 km² (incluindo praças, campo de futebol, etc.) e foi dividido em 1618 lotes. Destes, aproximadamente 400 encontram-se atualmente ocupados (25%) por cerca de 1.700 pessoas, sendo 70 % adultos e 30 % crianças.

No início da implantação do loteamento o abastecimento de água era feito

somente por meio de cacimbas. Em 1992 a SANASA perfurou um poço tubular no bairro e passou a distribuir água por meio de caminhões-pipa, que a transportavam até reservatórios de 4.000 l distribuídos pelo bairro e também até as residências. O poço de abastecimento possui 51 m de profundidade, 6" de diâmetro, 12 m de seção filtrante e produz uma vazão de 28 m³/h.

Os caminhões-pipa deixaram de transportar e distribuir água a partir da ligação da rede de distribuição às casas em março de 1997, embora esta já estivesse implantada há algum tempo.

O bairro não possui rede de coleta de esgoto, sendo os efluentes domiciliares dispostos em fossas. Maiores detalhes sobre a utilização destes sistemas no bairro são apresentados no item 7.1.

5. UTILIZAÇÃO DE SISTEMAS DE SANEAMENTO *IN SITU* E A CONTAMINAÇÃO DAS ÁGUAS SUBTERRÂNEAS

Segundo Foster & Hirata (1988) as áreas urbanizadas são responsáveis pela geração de um grande volume de carga contaminante potencialmente poluidora às águas subterrâneas. Estas cargas são relacionadas a uma grande variedade de atividades antrópicas, o que torna necessário dividi-las conforme o modo de disposição de seus efluentes no solo, para, desta forma, poder avaliar o risco de contaminação dos recursos hídricos subterrâneos.

Dentre estas atividades, uma das que gera grande preocupação, não só nos países em desenvolvimento, mas também nos países desenvolvidos, é a disposição de efluentes domiciliares *in situ* através de tanques sépticos e fossas, em áreas urbanizadas onde a rede de coleta de esgoto é inexistente.

✓ Em estudos de macro-escala não é possível determinar a carga contaminante ao subsolo gerada pela urbanização, mas pode se assinalar um risco potencial em base a extensão da rede de esgoto e a densidade populacional.

✓ A carga contaminante dos sistemas de saneamento *in situ* é composta por nutrientes, sais, bactérias patogênicas, vírus e compostos orgânicos solúveis. As grandes populações de coliformes fecais e números variáveis de organismos patogênicos que compõem a carga contaminante dependem muito da saúde da população.

Um outro problema é a grande incerteza quanto a proporção de nitrogênio depositado que será oxidado e lixiviado na recarga das águas subterrâneas. O valor real da carga depende do uso de água *per capita*, da proporção de perdas voláteis de compostos nitrogenados e do nitrogênio que é extraído durante a limpeza dos sistemas de saneamento *in situ*.

✓ O risco de contaminação das águas subterrâneas pela disposição de efluentes domiciliares no solo depende muito do tipo de instalação sanitária, já que isto determina a carga hidráulica e a profundidade de descarga sobre a superfície.

✓ A contaminação dos aquíferos depende principalmente da densidade populacional e da extensão da área urbanizada, fatores estes que controlam o grau de diluição dos contaminantes.

Se as águas servidas também forem dispostas nos sistemas de saneamento *in situ*, poderá ocorrer, com o passar do tempo, a contaminação adicional das águas subterrâneas, em consequência da disseminação progressiva de produtos químicos que contém uma alta concentração de compostos organo-sintéticos (desinfetantes, etc.) (Lewis *et al.* 1988).

Nos locais onde a opção pelos sistemas de saneamento *in situ* se justifica técnica e economicamente, várias medidas têm que ser adotadas a fim de reduzir o risco ou a escala de contaminação das águas subterrâneas. Estas medidas incluem: mudanças nos desenhos desses sistemas (a fim de diminuir sua profundidade de descarga e a carga hidráulica); a implantação de um meio de filtração artificial; a retirada do material sólido nitrogenado e a estimulação de uma denitrificação *in situ*.

Pode ainda haver a presença de compostos tóxicos sintéticos (benzeno, clorobenzeno, triclorobenzeno, tetracloroetileno, etc.) nos efluentes de áreas urbanas que possuem postos de gasolina, pequenas oficinas de automóveis, lavanderias e tinturarias.

✓ Uma outra fonte potencial de contaminação das águas subterrâneas nas áreas urbanizadas são os poços abandonados (principalmente poços cacimba). Eles somam um grande número e geralmente não estão devidamente fechados, tornando-se então um local de disposição de resíduos. Estes resíduos são jogados diretamente na água, causando a contaminação imediata do aquífero, não tendo lugar, portanto, nenhum processo de retardação ou de eliminação dos contaminantes. Um problema muito frequente é a utilização de poços abandonados como fossas.

5.1. Sistemas de Saneamento *In Situ*

Como se sabe, a disposição final das excretas humanas consiste, ainda hoje, em um grave problema à saúde pública, principalmente nos países em desenvolvimento (Rossin & Santos 1987). Os sistemas convencionais de rede de esgoto contribuem muito, sem dúvida nenhuma, para melhorar as condições de saúde dos usuários, além de lhes proporcionar uma maior comodidade. No entanto, tais sistemas possuem um custo elevado de construção, tornando-se, desta forma, uma solução muito longe da realidade das populações carentes destes países (Kalbermatten *et al.* 1980).

Assim sendo, os sistemas de saneamento *in situ* podem oferecer alternativas adequadas para a disposição de excretas humanas, principalmente em pequenas comunidades. A grande vantagem de tais sistemas é que estes apresentam um custo muito mais baixo do que os sistemas de esgoto convencionais. Estes sistemas têm sido utilizados não somente nos países em desenvolvimento, mas também nos países desenvolvidos, como é o caso dos Estados Unidos, onde cerca de um terço das unidades habitacionais, ou seja, uma grande parcela da população (mais de 70 milhões de habitantes) utiliza tanques sépticos (Hershaft 1976).

Conforme já foi dito aqui, em áreas pouco povoadas, sejam elas urbanas ou rurais, os sistemas de saneamento *in situ*, quando bem desenhados, construídos e com uma manutenção constante, oferecem, sem dúvida nenhuma, uma alternativa muito eficiente e econômica para a solução dos problemas de saneamento básico. No entanto, na maioria das vezes estes sistemas são mal desenhados e construídos, acabando assim por contaminar as águas subterrâneas ou então tornando-se um potencial poluidor destas águas. Estima-se, entretanto, que apenas uma pequena parcela destes sistemas funcionem de modo correto (Canter & Knox 1988).

5.2. Riscos à Saúde Ocasionados pela Contaminação da Água Subterrânea

As doenças relacionadas ao uso de água contaminada por efluentes domiciliares podem ser divididas naquelas causadas por microorganismos patogênicos (bactérias e vírus) e por substâncias químicas, principalmente por nitrato.

✓ As fezes humanas podem conter até quatro tipos de organismos patogênicos: ovos de helmintos, protozoários, bactérias e vírus (Foster *et al.* 1986). Estes organismos geralmente são excretados em grandes quantidades, dependendo da idade e estado de saúde do indivíduo, contendo em média 10^9 bactérias por grama (não necessariamente patogênicas) e no caso de indivíduos infectados até 10^6 vírus por grama. Os vírus possuem diferenças fundamentais em relação aos outros microorganismos presentes na água, pois apresentam um ácido nucléico revestido de um protetor de proteínas, que são transmitidos como partículas inertes e que não podem se reproduzir fora do ambiente vivo que as abriga. Por outro lado, as bactérias podem se multiplicar fora de seu ambiente primário.

Os parasitas presentes nas excretas humanas (helmintos e protozoários), devido ao seu tamanho relativamente grande, são facilmente filtrados pelo solo, não chegando

então a contaminar as águas subterrâneas, ao contrário das bactérias e vírus, que por serem muito menores podem ser transportados até a zona saturada (McNabb *et al.* 1977).

As bactérias e vírus podem ser transportados através do efluente que infiltra a partir do sistema de saneamento *in situ* até as águas subterrâneas e sua ingestão pode causar doenças. É claro que as bactérias e vírus excretados podem ser transmitidos de muitas outras maneiras, como, por exemplo, pelos alimentos, mãos ou moscas contaminadas, etc. Uma pessoa poderá se contaminar dependendo da concentração e persistência do organismo patogênico e da dose infecciosa necessária para dar início a enfermidade.

As bactérias presentes nas excretas humanas e as enfermidades a elas relacionadas estão listadas no Quadro 5.1.

Conforme Gerba & Goyal (1985) as bactérias patogênicas mais comuns associadas às excretas são: Salmonela, Shigela, Vibrio e Campylobacter. A Salmonela ocorre frequentemente nas excretas e é responsável por infectar mais de 2 milhões de pessoas todo ano nos Estados Unidos. A disenteria bacilar é causada pelas várias espécies de Shigela. Embora a *Escherichia coli* seja considerada um organismo não patogênico, certas bactérias entéricas podem causar diarreias, principalmente em viajantes. *Campylobacter* foi recentemente reconhecida como um dos fatores etiológicos de gastroenterite aguda com diarreia, tal como a Salmonela e a Shigela.

Quadro 5.1 - Bactérias presentes nas excretas (Gerba & Goyal 1985)

GRUPO	PATÓGENO	ENFERMIDADE
Bactérias	Salmonela (1700 tipos)	Tifóide, paratifóide, salmonelose
	Shigela (4 sp)	Disenteria bacilar
	<i>Escherichia coli</i> (enteropatogênica)	Gastroenterite
	<i>Yersinia enterocolitica</i>	Gastroenterite
	<i>Campylobacter jejuni</i>	Gastroenterite
	<i>Vibrio cholerae</i>	Cólera

Quanto aos vírus, mais de 110 tipos diferentes podem estar presentes nas

excretas (Quadro 5.2). Seus tamanhos variam de aproximadamente 27 nm para poliovírus, até 70 nm para rotavírus e maior que 100 nm para coronavírus entérico. Os adenovírus são capazes de causar várias doenças a níveis de dosagem muito baixos (Gerba & Goyal 1985).

O nitrogênio é um nutriente chave de interesse porque contribui para a eutrofização da água superficial e quando quantidades em excesso atingem as águas subterrâneas pode causar riscos à saúde.

Um grande número de sistemas de disposição de efluentes domiciliares *in situ* em determinada área pode gerar grandes concentrações de nitrato nas águas subterrâneas. Podem ocorrer duas enfermidades relacionadas a ingestão de água com concentrações elevadas de nitrato: a metahemoglobinemia e o câncer (Lewis *et al.* 1988).

A metahemoglobinemia (cianose infantil) é uma doença que afeta principalmente os bebês menores de 3 meses e é causada pela ingestão de quantidades elevadas de nitrato (NO_3^-). Sua toxicidade provém de sua redução a nitrito (NO_2^-), processo que pode ocorrer sobre condições específicas no estômago e na saliva. O íon de nitrito que se forma oxida o ferro nas moléculas da hemoglobina, transformando-o de ferroso (Fe_2^+) em férrico (Fe_3^+). A metahemoglobina a partir daí produzida torna o sangue incapaz de fixar de maneira reversível o oxigênio, o que resulta em uma anoxia e a morte, se esta situação não for corrigida a tempo.

Em relação ao câncer, o nitrito, e indiretamente o nitrato, podem reagir com aminas e amidas para formar nitrosaminas e nitrosamidas. Estudos têm comprovado que a maioria destes compostos são cancerígenos em um grande número de espécies animais e muitos deles têm sido considerados mutagênicos. Estes estudos sugerem que a abundante ingestão de nitrato pode contribuir ao surgimento de câncer gástrico. Entretanto, atualmente se dispõem de poucas informações que possam afirmar a existência de uma relação entre a elevada ingestão de nitratos e algum tipo de câncer no homem (Fraser *et al.* 1980).

Quadro 5.2 - Tipos de vírus existentes nas excretas (Gerba & Goyal 1985)

VÍRUS	TIPOS (nº)	ENFERMIDADE
Enterovírus		
Poliovírus	3	Meningite, poliomielite e febre
Echovírus	31	Meningite, diarreia, febre e doenças respiratórias
Coxsacke vírus A	23	Meningite, febre e doenças respiratórias
Coxsacke vírus B	6	Anomalias cardíacas congênitas, doenças respiratórias, febre e meningite
Novos enterovírus (tipos 68 – 71)	4	Meningite, encefalite, febre e doenças respiratórias
Hepatite tipo A (enterovírus 72)	1	Hepatite infecciosa
Agente Norwalk	1	Diarreia, vômitos e febre
Calicivírus	1	Gastroenterite
Astrovírus	1	Gastroenterite
Coronavírus entérico	1	Gastroenterite
Reovírus	3	
Rotavírus	2	Diarreia infantil
Adenovírus	37	Doenças respiratórias e infecções oculares

5.3. Transporte e Comportamento em Subsuperfície dos Principais Contaminantes Presentes nos Sistemas de Saneamento *In Situ*

O transporte e o comportamento dos contaminantes presentes nos sistemas de saneamento *in situ* são influenciados por uma série de fatores atuantes em subsuperfície.

5.3.1. Nitrato

As principais fontes de nitrato são as áreas agrícolas que utilizam fertilizantes e as áreas com sistemas de saneamento *in situ*. A quantidade de nitrogênio nas fezes humanas é calculada em 4 kg/hab/ano. Por outro lado, os íons amônio dos efluentes

podem se transformar rapidamente em nitratos e penetrar livremente no subsolo (Lewis *et al.* 1988).

A lixiviação do nitrato nas águas subterrânea representa um sério problema de contaminação, especialmente em zonas densamente povoadas, dado que o único mecanismo para reduzir a concentração de nitrato é diluindo-o no fluxo regional das águas subterrâneas. Para isso, seria necessário dispor de áreas relativamente extensas, a fim de manter as concentrações abaixo de 10 mg de nitrogênio-nitrato por litro (Canter *et al.* 1987).

O nitrogênio, na forma de nitrato, é um dos contaminantes mais comuns identificados nas águas subterrâneas. O nitrogênio se apresenta na forma de nitrogênio orgânico ou em espécies de nitrogênio inorgânico (Quadro 5.3), que se formam em determinadas condições de pH e Eh (Starr 1988).

Quadro 5.3 – Principais espécies do nitrogênio inorgânico em subsuperfície (Starr 1988)

ESPÉCIES	SÍMBOLO	ESTADO DE OXIDAÇÃO DO NITROGÊNIO
Nitrato	NO_3^-	+5
Nitrito	NO_2^-	+3
Nitrogênio Molecular	N_2	0
Amônia	NH_3	-3
Amônio	NH_4^+	-3

Baseado nas formas nas quais o nitrogênio pode ser introduzido em subsuperfície e nas transformações biológicas que podem ocorrer, há duas formas de maior interesse relativo a poluição das águas subterrâneas: o ion amônio e o nitrato (Canter *et al. op. cit.*).

O nitrogênio em fossas sépticas consiste em cerca de 75% na forma amoniacal e 25% na forma orgânica, ou seja, o amônio é a forma predominante de nitrogênio que penetra em subsuperfície. Ele pode ser descarregado diretamente na fossa ou ser transformado através da conversão do nitrogênio orgânico, num processo conhecido como amonificação, que ocorre sob condições anaeróbias dentro do sistema de

disposição de efluentes (Canter & Knox 1988).

O transporte e o comportamento do amônio em subsuperfície pode envolver: adsorção, troca catiônica, incorporação em biomassa microbiana ou liberação à atmosfera em forma de gás.

A adsorção é o principal processo que afeta o transporte do amônio no solo. Normalmente prevalecem condições anaeróbias no solo logo abaixo do sistema de infiltração, o que faz com que os íons amônio carregados positivamente sejam adsorvidos pelas partículas do solo carregadas negativamente. A adsorção é completa nos primeiros metros do solo, mas depois que sua capacidade atinge o limite, o amônio pode se movimentar através da zona não-saturada. Como as condições anaeróbias nos solos são usualmente associadas a solos saturados, pode ocorrer algum movimento do amônio com a água subterrânea. No entanto, este movimento será lento desde que a adsorção continue a ocorrer nas partículas do solo no aquífero (Canter & Knox 1988).

A troca catiônica pode estar envolvida com a adsorção, através da retenção do íon amônio no solo abaixo dos sistemas de infiltração. Entretanto, a capacidade de adsorção pode ser excedida e assim a troca catiônica também pode ser exaurida. Sob estas condições, os locais de troca catiônica no solo abaixo do sistema de infiltração podem ser equilibrados com os cátions do efluente. O efluente pode então se mover até a água subterrânea com sua composição catiônica essencialmente igual.

O nitrogênio amoniacal pode ser incorporado aos microorganismos ou à biomassa das plantas em subsuperfície, entretanto este provavelmente não é o principal mecanismo de remoção do nitrogênio em subsuperfície. A amônia na forma de gás pode ser liberada à atmosfera como função das condições de pH do solo-água. Quando o pH é neutro ou baixo, a maioria do nitrogênio está na forma de íon amônio. Quando o pH se torna básico, o amônio é transformado em amônia e pode ser liberado do solo na forma de gás (Canter *et al.* 1987).

O amônio que não é adsorvido é então transformado em nitrito (NO_2^-), que posteriormente é transformado em nitrato (NO_3^-) (Figura 5.1), pelo processo de nitrificação, que ocorre através das seguintes equações (Lewis *et al.* 1988):

Figura 5.1 - Comportamento do nitrogênio em subsuperfície (Freeze & Cherry 1979)

A nitrificação é um processo aeróbio, ou seja, que ocorre em ambientes oxidantes, através do qual há a degradação de substâncias orgânicas nitrogenadas por bactérias. As bactérias envolvidas na equação (1) não são as mesmas da equação (2). As bactérias que degradam o amônio são as nitrossomonas e as que degradam o nitrito são as nitrobactérias, ambas, organismos quimiolitotrofos aeróbios.

O processo de nitrificação depende da quantidade de oxigênio e de matéria orgânica disponíveis no solo, ocorrendo então normalmente na zona não saturada, onde tais condições são satisfeitas.

O nitrato, também pode ser descarregado diretamente do sistema de infiltração de efluentes, só que em pequenas quantidades, devido as condições anaeróbias presentes, desfavoráveis a sua preservação (Canter & Knox 1988). Como os íons nitrato possuem carga negativa, eles não são adsorvidos às partículas do solo. Desta forma, os nitratos são mais móveis que os íons amônio, tanto na zona não saturada quanto na saturada.

Em águas subterrâneas fortemente oxidantes, o nitrato é a forma mais estável de nitrogênio dissolvido. Ele se move com o fluxo advectivo da água subterrânea, sem sofrer transformação, com pouca ou nenhuma retardação (Freeze & Cherry 1979). Desta forma, em ambientes onde a estabilidade do nitrato é alta, o principal mecanismo de atenuação do contaminante é a diluição hidráulica que este sofre ao longo do seu transporte no meio.

Ambientes redutores causam a denitrificação, processo que envolve bactérias facultativas heterotróficas, no qual o nitrato é reduzido a óxido de nitrogênio ou nitrogênio molecular:

(g) forma gasosa ou dissolvida

CH₂O - representa matéria orgânica

O N₂O e o N₂ existem como espécies dissolvidas nas águas subterrâneas. Se a água se move dentro da zona não-saturada, a porção de N₂O ou N₂ pode se perder pela liberação na forma de gases (Freeze & Cherry *op. cit.*).

5.3.2. Microorganismos patogênicos

Os contaminantes microbiológicos possuem grande variedade de características físicas e biológicas, incluindo grande variedade de tamanho, forma, propriedades superficiais e taxas de mortalidade (Canter & Knox 1988).

5.3.2.1. Bactérias na zona não-saturada

A zona não-saturada possui grande importância na proteção das águas subterrâneas contra a ação dos microorganismos patogênicos provenientes da disposição inadequada de efluentes domiciliares em subsuperfície.

A distância do transporte de bactérias através do solo é muito importante se a contaminação da água superficial ou subterrânea representa um risco à saúde. Alguns fatores ambientais incluindo chuva, umidade do solo, pH e disponibilidade de matéria orgânica podem influenciar a taxa de transporte de bactérias no solo (Quadro 5.4).

Além destes, há ainda outros fatores ambientais que influenciam no tempo de sobrevivência das bactérias em subsuperfície (Quadro 5.5). Mudanças na temperatura, a presença de oxigênio, a redução na disponibilidade de nutrientes e a predação pelos microorganismos nativos do solo podem criar condições desfavoráveis para o crescimento de bactérias. Dentre estes fatores, a umidade e a temperatura são os que desempenham papel principal. Os solos úmidos são favoráveis a um maior período de sobrevivência, portanto, as estações chuvosas, com o consequente aumento da umidade do solo, são responsáveis por períodos de sobrevivência mais longos. As baixas temperaturas (inferiores a 4°C) também favorecem tais períodos. Nas regiões onde o inverno é prolongado, a remoção de bactérias é muito lenta e, às vezes, até mesmo não chega a ocorrer (Lewis *et al.* 1988).

A microflora do solo também interfere na sobrevivência de bactérias, pois compete com estas pelos nutrientes disponíveis. No caso de solo com nutrientes de fácil acesso, como ocorre naqueles que recebem efluentes sanitários, há um aumento na sobrevivência de bactérias. Na medida em que aumenta a profundidade do solo, há uma diminuição na microflora natural e o consequente aumento do período de sobrevivência das bactérias.

Quadro 5.4 - Fatores que influenciam o transporte de bactérias e vírus no solo (Gerba *et al.* 1975)

COMPOSIÇÃO DO SOLO	As bactérias e vírus são facilmente adsorvidos pela argila sob condições apropriadas e quanto maior for o conteúdo de argila no solo, mais intenso será o processo de atenuação. Solos que contêm matéria orgânica também favorecem a atenuação.
pH	Baixos valores de pH favorecem a adsorção de vírus, valores elevados de pH ocasionam a desorção dos vírus adsorvidos.
MATÉRIA ORGÂNICA SOLÚVEL	A matéria orgânica solúvel compete com os microorganismos para ocupar os lugares de adsorção nas partículas do solo, daí a menor adsorção e inclusive a desorção de vírus já adsorvidos.
CÁTIONS	Os cátions, especialmente os bivalentes, podem favorecer a neutralização e reduzir as forças repulsivas entre os microorganismos e as partículas do solo carregadas negativamente, permitindo que a adsorção prossiga.
NÍVEL D'ÁGUA	Os microorganismos penetram mais profundamente com o aumento da velocidade do fluxo. A nível d'água se eleva naturalmente durante o período de recarga das águas subterrâneas pela infiltração das chuvas.
PRECIPITAÇÃO	Os microorganismos que ficam retidos próximos a superfície do solo podem ser desorvidos depois de uma chuva forte, devido ao estabelecimento de gradientes iônicos dentro da coluna do solo.

O pH do solo também é um fator importante neste processo. Os solos ácidos são desfavoráveis a sobrevivência de bactérias, assim como a disponibilidade de nutrientes, o que resulta em uma diminuição do antagonismo da microflora natural do solo.

Além destes fatores, mecanismos físicos como filtração e adsorção são essenciais para a retenção de bactérias no solo.

A filtração desempenha um importante papel neste processo, devido ao tamanho que as bactérias apresentam. A filtração ocorre quando as bactérias são maiores que os poros abertos do solo, ou seja, a remoção é inversamente proporcional ao tamanho das partículas do solo. Portanto solos finos como argila e silte são eficazes na filtração de bactérias, pois possuem poros muito pequenos (Canter *et al.* 1987).

Quadro 5.5 - Fatores que influenciam a sobrevivência de bactérias e vírus no solo (Gerba & Goyal 1985).

FATOR	BACTÉRIAS	VÍRUS
Temperatura	Maior sobrevivência em baixas temperaturas, consequentemente maior sobrevivência no inverno que no verão	
pH	Menor tempo de sobrevivência em solos ácidos (pH entre 3 e 5) do que em solos alcalinos	Pode afetar indiretamente a sobrevivência pelo controle de sua adsorção aos solos
Cátions	—	Certos cátions têm efeito de estabilização termal nos vírus. Podem também influenciar indiretamente na sobrevivência dos vírus aumentando sua adsorção ao solo (os vírus parecem sobreviver mais no estado adsorvido)
Ressecamento e umidade do solo	Maior tempo de sobrevivência em solos úmidos e durante períodos de chuvas fortes. O tempo de sobrevivência é menor em solos arenosos com baixa capacidade de retenção de água	Aumento da redução dos vírus em solos secos
Luz solar	Pode ser prejudicial à sobrevivência de bactérias e vírus na superfície do solo	
Antagonismo da microflora do solo	Aumento do tempo de sobrevivência em solos estéreis	Não há uma nítida tendência quanto aos efeitos da microflora do solo nos vírus
Matéria orgânica	Aumento da sobrevivência e possível reprodução quando quantidades suficientes de matéria orgânica estão presentes	?

A obstrução parcial dos poros através das partículas orgânicas presentes no efluente representa um importante mecanismo no aumento da eficiência do processo de filtração, ou seja, a filtração é maior na superfície da película orgânica da área obstruída (Canter *et al.* 1987).

A adsorção é outro mecanismo importante de remoção de bactérias pelo solo. As bactérias são colóides que possuem carga negativa em superfície. Visto que alguns solos também possuem carga negativa, pode-se esperar uma rejeição, ao invés da

atração de bactérias no solos (Canter & Knox 1988). A adsorção ocorre em água com alto potencial iônico e pH neutro ou levemente ácido, que são as características típicas dos efluentes domiciliares.

Tanto a filtração quanto a adsorção podem ser influenciadas pela taxa de fluxo do efluente da fossa séptica. A remoção de bactérias do efluente que percola é função do regime de fluxo. O movimento rápido diminui o tempo de trânsito e o contato entre bactéria, solo e os constituintes em fase líquida.

O movimento das bactérias através da zona não-saturada do solo é influenciado pela infiltração local, enquanto que o movimento na zona saturada é influenciado pelo movimento local e direção do fluxo da água subterrânea (Canter & Knox *op. cit.*).

5.3.2.2. Bactérias na zona saturada

O transporte de bactérias na zona saturada parece depender principalmente do fluxo das águas subterrâneas. A distância que permite constatar a presença de bactérias entéricas depende não só da velocidade de fluxo das águas subterrâneas e da taxa de mortalidade dos microorganismos, mas também de sua concentração inicial, de sua dispersão no fluxo do aquífero, do volume da amostra analisada e da sensibilidade do método utilizado para detectá-las (Lewis *et al.* 1988). Desta forma, em um aquífero de permeabilidade uniforme, bastaria calcular a velocidade de fluxo das águas subterrâneas para determinar a distância segura entre fossa-poço. Entretanto, os contaminantes podem ser transportados pelas fissuras (nas rochas consolidadas) a velocidades mais elevadas que a velocidade média do fluxo das águas subterrâneas.

O período de sobrevivência de bactérias nas águas subterrâneas deve ser maior que nas águas superficiais, devido principalmente a ausência de luz solar e pequena competição pelos nutrientes disponíveis. Ao contrário da zona não-saturada, nas águas subterrâneas o antagonismo da microflora natural praticamente inexistente, o que resulta em uma grande disponibilidade de nutrientes.

A temperatura também constitui um fator importante na sobrevivência de bactérias entéricas na zona saturada. Visto que estes microorganismos sobrevivem mais tempo em baixas temperaturas, conseqüentemente, nos países temperados sua eliminação é mais lenta, enquanto que nos países tropicais é rápida, devido às temperaturas elevadas das águas subterrâneas pouco profundas.

A filtração não é um mecanismo importante no processo de eliminação de bactérias na zona saturada, com exceção, talvez, de aquíferos com granulação muito fina, cujos poros possuem diâmetros inferiores ao tamanho destes microorganismos.

5.3.2.3. Vírus na zona não-saturada

Assim como para as bactérias, o transporte e o grau de sobrevivência de vírus também são respectivamente determinados pelos fatores listados nos quadros 5.4 e 5.5. Solos úmidos, temperaturas baixas e ausência de microorganismos aeróbios, dentre outros fatores, fazem com que os vírus tenham uma vida mais longa em subsuperfície. Portanto, o período de sobrevivência dos vírus aumenta conforme o seu grau de penetração, pois nas zonas mais próximas a superfície ocorre a evaporação da água do solo, devido a incidência da luz solar, que além de causar o ressecamento do solo, também gera aumento de temperatura. Nestas zonas há ainda uma maior ocorrência de microorganismos aeróbios do solo, que competem com os vírus pelos nutrientes disponíveis (Keswick & Gerba 1980).

Por outro lado, ao contrário das bactérias, devido ao tamanho extremamente pequeno que os vírus apresentam, eles não são retidos no solo pelo processo de filtração, dependendo então sua retenção quase que totalmente da adsorção às partículas do solo. Portanto a adsorção desempenha um papel muito importante na determinação do tempo de sobrevivência dos vírus em subsuperfície (Drewry & Eliassen 1968).

Os principais fatores que interferem na adsorção de vírus são o pH do solo e da água, a capacidade de troca de cátions, o conteúdo de argila, a taxa de fluxo, etc.

Solos com baixos valores de pH (pH entre 3 e 5) são mais favoráveis a adsorção de vírus, pois nestas condições eles possuem predominantemente carga positiva. Desta forma, nos solos alcalinos, há uma diminuição na efetividade do processo de adsorção dos vírus, em consequência do aumento da carga negativa tanto dos vírus quanto das partículas do solo (Canter *et al.* 1987).

A adsorção dos vírus por alguns solos é proporcional ao incremento na concentração de cátions da fase líquida do sistema solo-água. Os cátions da água neutralizam ou reduzem a carga negativa ou dos vírus ou das partículas do solo, ou ambas, e permite que a adsorção aconteça (Canter & Knox 1988). A retenção de vírus

é influenciada pelo grau de saturação dos poros do solo, pois quanto maior a saturação, menor é a possibilidade de contato dos vírus com as superfícies dos poros. Assim sendo, para que a adsorção seja eficiente é necessário que se evite as grandes cargas hidráulicas dos efluentes.

Os diferentes tipos de vírus existentes apresentam também diferentes capacidades de serem adsorvidos.

É importante ressaltar que a adsorção é um processo de retenção e não de eliminação dos vírus e pode oferecer proteção aos vírus contra os fatores responsáveis por sua inativação no solo, além do que os vírus não permanecem eternamente imobilizados depois da adsorção (Gerba 1985). O processo de desorção dos vírus pode ocorrer, por exemplo, em consequência de fortes precipitações. Desta forma, os solos que apresentam uma maior efetividade para adsorver vírus são também responsáveis por maiores períodos de sobrevivência destes microorganismos.

5.3.2.4. Vírus na zona saturada

A velocidade com que a água se movimenta através do solo é muito importante na determinação da profundidade de penetração dos vírus em subsuperfície. Pode-se concluir, então, que a adsorção não é um mecanismo essencial no processo de eliminação de vírus na zona saturada, principalmente no caso de aquíferos onde as águas subterrâneas se deslocam com velocidades elevadas.

A temperatura é o fator individual mais importante no processo de eliminação dos vírus na zona saturada.

Os vírus são muito mais resistentes às mudanças que ocorrem no meio e possuem um período de sobrevivência maior em subsuperfície do que o apresentado pelas bactérias (Canter & Knox 1988). Assim sendo, pode haver a presença de vírus em águas subterrâneas que não apresentam sinais de contaminação por bactérias.

Desta forma, é necessário que a espessura da zona não-saturada seja razoavelmente grande, o suficiente para eliminar totalmente os vírus, pois uma vez tendo alcançado a zona saturada, os vírus podem ser transportados por grandes distâncias através do fluxo das águas subterrâneas (Lewis *et al.* 1988).

6. MATERIAIS E MÉTODOS

Os principais materiais e métodos utilizados no desenvolvimento deste trabalho encontram-se descritos de forma detalhada neste capítulo.

6.1. Cadastro das Fossas e Poços Cacimba

Preliminarmente foi desenvolvido o cadastro de alguns poços e fossas existentes nas residências do Jardim São Domingos, com o objetivo de obter dados sobre o nível d'água e também alguns aspectos operacionais e construtivos dos mesmos.

Os valores de profundidade do nível d'água medidos nos poços auxiliaram na programação do levantamento e interpretação dos dados geofísicos, bem como no dimensionamento e construção dos poços de monitoramento. Vale ressaltar neste trabalho que, em uma escala de detalhe como a utilizada, estes valores de profundidade do nível d'água não permitiram uma análise mais aprofundada do fluxo de água subterrânea, uma vez que ele se encontrava alterado pelo bombeamento intermitente.

Posteriormente foi efetuada a complementação do cadastro pela SANASA, obtendo-se informações a respeito de todas as fossas e poços no loteamento. Nesta fase do cadastro o nível d'água dos poços não foi medido.

O cadastro foi realizado entre os meses de maio e junho de 1996, e para a sua realização utilizou-se uma ficha de campo contendo informações sobre proprietário, localização, profundidade do poço, tipo de fossa, etc. (Figura 6.1). As fossas e poços cadastrados foram locados em uma planta do loteamento. Deve se levar em consideração que desde a época em que o cadastro foi realizado até hoje, várias novas residências foram construídas no bairro e, conseqüentemente, novas fossas também foram instaladas.

Com o objetivo de armazenar e organizar todos os dados obtidos neste cadastro foi criado um banco de dados no Microsoft Access. Para o tratamento estatístico dos dados foi utilizado o programa Microsoft Excel.

6.2. Levantamento Geológico da Área de Estudo

Um levantamento geológico expedito, na escala 1:10.000, foi executado na área

CADASTRO DE FOSSAS E POÇOS

I – INFORMAÇÕES GERAIS

PROPRIETÁRIO:	
ENDEREÇO:	
BAIRRO:	
TAMANHO DO LOTE:	
Nº DE ADULTOS	Nº DE CRIANÇAS
ABASTECIMENTO DE ÁGUA	

II – INFORMAÇÕES ESPECÍFICAS

II.1 – POÇO		
Nº DO POÇO:	DIÂMETRO:	PROFUNDIDADE:
COTA:	EM USO () SIM () NÃO	REVESTIMENTO () SIM () NÃO
TIPO DE LACRE (FECHAMENTO):		
NÍVEL D'ÁGUA:		
FORMA DE RETIRADA DA ÁGUA	() BALDE	() BOMBA
INFILTRAÇÃO DE ÁGUAS PLUVIAIS	() SIM	() NÃO

II.2 – FOSSA		
Nº DA FOSSA:	LARGURA:	PROFUNDIDADE:
EM USO () SIM () NÃO	TIPO () SECA () ÚMIDA	REVESTIMENTO () SIM () NÃO
O QUE É FEITO QUANDO ENCHE:		
INFILTRAÇÃO DE ÁGUAS PLUVIAIS	() SIM	() NÃO
RECEBE ÁGUAS SERVIDAS	() SIM	() NÃO

III – OBSERVAÇÕES

<div style="text-align: center; height: 100px;"> </div>

RESPONSÁVEL	DATA:
-------------	-------

Figura 6.1 - Ficha de cadastro de fossas e poços

de estudo, tendo como objetivo a identificação, descrição e reconhecimento da distribuição espacial dos tipos litológicos existentes.

No trabalho de campo foram levantados 13 pontos para descrição litológica (Figura 6.2). Os dados observados em campo, aliados à interpretação de mapas geológicos pré-existentes (IG 1993 e 1995 e Fernandes 1997), deram origem ao esboço geológico da área.

6.3. Investigação Geofísica

Para auxiliar na caracterização geológica e hidrogeológica da área de estudo foram realizadas investigações geofísicas através dos métodos de eletrorresistividade e eletromagnético indutivo. Foram utilizados um resistímetro TECTROL, modelo TDC-1000/12 e um equipamento eletromagnético da GEONICS, modelo EM-34/3, com seus respectivos acessórios.

6.3.1. Eletrorresistividade

A resistividade elétrica é uma propriedade física que expressa o grau de dificuldade que os materiais oferecem à passagem da corrente elétrica através dos mesmos. Em subsuperfície essa propriedade depende fundamentalmente da quantidade e qualidade da água que ocupa os poros dos solos e sedimentos e as fraturas das rochas. Em linhas gerais, quanto maior é a quantidade de água que ocupa esses espaços vazios, menor é a resistência à passagem da corrente elétrica. Do mesmo modo, quanto maior é a quantidade de sais dissolvidos na água, menor é a resistividade dos materiais saturados.

Dos procedimentos de medida indireta, o mais conhecido e utilizado é o da Sondagem Elétrica (SE) ou Sondagem Elétrica Vertical (SEV). Ela consiste numa sucessão de medidas da resistividade elétrica dos materiais do subsolo através de 4 eletrodos, A-M-N-B, alinhados na superfície. O arranjo mais utilizado é o de Schlumberger, onde os eletrodos internos, de potencial (M-N), se mantêm fixos e próximos ao ponto investigado, à medida que são espaçados simetricamente os eletrodos externos, de corrente (A-B).

Para cada posição dos eletrodos externos A e B faz-se uma medida, injetando-se no solo uma corrente de intensidade I , que pode ser lida em um miliamperímetro

Figura 6.2 - Localização dos pontos de investigação geológica

ligado em série no circuito. A passagem da corrente pelo solo cria uma diferença de potencial ΔV entre os eletrodos internos, M e N, que pode ser lida em um milivoltímetro a eles acoplado.

A resistividade aparente é calculada pela fórmula:

$$\rho_a = \frac{\Delta V}{I} \cdot K$$

onde:

ρ_a = resistividade aparente (ohm.m)

ΔV = diferença de potencial (mV)

I = corrente elétrica (mA)

K = é uma constante geométrica que depende apenas da distância relativa entre os 4 eletrodos (m)

O ponto investigado corresponde sempre ao centro do arranjo e a profundidade de investigação depende dos valores de resistividade medidos e, em linhas gerais, será maior quanto maior for a distância entre os eletrodos de corrente.

Os dados assim obtidos são lançados em gráfico bilogarítmico, tendo na abcissa o espaçamento $AB/2$ e na ordenada os valores correspondentes de resistividade aparente. Neste gráfico são obtidas as curvas de resistividade aparente, que em seguida são comparadas às curvas padrão, calculadas com base em dados físicos e modelos matemáticos. Essa interpretação fornece as resistividades verdadeiras das camadas, bem como suas espessuras e profundidades.

A sondagem elétrica é uma típica investigação vertical, ideal para identificar variações com atitudes aproximadamente horizontais, tais como profundidade do nível d'água, contato entre camadas sedimentares, profundidade do Embasamento Cristalino etc.

Foram realizadas no Jardim São Domingos nove sondagens elétricas, com os eletrodos de corrente distanciados em até 200 metros, o suficiente para investigar profundidades em torno de 60 metros (Figura 6.3).

Para a realização destas sondagens, devido a resistência física do solo à penetração dos eletrodos, foi necessária a execução de alguns furos de até 40 cm de

profundidade, com auxílio de picaretas e escavadeiras manuais. Depois de feito o furo, o material retirado era devolvido ao mesmo, pois o eletrodo tem que estar em contato com o solo na maior superfície possível.

6.3.2. Eletromagnético Indutivo

Através deste método geofísico mede-se a condutividade elétrica, que expressa, em linhas gerais, a facilidade com que os materiais deixam passar a corrente elétrica. A condutividade corresponde exatamente ao inverso da resistividade, e por isso é expressa em unidades de mho/m ($\rho = 1/\sigma$). Face a similaridade, em estudos hidrogeológicos essas duas metodologias não conflitam, mas se complementam, visto que as propriedades físicas envolvidas são correlacionáveis.

O princípio do método baseia-se em induzir correntes elétricas no solo através de um campo eletromagnético criado por uma bobina transmissora. A corrente induzida depende da condutividade do solo e tem seu efeito medido em uma bobina receptora ligada à primeira por um cabo de referência.

A profundidade de investigação é função da posição e espaçamento entre as bobinas. Com o eixo das bobinas na horizontal, a condutividade elétrica medida corresponde a uma profundidade em torno de 0,75 vezes a distância entre elas e 1,5 vezes no caso do eixo vertical. Este método fornece a condutividade global, sendo uma resposta cumulativa de cada parcela do solo, partindo da superfície até a profundidade de alcance do equipamento.

O procedimento de medida mais utilizado é o Caminhamento Eletromagnético (CEM), onde as medidas são feitas com arranjos fixos de bobinas ao longo de perfis pré-determinados do terreno. Caminhamentos com diferentes arranjos investigam profundidades diferentes em um mesmo perfil. O Caminhamento Eletromagnético é uma típica investigação lateral, própria para identificação de contatos entre meios de diferentes condutividades, dispostos verticalmente. Deste modo as anomalias condutoras podem ser associadas a variações laterais provocadas por contatos litológicos, variações faciológicas, plumas de poluição e outras heterogeneidades do subsolo.

Na área do Jardim São Domingos foram executados 2.700 m de caminhamento eletromagnético, distribuídos ao longo de 6 perfis, com pontos de medida a cada 20 m

(Figura 6.3). Em função das informações sobre as profundidades do nível d'água obtidas a partir dos poços existentes na área de estudo e da interpretação dos dados das sondagens elétricas, optou-se pelo arranjo com as bobinas espaçadas de 20 m. Assim, com os eixos na horizontal (EM-34/20m-H) investigou-se até 15 m de profundidade e com os eixos na vertical (EM-34/20m-V) até 30 m, aproximadamente.

Devido às interferências causadas pela rede elétrica local no aparelho, não foi possível traçar uma malha regular de investigação, o que condicionou o levantamento EM aos locais distantes da rede elétrica. Este fato impossibilitou a confecção de mapas de isocondutividade para as profundidades investigadas. Assim, os resultados obtidos no caminhamento foram apresentados individualmente em perfis de condutividade elétrica aparente.

6.4. Perfuração e Instalação dos Poços de Monitoramento

Foram perfurados e instalados na área de estudo dez poços de monitoramento (Figura 6.4), conforme a Norma CETESB 06.010/88, com o objetivo de se monitorar as variações do nível d'água e das concentrações de parâmetros físico-químicos e bacteriológicos na água subterrânea.

A perfuração foi realizada através de um trado helicoidal mecânico de 8", sem utilização de fluido de perfuração, com o objetivo de se eliminar a possibilidade de contaminação do poço. Os poços foram perfurados até aproximadamente 2 m abaixo do nível d'água. Estes poços foram perfurados entre o final do mês de julho e início do mês de agosto de 1996.

Durante a perfuração dos poços foram coletadas amostras para o estudo das variações litológicas. Na observação da descrição litológica dos poços, deve-se considerar o atraso para a retirada do material perfurado, devido às limitações técnicas de amostragem do método de perfuração utilizado, não permitindo a definição exata da profundidade de onde o material foi retirado. Os perfis geológico-construtivos dos poços de monitoramento encontram-se apresentados no Anexo 1.

Logo após o término de cada perfuração foi instalado o revestimento interno do poço, que é composto de barras de PVC de 4".

O filtro foi instalado na parte inferior do revestimento, a 0,30 m da base do poço. O filtro, com 1,30 m de comprimento, foi feito na própria barra de PVC, a qual foi

Figura 6.4 - Localização dos poços de monitoramento

ranhurada e posteriormente envolta com 3 voltas de tela de *nylon*. Na extremidade inferior do tubo foi colocada uma tampa fixa e na superior uma tampa removível (conforme Norma CETESB 06.010/88).

Foi utilizada areia selecionada como pré-filtro, bentonita como selo (aproximadamente 2 m) e o próprio solo da perfuração como preenchimento do espaço anelar. Na extremidade superior do espaço anelar foi colocado aproximadamente 0,30 m de cimento como selo sanitário.

O tubo de revestimento sobressaiu cerca de 0,25 m acima do nível do terreno. A laje de proteção de concreto foi construída com aproximadamente 0,80 m de lado. A caixa de proteção do poço foi feita em alvenaria com seção quadrada de 0,40 m. O fechamento da parte superior da caixa de proteção foi feito através de uma tampa de metal com cadeado. Um resumo dos principais aspectos construtivos dos poços de monitoramento é apresentado no Quadro 6.1.

Quadro 6.1 - Resumo dos principais aspectos construtivos dos poços de monitoramento

Nº POÇO	PROFUND. (m)	COTA (m)	N.A. PERF. (m)	DATA PERF.
1	21,0	684,0	18,78	02/08/96
2	21,0	680,5	16,28	30/07/96
3	20,0	675,5	16,28	31/07/96
4	7,0	660,0	3,32	26/07/96
5	11,0	662,0	8,50	02/08/96
6	13,0	666,0	11,28	30/07/96
7	11,0	667,0	7,18	25/07/96
8	15,1	670,0	14,88	24/07/96
9	19,5	684,0	18,33	25/07/96
10	21,0	683,0	15,41	26/07/96

6.5. Monitoramento do Nível d'água dos Poços

As medidas de nível d'água nos poços de monitoramento foram efetuadas mensalmente, desde a perfuração (agosto de 1996) até agosto de 1997, cobrindo um ano, com o objetivo de observar as variações do nível d'água com a recarga do

aquífero, decorrentes das mudanças das estações climáticas do ano.

Por meio destas medidas foram confeccionados mapas potenciométricos mensais. No entanto, como estes mapas não apresentaram mudanças significativas, são aqui apresentados apenas dois mapas potenciométricos da área: um no mês de janeiro de 1997 (nível d'água mais profundo) e outro no mês de maio de 1997 (nível d'água mais raso). Pela análise destes mapas procurou-se observar as possíveis variações nas direções de fluxo da água subterrânea e das velocidades, decorrentes das mudanças na recarga, assim como as possíveis mudanças nas concentrações dos parâmetros físico-químicos e bacteriológicos analisados.

Para o cálculo da velocidade do fluxo da água subterrânea foi aplicada a Lei de Darcy, através da equação:

$$V_R = \frac{Ki}{n_{ef}}$$

onde,

V_R = velocidade real (m/s)

K = condutividade hidráulica (m/s)

i = gradiente hidráulico (adimensional)

n_{ef} = porosidade efetiva para fluxo (%)

A velocidade real da água subterrânea corresponde à velocidade de Darcy dividida pela porosidade efetiva para fluxo. Isso leva em conta a porção da porosidade total que se encontra de fato disponível para o fluxo de água subterrânea (Bear 1979).

6.6. Amostragem e Análise da Água dos Poços de Monitoramento

Os procedimentos utilizados no esgotamento, coleta e preservação de amostras de água também foram baseados na Norma CETESB 06.010/88.

Para a coleta de amostras é necessário, em primeiro lugar, esgotar o poço, pois a água estagnada pode não ser representativa da qualidade da água do local (Fetter 1993).

Os níveis foram medidos inicialmente com o objetivo de se calcular o volume de água que deveria ser retirado. Este volume era retirado com um amostrador de

polietileno (*bailer*) de capacidade de 700 ml.

As amostras também foram coletadas através de *bailer* de polietileno de capacidade de 700 ml. Tanto para o esgotamento quanto para a amostragem foi utilizado um amostrador por poço, iniciando os trabalhos nos poços de montante e terminando nos de jusante.

Em cada poço foi utilizada uma corda de *nylon* (virgem), tomando-se o cuidado para esta não encostar no chão.

O poço era isolado com lona plástica, ficando somente o tubo de boca do poço para fora, evitando o contato do *bailer* e da corda com o chão ou com a caixa de proteção do poço.

Foram utilizadas luvas cirúrgicas estéreis para a coleta em cada poço, com o objetivo de se evitar principalmente a contaminação bacteriológica das amostras.

Em cada campanha de amostragem foi realizado um branco de campo e um branco de equipamento para cada tipo de frasco.

Todos os equipamentos que eram introduzidos dentro dos poços de monitoramento (medidor de nível, *slug*, etc.) eram previamente lavados com água destilada e deionizada para se evitar algum tipo de contaminação.

Foram realizadas no total sete campanhas de amostragem, iniciando no mês de dezembro de 1996, divididas no que se convencionou aqui chamar de análises completas e análises simples. As amostras para análises completas foram tomadas quatro vezes, uma em cada estação climática do ano, embora não tenham sido realizadas no mesmo período dentro de cada estação. Estas foram tomadas nos meses de dezembro (1996), fevereiro, abril e julho (1997), onde foram analisados os parâmetros:

- Bacteriológicos: coliformes totais, coliformes fecais, bactérias heterotróficas e estreptococos fecais.
- Físico-químicos: condutividade elétrica, pH, temperatura, cloreto, nitrogênio-nitrato, nitrogênio-nitrito, nitrogênio-amoniaco, nitrogênio-Kjeldahl, nitrogênio-total, alcalinidade bicarbonato, alumínio, cálcio, ferro total, ferro solúvel, manganês, cromo, cobre, magnésio, potássio, sódio, zinco, dureza total, fluoreto, fosfato total, orto-fosfato, resíduos totais, resíduos dissolvidos, resíduos suspensos, sulfato e

silica.

Já as coletas para análises simples foram tomadas nos meses de janeiro, março e maio, para análise dos parâmetros:

- Bacteriológicos: coliformes totais, coliformes fecais, bactérias heterotróficas e estreptococos fecais.
- Físico-químicos: condutividade elétrica, pH, temperatura, cloreto, nitrogênio-nitrato, nitrogênio-nitrito, nitrogênio-amoniaco, nitrogênio-Kjeldahl e nitrogênio-total.

Os parâmetros pH, condutividade elétrica e temperatura da água eram medidos no campo.

Durante a coleta foram tomadas primeiro as amostras para análise dos parâmetros bacteriológicos e depois dos físico-químicos.

As análises nos meses de dezembro a maio foram realizadas em dois laboratórios: na SANASA e na TASQA e no mês de julho somente nos laboratórios da TASQA. Nos laboratórios da SANASA foram analisados os parâmetros:

- Bacteriológicos: coliformes totais, coliformes fecais e bactérias heterotróficas.
- Físico-químicos: cloreto, nitrogênio-nitrato, nitrogênio-nitrito, nitrogênio-amoniaco, nitrogênio-Kjeldahl, nitrogênio-total, alumínio, cálcio, ferro total, ferro solúvel, manganês, dureza total, fluoreto, fosfato total, orto-fosfato, resíduos totais, resíduos dissolvidos, resíduos suspensos e sulfato.

Nos laboratórios da TASQA foram analisados os parâmetros:

- Bacteriológicos: estreptococos fecais.
- Físico-químicos: cromo, cobre, magnésio, potássio, sódio, zinco e sílica.

As técnicas de análise seguiram a metodologia descrita na 18ª edição do *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA 1992).

As análises completas representam análises de parâmetros de potabilidade, que foram realizadas com o objetivo de se conhecer a qualidade das águas subterrâneas, além de indicar a possível contaminação por outros contaminantes não provenientes das fossas.

Já os parâmetros analisados nas análises simples representam os principais

indicadores de contaminação por efluentes domiciliares e por este motivo foram analisados em todos os meses do monitoramento.

6.6.1. Confiabilidade dos Resultados Analíticos

Quando se obtém resultados de análises químicas é muito importante a realização do balanço iônico, com o objetivo de verificar a confiabilidade dos resultados pela definição dos erros. O balanço iônico é calculado a partir dos valores dos cátions e ânions das análises. O balanço iônico foi calculado para todas as amostras completas realizadas nos meses de dezembro, fevereiro, abril e julho.

Erros muito elevados podem ocorrer devido a quantidades anormais de íons ou a um grande erro analítico.

A porcentagem de erro do balanço da análise calculada a partir dos valores em miliequivalentes de ânions e cátions, é dada por (Custódio & Llamas 1983):

$$\text{Erro(\%)} = \frac{\sum \text{cat} - \sum \text{ân}}{\sum \text{cat} + \sum \text{ân}}$$

6.7. Determinação de Parâmetros Hidráulicos do Aquífero

O principal parâmetro hidráulico do aquífero de interesse para este trabalho foi a condutividade hidráulica, que foi determinada localmente por meio de três tipos de testes: testes de infiltração, *slug-tests* e indiretamente pelo teste de bombeamento.

6.7.1. Testes de infiltração

Para a determinação da condutividade hidráulica (K) da zona não saturada foram realizados testes de infiltração. Adotou-se para a realização destes testes a metodologia desenvolvida por Oliveira & Correia Filho (1990).

Foram realizados no Jardim São Domingos testes de infiltração em seis pontos distintos (Figura 6.5) procurando localizar um em cada tipo de material definido pelo mapeamento geológico de detalhe, objetivando determinar as possíveis variações de condutividade hidráulica nos diferentes materiais identificados.

Em cada ponto foram realizados 4 furos com trado de 2" de diâmetro, dispostos lateralmente, em diferentes profundidades: 0,50, 1,00, 1,50 e 2,00 m. Os ensaios foram

Figura 6.5 - Localização dos pontos de testes de infiltração

realizados nestas 4 profundidades com o intuito de se definir a condutividade hidráulica somente nas porções onde, se instalados os sistemas alternativos de saneamento *in situ* (fossas sépticas, por exemplo), estariam localizados os sistemas de infiltração. Os furos não foram revestidos em nenhuma profundidade, portanto, os valores obtidos correspondem à condutividade hidráulica de toda a extensão do furo.

Não foram realizados ensaios em toda a espessura da zona não saturada, pois em alguns locais esta chega até aproximadamente 20 m, dificultando muito a realização dos ensaios.

Os furos foram preenchidos com água até a superfície, mantendo-se este nível constante durante 10 minutos, com o objetivo de simular condições de fluxo saturado no solo. As medidas do rebaixamento foram registradas (em tempo contínuo) através de um medidor de nível. O ensaio era concluído quando o rebaixamento atingia 20% da carga inicial aplicada ou 30 minutos de ensaio.

Os valores obtidos nos ensaios foram lançados em um ábaco para a determinação da condutividade hidráulica.

6.7.2. *Slug-tests*

Para a obtenção dos valores de condutividade hidráulica da zona saturada foram realizados *slug-tests*. Um *slug-test* determina a condutividade hidráulica do material do aquífero ao redor do filtro de um poço de monitoramento.

Um *slug-test* consiste da introdução ou retirada de um cilindro de volume conhecido dentro do poço, o que causa a elevação ou o rebaixamento do nível d'água dentro deste. Com o medidor de nível são observados o nível d'água antes da introdução ou retirada do *slug*, o nível d'água imediatamente após a introdução ou retirada do *slug* e as variações do nível até que este volte a sua posição original.

As medidas foram feitas com a introdução do *slug* dentro do poço (rebaixamento) e com a retirada (recuperação).

Para a realização dos testes, o *slug* utilizado foi um cilindro de PVC maciço (tarugo) de 3" com 1 m de comprimento, que produzia uma variação do nível d'água dentro do poço de monitoramento em cerca de 50 cm.

Foram realizados testes em todos os poços, exceto no 4, 8 e 9. O poço 8

apresentava-se seco ou com uma lâmina d'água muito pequena (aproximadamente 20 cm), que não sofreria uma elevação significativa no nível que pudesse ser medida.

Já o poço 4 apresentava um rebaixamento extremamente rápido, que impossibilitou as medidas, indicando um valor de condutividade hidráulica elevado.

Durante a instalação do poço 9 o revestimento de PVC sofreu um achatamento na sua parte superior, impossibilitando a introdução do *slug* dentro do poço.

Os dados obtidos foram interpretados pelo programa AquiferTest 2.5 (Waterloo Hydrogeologic Inc.). Para interpretação dos dados de tempo e rebaixamento foi adotado o método de Bouwer & Rice (1976). Em termos das equações e parâmetros envolvidos, o método de Bouwer-Rice é mais sofisticado que Hvorslev. Como resultado, o método de Bouwer-Rice pode fornecer um cálculo mais apurado da condutividade hidráulica, entretanto na prática os resultados deste e do método de Hvorslev são muito próximos.

Bouwer & Rice (1976) desenvolveram uma equação para a condutividade hidráulica:

$$K = \frac{r^2 \ln\left(\frac{R_{cont}}{R}\right)}{2L} \frac{1}{t} \ln\left(\frac{H}{H_0}\right)$$

onde:

r = raio do poço (ou r_{eff} se a mudança do nível d'água é no intervalo do filtro)

R = raio medido do centro do poço ao material do aquífero

R_{cont} = distância radial de contribuição através da qual a diferença na carga, H_0 , é dissipada no aquífero

L = comprimento do filtro

b = carga da coluna de água estagnada dentro do poço

D = espessura saturada do aquífero

H_0 = deslocamento inicial

H = deslocamento em função do tempo

t = tempo

Já que o raio de contribuição do aquífero é raramente conhecido *a priori*, Bouwer & Rice (1976) desenvolveram algumas curvas empíricas para o cálculo destes raios através de três coeficientes (A, B, C) os quais são funções da razão L/R . Os coeficientes A e B são usados para poços parcialmente penetrantes, enquanto o coeficiente C é usado somente para poços totalmente penetrantes.

Os dados são plotados tendo na abcissa o tempo, em escala logarítmica e na ordenada, H_t/H_0 , em escala linear.

O raio efetivo do piezômetro, r , deve ser especificado como o raio do poço, a menos que o nível d'água caia na porção do filtro durante o *slug-test* (em todos testes realizados o nível d'água ficou acima da porção filtrante).

Para a utilização deste programa são feitas algumas suposições:

- aquífero não confinado de extensão "aparentemente" infinita;
- aquífero homogêneo, isotrópico e de espessura uniforme;
- o nível d'água é horizontal antes do teste;
- mudança instantânea na carga hidráulica;
- a inércia da coluna d'água e as perdas não lineares do poço são desprezíveis;
- poço total ou parcialmente penetrante;
- o armazenamento do poço não é desprezível, então ele é utilizado no cálculo;
- o fluxo no poço está em estado estacionário.

Os dados necessários para a solução de Bouwer e Rice são:

- os dados de rebaixamento/recuperação em função do tempo começam no tempo zero (o valor anotado no tempo zero é utilizado como o valor de deslocamento inicial - H_0 - pelo AquiferTest e então deve ser um valor diferente de zero).

O AquiferTest fornece como saída dos resultados duas planilhas, uma com o gráfico apresentando a reta de determinação da condutividade hidráulica e outra com os dados introduzidos e os valores de rebaixamento calculados pelo programa.

6.7.3. Teste de bombeamento

Foram obtidos dados do teste de bombeamento do poço tubular profundo do

Jardim São Domingos realizado pela Ground Water Hidrogeologia e Engenharia Ltda, em 24 e 25 de março de 1996 para a SANASA.

Os dados do teste de bombeamento, assim como os dos *slug-tests*, também foram interpretados pelo programa AquiferTest 2.5. Para a interpretação do teste foi adotado o método de Neuman (1975).

Pela interpretação dos dados no programa foi obtido o parâmetro transmissividade (T), que auxiliou na definição do perímetro de proteção do poço tubular profundo.

A equação desenvolvida por Neuman representando o rebaixamento em um aquífero não confinado é dado por:

$$s = \frac{Q}{4\pi T} W(u_A, u_B, \beta)$$

onde:

s = rebaixamento (m)

Q = vazão (m³/s)

T = transmissividade (m²/s)

W (u_A, u_B, β) = função do poço não confinado

u_A = r²/4Tt (curva tipo A no tempo inicial)

u_B = r²S_y/4Tt (curva tipo B no tempo final)

β = r²K_v/D²K_h

Dois tipos de curva são utilizados: as curvas Tipo A são boas para dados de rebaixamento inicial quando a água é liberada devido à expansão da água e compressão do aquífero assim como a curva de Theis; e as curvas Tipo B são boas para dados de rebaixamento final quando os efeitos da drenagem de gravidade se tornam mais significativos.

O valor da condutividade hidráulica horizontal pode ser determinada por:

$$K_h = \frac{T}{D}$$

K_h = condutividade hidráulica horizontal (m/s)

T = transmissividade (m²/s)

D = espessura saturada do aquífero (m)

O valor da condutividade hidráulica vertical pode ser determinada por:

$$K_v = \frac{\beta D^2 K_h}{r^2}$$

K_v = condutividade hidráulica vertical (m/s)

r = raio do poço

A solução de Neuman assume o seguinte:

- o aquífero é não confinado e tem uma extensão aparentemente infinita;
- o aquífero é homogêneo, isotrópico, de espessura uniforme na área influenciada pelo bombeamento (assume que o rebaixamento é pequeno comparado à espessura saturada);
- a superfície potenciométrica é horizontal antes do bombeamento;
- o poço é bombeado a uma taxa constante;
- fluxo não estacionário;
- o diâmetro do poço é pequeno e então o armazenamento do poço é desprezível;
- poço totalmente penetrante.

Os dados necessários para a solução de Neuman são:

- dados de rebaixamento *versus* tempo em um poço de observação;
- distância do poço de bombeamento para o poço de observação;
- taxa de bombeamento do poço.

6.8. Definição do Perímetro de Proteção do Poço Tubular Profundo

O abastecimento de água no Jardim São Domingos é feito exclusivamente por água subterrânea. A ausência de recursos hídricos superficiais disponíveis e a grande distância da rede de distribuição das porções mais centrais do município fazem da água subterrânea um importante recurso no suprimento de água potável do bairro. Sendo assim, a adoção de medidas para a proteção do poço tubular que abastece o bairro é extremamente importante.

Com o objetivo de proteger este poço foi definido o seu perímetro de proteção.

Perímetros de proteção de poços (PPPs) são técnicas baseadas no estabelecimento de restrições à ocupação humana em toda ou parte da área de recarga de um poço ou uma fonte de água.

Os PPPs são estabelecidos ao redor de poços de captação, definidos a partir do tempo de trânsito específico, distância da fonte ou comportamento hidráulico do aquífero.

A proteção da qualidade das águas subterrâneas através do traçado do PPP é a técnica mais difundida no mundo atualmente.

O Estado de São Paulo possui legislação que dispõe sobre a preservação dos depósitos naturais de águas subterrâneas (Lei nº 6.134/88 e o Decreto nº 32.955/91, que a regulamenta). No Decreto, Capítulo III, Seção II, Artigo 20, são classificadas três áreas de proteção: área de proteção máxima, área de restrição e controle e área de proteção de poços e outras captações. A área de proteção de poços e outras captações (Capítulo III, Seção V, artigos 24 e 25) é composta por dois perímetros: o de proteção sanitária e o de alerta.

O perímetro de alerta é estabelecido tomando-se por base uma distância coaxial ao sentido do fluxo, a partir do ponto de captação, equivalente ao tempo de trânsito de cinquenta dias da água no aquífero, no caso de poluentes não conservativos. Segundo a legislação, no interior do perímetro de alerta deve haver disciplina das extrações, controle máximo das fontes poluidoras já implantadas e restrições a novas atividades potencialmente poluidoras.

Na legislação estadual paulista, os critérios para a definição de perímetros de proteção de poços são claros somente para o Perímetro Imediato de Proteção Sanitária e de Alerta e para a Área de Proteção Máxima. No entanto, na definição da Área de Restrição e Controle o critério para delimitação dos perímetros de proteção é mais flexível, podendo ser adotados critérios mais adequados às características do meio físico e ao perfil sócio-econômico do município.

A USEPA (1987) estabelece para um PPP, três zonas diferentes, segundo suas características hidráulicas. A zona de influência (ZI), a zona de contribuição (ZC) e a zona de transporte (ZT).

A zona de influência é associada ao cone de depressão (rebaixamento da superfície potenciométrica) de um poço em bombeamento.

A zona de contribuição é a área de recarga associada a um poço. Teoricamente, qualquer substância móvel e persistente que se encontre dentro desta zona é conduzida para o poço em exploração. Desta forma, a zona de contribuição é a área de preocupação com a qualidade da água do poço.

A zona de transporte é estabelecida com relação a tempos específicos que supostas plumas contaminantes levam para atingir o poço, muitas vezes sem considerar a dispersão hidrodinâmica, retardação ou degradação. A ZT foi criada para restringir a área das ZCs, que, em alguns casos, podem abranger grandes áreas. Normalmente o cálculo da ZT é estabelecido assumindo-se um estado estacionário para o aquífero bombeado.

Para a proteção de poços tubulares devem ser consideradas a ZC e a ZT. A primeira porque todo contaminante nesta zona pode teoricamente chegar ao poço e a segunda, associada a degradabilidade do composto.

Existem vários métodos de delimitação de PPPs. Os seis principais, em ordem de aumento de sofisticação técnica são (USEPA 1987):

- raio fixo arbitrário
- raio fixo calculado
- forma simples variável
- métodos analíticos
- mapeamento hidrogeológico
- modelos numéricos de fluxo/transporte

Neste trabalho foram utilizados métodos analíticos para a definição do perímetro de proteção do poço, por meio dos métodos de mapeamento dos sistemas de fluxo com equação de fluxo uniforme e de mapeamento dos sistemas de fluxo com equação de tempo de trânsito.

O método de sistemas de fluxo com equação de fluxo uniforme define a ZC de um poço bombeando em um aquífero que tenha a superfície potenciométrica inclinada. Este método somente define os limites a jusante do poço em bombeamento e a largura

da ZC (Figura 6.6). Para o estabelecimento de limites a montante do poço (ZT), foi utilizado o mapeamento dos sistemas de fluxo com equação de tempo de trânsito.

Os cálculos destas duas zonas foram feitos através das equações apresentadas abaixo.

- Método dos sistemas de fluxo com equação de fluxo uniforme:

$$X_L = -\frac{Q}{2\pi Kbi} \qquad Y_L = +\frac{Q}{2Kbi}$$

onde,

X_L = distância do poço ao ponto nulo (m)

Y_L = metade da largura da zona de contribuição (m)

Q = vazão (m^3/s)

K = condutividade hidráulica (m/s)

b = espessura do aquífero (m)

i = gradiente hidráulico (adimensional)

$\pi = 3,1416$

- Método dos sistemas de fluxo com equação de tempo de trânsito (Lei de Darcy)

$$V_R = \frac{Ki}{n_{ef}}$$

onde,

V_R = velocidade real (m/s)

K = condutividade hidráulica (m/s)

i = gradiente hidráulico (adimensional)

n_{ef} = porosidade efetiva (%)

$$-\frac{Y}{X} = \tan\left(\frac{2\pi Kbi}{Q} Y\right)$$

Equação de fluxo
uniforme

$$X_L = -\frac{Q}{2\pi Kbi}$$

Distância até o ponto
de estagnação a
jusante

$$Y_L = \pm \frac{Q}{2Kbi}$$

Limite do
contorno

● poço de abastecimento

Onde:

Q = taxa de bombeamento do poço (m³/s)

K = Condutividade hidráulica (m/s)

b = espessura saturada (m)

i = gradiente hidráulico

π = 3,1416

Figura 6.6 - Perímetro de proteção de poço pela técnica da equação de fluxo uniforme (USEPA 1987)

7. APRESENTAÇÃO E DISCUSSÃO DOS RESULTADOS

7.1. Resultados Obtidos no Cadastro de Fossas e Poços Cacimba

Foram cadastrados um total 388 fossas e 208 poços cacimba no Jardim São Domingos. Dos poços cadastrados, 193 encontravam-se em uso (92,8%).

Quanto aos aspectos construtivos, 111 apresentam revestimento interno, a grande maioria apenas na sua parte superior, possuem diâmetro médio de 1,20 m, profundidade variando de 6 a 25 m, todos equipados com bomba; fechados com tampa de concreto ou de metal e apenas 17 permitem a infiltração de águas pluviais (8,2%).

Das fossas cadastradas, 372 encontravam-se em uso, enquanto que 16 foram desativadas. Acredita-se que o número de fossas desativadas seja muito maior que este, uma vez que os atuais proprietários desconhecem a existência ou simplesmente escondem a informação. Na época do cadastro as fossas apresentavam um tempo de uso médio de quatro anos e meio.

Quanto ao tipo de fossa, 367 são fossas negras (94,6%), ou seja, não possuem revestimento interno, apresentam grande profundidade e não oferecem nenhum tratamento ao efluente. Somente 14 fossas são do tipo séptica (3,6%).

As fossas apresentam profundidade média de 6 m, algumas chegando até 16 m. Em 163 (42%) são também dispostas águas servidas, sendo que algumas são destinadas somente para a disposição deste tipo de efluente. Apenas 19 fossas (4,9%) permitem a infiltração de águas pluviais.

O cadastro foi realizado entre os meses de maio e junho de 1996, e deve-se levar em consideração que desde a época em que o cadastro foi finalizado até hoje, várias novas residências foram construídas no bairro e, conseqüentemente novas fossas também.

7.2. Aspectos Geológicos

Foram observados na área de estudo basicamente gnaisses alterados, sedimentos cenozóicos, solos saprolíticos (gnaisse e sedimentos cenozóicos) e solos residuais (Figura 7.1).

Gnaisses alterados (GN) a semi-alterados apresentando bandamento composicional afloram na porção central da área. Estas rochas apresentam dobras

Figura 7.1 - Esboço geológico da área de estudo

centimétricas a decimétricas preservadas. Neste afloramento (ponto nº 3), ocorrem gnaisses alterados na base (1,50 m), saprolito (2,00 m), e no topo, solo residual argilo-arenoso (0,50 m).

Na área afloram sedimentos silto-arenosos, com presença de pequenos seixos de quartzo e feldspato. Estes sedimentos apresentam estratificação plano-paralela localmente preservada (CZ I).

Sedimentos predominantemente arenosos apresentando seixos mais angulosos, situados numa porção de meia encosta, ocorrem na porção centro-leste da área de estudo (CZ II).

Este conjunto de sedimentos silto-arenosos a arenosos, ocupando porções distintas da morfologia local foi correlacionado no presente trabalho aos depósitos cenozóicos descritos por IG (1995) e Fernandes (1997) (Formação Rio Claro).

Localmente, de forma contígua (verticalmente) aos sedimentos silto-arenosos e arenosos (CZ I e CZ II) e os solos residuais, ocorre material silto-argiloso, marrom escuro (MI II). Esse material pode ser considerado transicional (entre os sedimentos e os solos residuais), de difícil caracterização sobre sua natureza. Todavia, onde puderam ser observadas estruturas relictas da rocha original (sedimentos cenozóicos), o material foi reconhecido como solo saprolítico.

Nas porções de topografia mais elevada na área de estudo ocorrem solos residuais provenientes da alteração dos sedimentos acima descritos. São solos predominantemente silto-arenosos, com presença de argila, maciços e de coloração marrom escura (MI I).

Saprolitos argilo-silto-arenosos, mais alterados e sotopostos a um solo superficial, provavelmente de origem coluvionar (transportado) (CO) ocorrem próximo ao ponto nº 3. O solo coluvionar, com cerca de 60 cm de espessura, apresenta uma linha de seixos angulosos de quartzo limonitizados na base, de aproximadamente 20 cm de espessura.

7.3. Caracterização Hidrogeológica

A caracterização hidrogeológica local da área de estudo foi realizada pela integração de dados obtidos através da utilização de métodos de investigação

geofísica, da definição de parâmetros hidráulicos do aquífero e da determinação do fluxo da água na zona saturada.

7.3.1. Investigação Geofísica

Os dados geofísicos foram analisados preliminarmente no campo e interpretados no escritório, com auxílio de ábacos e programa de computador (Resist) para ajuste de curvas e confecção de gráficos.

7.3.1.1. Eletorresistividade

As curvas de resistividade aparente correspondentes às sondagens elétricas estão apresentadas individualmente, com a respectiva interpretação, no Anexo 2.

A forma e o número de camadas define o tipo de curva de resistividade. Nas curvas de 3 camadas, as de tipo K mantém a relação de resistividades $\rho_1 < \rho_2 > \rho_3$; as de tipo H, $\rho_1 > \rho_2 < \rho_3$; as de tipo A, $\rho_1 < \rho_2 < \rho_3$ e as de tipo Q, $\rho_1 > \rho_2 > \rho_3$. Nas curvas de 4 camadas, o comportamento das 3 primeiras e 3 últimas é que define o tipo, segundo o mesmo princípio. Assim, se tem curvas tipo KQ, HA, KH etc. As curvas com maior número de camadas são classificadas da mesma forma.

Na área estudada, das 9 sondagens executadas 5 delas são de 4 camadas, 2 de 5 e 2 de 6 camadas. Das de 4 camadas, as sondagens SE-1, SE-4 e SE-7 são do tipo KH; a SE-6 é do tipo QH e a SE-8 do tipo KQ. Das de 5 camadas, a sondagem SE-2 é do tipo KQH e a SE-9 HKH. Das de 6 camadas, a sondagem SE-3 é do tipo HKQH e a SE-5 KHKH.

As camadas superficiais geralmente apresentam valores elevados de resistividade e correspondem às diferentes frações do solo seco. A saturação desses materiais alterados diminui drasticamente suas resistividades e define a profundidade do nível d'água. Quanto maior é o teor de argila das camadas saturadas, menor é sua resistividade. O topo do Embasamento Cristalino, por sua vez, tem sua influência na curva de resistividade aparente marcada por um aumento acentuado nos valores de resistividade, geralmente tendendo a infinito.

O contato entre esses estratos elétricos foram definidos com a interpretação das sondagens elétricas. Com exceção da SE-8, todas elas têm a parte final da curva segundo o modelo H, isto é, a última camada tem resistividade crescente. Isto equivale

a dizer que o topo rochoso está dentro do limite de investigação da sondagem.

Os dados de interesse obtidos a partir da interpretação, com as cotas correspondentes, estão relacionados no Quadro 7.1.

Quadro 7.1 - Definição da profundidade no nível d'água e do topo do Embasamento Cristalino a partir da interpretação das sondagens elétricas

NÚMERO DA SONDAGEM ELÉTRICA	COTA SONDAGEM (m)	PROFUNDIDADE N.A. (m)	PROFUNDIDADE EMBASAMENTO (m)	COTA N.A. (m)	COTA EMBASAMENTO (m)
SE-1	680,5	17,7	62,7	662,8	617,8
SE-2	675,0	13,0	43,0	662,0	632,0
SE-3	668,0	7,3	32,3	660,7	635,7
SE-4	675,0	13,7	29,7	661,3	645,3
SE-5	685,0	17,0	27,0*	668,0	658,0*
SE-6	680,0	14,0	55,0	666,0	625,0
SE-7	684,0	19,1	34,1*	664,9	649,0*
SE-8	676,0	16,0	-	660,0	-
SE-9	671,0	15,5	30,5	655,5	640,5

* dado duvidoso

O nível d'água foi determinado entre as profundidades de 7,3 e 19,1 m, nos locais das sondagens, variando praticamente em função da cota do ponto investigado. O Embasamento Cristalino foi detectado entre 27,0 e 62,7 m aproximadamente, definindo uma irregularidade acentuada para o topo rochoso na área estudada. Os dados das sondagens SE-5 e SE-7 devem ser analisados com ressalvas, visto que as curvas correspondentes não apresentaram boa qualidade. Os resultados das sondagens elétricas auxiliaram no dimensionamento dos poços de monitoramento.

7.3.1.2. Eletromagnético Indutivo

A interpretação que se dá aos perfis de condutividade aparente (Figura 7.2) é apenas qualitativa. Deve ser analisado o comportamento dos valores de condutividade ao longo de cada perfil de caminhamento e em conjunto. Em condições normais, para

Figura 7.2 - Perfis dos caminhamentos eletromagnéticos

um mesmo ponto, os valores correspondentes ao arranjo de bobinas que investiga profundidade maior (eixos na vertical), devem ser maiores do que com arranjo de bobinas com eixos na horizontal, pois a medida envolve uma maior porção de camadas saturadas. Foram utilizados arranjos para investigar profundidades até 15 metros (EM-34/20m-H) e 30 m (EM-34/20m-V), aproximadamente.

É importante ter claro, ainda, que a profundidade de investigação ao longo dos perfis é praticamente constante. Sendo assim, para um mesmo arranjo de bobinas espera-se que, em condições normais, as medidas feitas em pontos de cotas mais baixas, onde o nível d'água é mais raso, apresentem valores de condutividade mais altos do que nos pontos de cotas mais elevadas do perfil, pois para a mesma profundidade investigada, existirão mais camadas saturadas.

Nos perfis P-I e P-V os valores de condutividade variam de 5 a 25 mmho/m, aproximadamente, do início para o final do caminhamento. Esta variação não é significativa e pode ser atribuída a variação de cota e proximidade da drenagem no final do perfil.

No perfil P-II os valores de condutividade variam num intervalo menor e menos significativo ainda, 5 a 15 mmho/m aproximadamente.

No P-III observa-se a mesma tendência dos perfis P-I e P-V, ou seja, aumento da condutividade do início para o final do perfil. Os valores variando num intervalo mais elevado, entre 10 e 40 mmho/m, podem ser explicados pela cota mais baixa onde o caminhamento foi conduzido e pela maior proximidade com o lago. O perfil P-IV tem praticamente o mesmo comportamento do P-I e P-V.

O P-VI, a exemplo do P-II, apresenta uma variação nos valores de condutividade pouco significativa. Este perfil foi realizado fora da área do loteamento, com o intuito de fornecer os valores *background* da área.

A condutividade elétrica dos materiais em subsuperfície na área de estudo parece variar dentro de uma faixa normal para as condições geológicas e hidrogeológicas do local, ou seja, são iguais ou um pouco acima dos valores *background* da área, não indicando contaminação das águas subterrâneas pelos sistemas de disposição de efluentes domiciliares *in situ*.

Os valores de condutividade elétrica um pouco mais elevados foram

encontrados nas porções dos perfis realizados nas porções mais baixas topograficamente e mais próximas do lago. No entanto, vale a pena ressaltar que o lago não recebe nenhum tipo de efluente e estes valores podem ser explicados simplesmente pela maior espessura de material saturado investigado por estes perfis.

7.3.2. Determinação de Parâmetros Hidráulicos do Aquífero

Os resultados de condutividade hidráulica (K) da zona não saturada obtidos através dos testes de infiltração encontram-se no Quadro 7.2.

Quadro 7.2 - Valores de condutividade hidráulica obtidos pelos testes de infiltração (em m/s)

número do teste	Profundidade do furo (m)			
	0,50	1,00	1,50	2,00
1	$2 \cdot 10^{-6}$	$1,5 \cdot 10^{-6}$	$1 \cdot 10^{-6}$	$6 \cdot 10^{-7}$
2	$7 \cdot 10^{-7}$	$6 \cdot 10^{-7}$	-	$8 \cdot 10^{-7}$
3	$4 \cdot 10^{-7}$	$1 \cdot 10^{-6}$	$8 \cdot 10^{-7}$	$6 \cdot 10^{-7}$
4	$3 \cdot 10^{-6}$	$1 \cdot 10^{-6}$	$4 \cdot 10^{-7}$	$3 \cdot 10^{-7}$
5	$3 \cdot 10^{-6}$	$3 \cdot 10^{-7}$	$5 \cdot 10^{-7}$	$5 \cdot 10^{-7}$
6	$2 \cdot 10^{-6}$	$6 \cdot 10^{-7}$	$4 \cdot 10^{-7}$	$3 \cdot 10^{-7}$

Como pode se observar, os valores de condutividade hidráulica encontram-se no intervalo de 10^{-7} e 10^{-6} m/s, caracterizando um material areno-siltoso (Freeze & Cherry 1979). Também pode se observar que as variações de condutividade hidráulica nos testes 1, 2 e 3 nas diferentes profundidades, de um modo geral, não apresentaram variações significativas.

Já os testes 4, 5 e 6 apresentam diferenças de condutividade hidráulica nos primeiros 0,50 m em relação às demais profundidades de até uma ordem de grandeza.

Os resultados de condutividade hidráulica obtidos pelas medidas de rebaixamento e recuperação dos *slug-tests* realizados nos sete poços de monitoramento são apresentados no Quadro 7.3. Por estes resultados pode-se observar que os valores medidos no rebaixamento e na recuperação são próximos ou iguais. Já o poço 5 apresentou uma diferença maior nos valores medidos no rebaixamento e na recuperação.

Quadro 7.3 - Valores de condutividade hidráulica obtidos pelos *slug-tests*

número do poço	data do teste	N.A. (m)	condutividade hidráulica (m/s)	
			rebaixamento	recuperação
1	18/08/97	19,19	$1,59 \cdot 10^{-6}$	$5,86 \cdot 10^{-7}$
2	06/11/96	17,08	$1,26 \cdot 10^{-5}$	$8,49 \cdot 10^{-6}$
3	06/11/96	16,18	$4,73 \cdot 10^{-6}$	$2,64 \cdot 10^{-6}$
5	19/08/97	8,16	$7,32 \cdot 10^{-7}$	$9,65 \cdot 10^{-8}$
6	06/11/96	9,52	$4,73 \cdot 10^{-7}$	$4,74 \cdot 10^{-7}$
7	19/08/97	7,29	$6,02 \cdot 10^{-6}$	$1,09 \cdot 10^{-5}$
10	19/08/97	15,99	$4,57 \cdot 10^{-6}$	$5,44 \cdot 10^{-6}$

Os valores de condutividade hidráulica obtidos nos *slug-tests* também encontram-se principalmente entre 10^{-7} e 10^{-6} m/s, indicando material areno-siltoso (Freeze & Cherry 1979).

Nas figuras 7.3 e 7.4 são apresentados exemplos de gráficos de determinação da condutividade hidráulica pelo AquiferTest (rebaixamento e recuperação, respectivamente).

A interpretação do teste de bombeamento do poço de abastecimento também foi realizada utilizando-se o programa AquiferTest, que forneceu uma transmissividade de $2,0 \cdot 10^{-4}$ m²/s. A interpretação do teste de bombeamento encontra-se na Figura 7.5.

Pelo valor de transmissividade obtido e conhecendo-se a espessura saturada do aquífero ($b = 38$ m), encontrou-se o valor de condutividade hidráulica de $5 \cdot 10^{-6}$ m/s, que foi utilizado posteriormente na determinação do perímetro de proteção do poço.

Analisando-se os resultados obtidos nos três tipos de testes realizados observa-se que todos eles apresentaram valores de condutividade hidráulica semelhantes, seja na zona não saturada ou na zona saturada, variando principalmente entre 10^{-7} e 10^{-6} m/s.

7.3.3. Fluxo da Água na Zona Saturada

Os valores de nível d'água e carga hidráulica medidos nos poços de monitoramento durante os meses de agosto de 1996 e agosto de 1997 são

Figura 7.3 - Determinação da condutividade hidráulica através do método de Bouwer - Rice (poço 10 - rebaixamento)

Figura 7.4 - Determinação da condutividade hidráulica através do método de Bouwer - Rice (poço 10 - recuperação)

Figura 7.5 - Interpretação do teste de bombeamento do poço de abastecimento do Jardim São Domingos através do método de Neuman

apresentados no Quadro 7.4.

Para uma melhor visualização dos resultados foram elaborados gráficos com a variação da carga hidráulica para cada poço (Figura 7.6). Estas variações foram comparadas às mudanças da recarga do aquífero, pelos valores de pluviosidade média da área, que também foram representados em um gráfico.

Pela análise dos resultados apresentados e dos gráficos, observa-se que alguns poços apresentaram entre si comportamento semelhante com as mudanças na recarga do aquífero. De um modo geral, podemos observar que este comportamento é influenciado pela profundidade do nível d'água, sendo assim, os poços localizados nas porções topograficamente mais elevadas da área e, conseqüentemente, os mais profundos, apresentaram respostas diferentes dos localizados nas áreas mais baixas (poços mais rasos).

Os poços 1, 2, 9 e 10 apresentaram os níveis mais profundos em janeiro e fevereiro e os mais rasos em abril e maio, ou seja, uma diferença de 3 ou 4 meses entre o nível mais profundo e o mais raso. Os poços 3 e 6 parecem ter uma resposta mais rápida, tendo os níveis mais profundos principalmente em janeiro e os mais rasos em março. Já os poços 4 e 5 apresentaram os níveis mais rasos em fevereiro. O nível d'água do poço 5 parece sofrer influência do bombeamento do poço tubular que abastece o bairro. O poço 5 foi instalado a 100 m deste e foi o único poço que apresentou o nível mais profundo em agosto de 1997. Este comportamento pode ser devido ao aumento do bombeamento com a ligação da rede de água em março de 1997.

De um modo geral a maioria dos poços apresentaram os níveis mais profundos nos meses de janeiro e fevereiro e os mais rasos em março e maio.

Os poços 1, 2, 3, 4, 5, 9 e 10 apresentaram variações do nível d'água durante todo o período monitorado superiores a 1 m, sendo a maior observada no poço 9 (1,65 m). Já os poços 6, 7 e 8 apresentaram valores menores que 1 m, sendo os menores observados nos poços 7 e 8 (0,35 m em média).

Como já foi dito anteriormente, são apresentados dois mapas potenciométricos da área, um com os níveis medidos em janeiro (mais profundos) e outro em maio (mais rasos) de 1997 (figuras 7.7 e 7.8, respectivamente).

Quadro 7.4 - Nível d'água e carga hidráulica dos poços de monitoramento

DATA		NÚMERO DOS POÇOS DE MONITORAMENTO									
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
13/08/96	N.A. (m)	18,81	16,24	15,78	3,38	7,73	9,2	7,21	14,93	18,53	15,56
	CA. HIDR. (m)	665,19	664,26	659,72	656,62	654,27	656,8	659,79	655,07	665,47	667,44
17/09/96	N.A. (m)	19,35	16,64	16,05	3,36	7,86	9,33	7,29	14,92	18,99	15,92
	CA. HIDR. (m)	664,65	664,86	659,45	656,64	654,14	656,67	659,71	655,08	665,01	667,08
06/11/96	N.A. (m)	19,68	17,08	16,18	3,53	7,99	9,52	7,42	14,92	19,48	16,26
	CA. HIDR. (m)	664,32	663,42	659,32	656,47	654,01	656,48	659,58	655,08	664,52	666,74
02/12/96	N.A. (m)	19,8	17,29	16,24	3,6	7,93	9,58	7,46	14,92	19,64	16,43
	CA. HIDR. (m)	664,2	663,21	659,26	656,4	654,07	656,42	659,54	655,08	664,36	666,57
06/01/97	N.A. (m)	19,94	17,46	16,26	3,53	7,87	9,61	7,53	15,04	19,9	16,61
	CA. HIDR. (m)	664,06	663,04	659,24	656,47	654,13	656,39	659,47	654,96	664,1	666,39
03/02/97	N.A. (m)	19,93	17,58	15,97	2,43	7,36	9,09	7,25	15,12	19,96	16,66
	CA. HIDR. (m)	664,07	662,92	659,53	657,57	654,64	656,91	659,75	654,88	664,04	666,34
03/03/97	N.A. (m)	19,67	16,89	15,27	2,68	7,67	8,85	7,24	14,76	19,55	16,1
	CA. HIDR. (m)	664,33	663,61	660,23	657,32	654,33	657,15	659,76	655,24	664,45	666,9
07/04/97	N.A. (m)	18,9	16,29	15,31	2,98	8,05	9,05	7,27	14,95	18,78	15,5
	CA. HIDR. (m)	665,1	664,21	660,19	657,02	653,95	656,95	659,73	655,05	665,22	667,5
19/05/97	N.A. (m)	18,62	16,05	15,61	3,21	8,3	9,17	7,21	14,91	18,31	15,51
	CA. HIDR. (m)	665,38	664,45	659,89	655,79	653,7	656,83	659,79	655,09	665,69	667,49
13/06/97	N.A. (m)	18,73	16,23	15,78	3,11	8,24	9,21	7,18	15,13	18,46	15,62
	CA. HIDR. (m)	665,27	664,27	659,72	656,89	653,76	656,79	659,82	654,87	665,54	667,38
07/07/97	N.A. (m)	18,85	16,38	15,8	3,28	8,3	9,3	7,28	15,13	18,7	15,88
	CA. HIDR. (m)	665,15	664,12	659,7	656,72	653,7	656,7	659,72	654,87	665,3	667,12
12/08/97	N.A. (m)	19,24	16,6	16,09	3,56	8,48	9,46	7,38	15,11	19,15	16,05
	CA. HIDR. (m)	664,76	663,9	659,41	656,44	653,52	656,54	659,62	654,89	664,85	666,95

N.A. = profundidade do nível d'água

CA. HIDR. = nível potenciométrico

Figura 7.6 - Variação da Carga Hidráulica dos poços de monitoramento

Figura 7.7 - Mapotenciométrico do mês de janeiro de 1997

Figura 7.8 - Mapa potenciométrico do mês de maio de 1997

Os dois mapas apresentaram fluxo da água subterrânea em direção ao lago, indicando este como sendo a área de descarga local.

De um modo geral, o fluxo da água subterrânea nos dois períodos observados apresenta o mesmo comportamento, no entanto, no mapa do mês de maio (Figura 7.8), nota-se algumas modificações nestas direções, que foram aqui interpretadas como reflexo deste aumento no volume bombeado no poço de abastecimento do bairro. Inexistem medições frequentes do nível d'água deste poço, que por este motivo não foram representados nos mapas potenciométricos.

Nos mapas potenciométricos as curvas isopotenciais indicam gradientes hidráulicos baixos, praticamente iguais em toda a área, variando nos dois períodos ilustrados apenas de 0,02 a 0,05 (Quadro 7.5). Para o cálculo da velocidade da água subterrânea foram utilizados os valores de condutividade hidráulica obtidos em todos os poços de monitoramento e os gradientes hidráulicos próximos à estes, com o objetivo de ilustrar as variações de velocidade localmente na área, ao invés de se considerar um valor médio para todo o bairro. Foram utilizados os valores de condutividade hidráulica obtidos durante as medidas de rebaixamento dos *slug-tests*. Os valores do gradiente hidráulico foram obtidos nos dois mapas potenciométricos. Foi considerado 15% de porosidade efetiva para toda a área.

Quadro 7.5 - Valores de velocidade real da água subterrânea na área de estudo

Nº POÇO MONIT.	K (m/s)	n_{ef} (%)	i (06/01/97)	V_R (06/01/97) (m/s)	i (19/05/97)	V_R 19/05/97 (m/s)
1	$1,59 \cdot 10^{-6}$	15	0,02	$2,0 \cdot 10^{-7}$	0,02	$2,0 \cdot 10^{-7}$
2	$1,26 \cdot 10^{-5}$	15	0,02	$1,7 \cdot 10^{-6}$	0,02	$1,7 \cdot 10^{-6}$
3	$4,73 \cdot 10^{-6}$	15	0,02	$6,3 \cdot 10^{-7}$	0,03	$9,5 \cdot 10^{-7}$
5	$7,32 \cdot 10^{-7}$	15	0,02	$9,7 \cdot 10^{-8}$	0,02	$9,7 \cdot 10^{-8}$
6	$4,73 \cdot 10^{-7}$	15	0,02	$6,3 \cdot 10^{-8}$	0,02	$6,3 \cdot 10^{-8}$
7	$6,02 \cdot 10^{-6}$	15	0,03	$1,2 \cdot 10^{-6}$	0,03	$1,2 \cdot 10^{-6}$
10	$4,57 \cdot 10^{-6}$	15	0,03	$9,1 \cdot 10^{-7}$	0,05	$1,5 \cdot 10^{-6}$

No Quadro 7.5 observa-se que os valores de velocidade da água subterrânea variaram de $6,3 \cdot 10^{-8}$ a $1,68 \cdot 10^{-6}$ m/s (0,005 a 0,145 m/dia, respectivamente), sendo maiores nos poços 2, 3, 7 e 10. Como os gradientes não variaram nos dois meses,

consequentemente a velocidade também sofreu pouca ou nenhuma variação.

7.4. Definição do Perímetro de Proteção do Poço Tubular Profundo

Na definição do perímetro de proteção do poço que abastece o bairro, por meio do método dos sistemas de fluxo com equação de fluxo uniforme, utilizando-se as equações abaixo e considerando-se os valores de:

$$X_L = -\frac{Q}{2\pi Kbi} \qquad Y_L = +\frac{Q}{2Kbi}$$

$$Q = 7,8 \cdot 10^{-3} \text{ m}^3/\text{s}$$

$$K = 5 \cdot 10^{-6} \text{ m/s}$$

$$b = 38 \text{ m}$$

$$i = 0,02$$

$$n_{ef} = 15\%$$

obteve-se a distância do poço ao ponto nulo (X_L) de 325 m e a metade da largura da zona de contribuição (Y_L) de 1.026 m.

As zonas de contribuição dos poços definidas a partir de métodos analíticos como os aqui utilizados sempre fornecem áreas muito extensas, dificultando a tomada de medidas rígidas para a proteção do poço. Hirata (1994) e Iritani (1998) encontraram áreas muito grandes na definição da zona de contribuição em trabalhos desenvolvidos nos municípios de São José dos Campos e Caçapava, respectivamente.

A definição de áreas menores dentro da zona de contribuição onde deverão ser tomadas medidas preventivas contra a poluição do aquífero é extremamente importante. Sendo assim, a zona de transporte deve ser definida a partir da avaliação dos tempos de trânsito.

Pelo método dos sistemas de fluxo com equação de tempo de trânsito (Lei de Darcy) obteve-se a velocidade da água subterrânea de $7 \cdot 10^{-7}$ m/s (0,06 m/d). Pode-se observar que este valor de velocidade encontra-se no mesmo intervalo dos calculados para os poços de monitoramento. Foram definidos limites da zona de transporte para períodos de 50 dias (de acordo com a legislação estadual paulista), 1, 5 e 10 anos, obtendo-se os valores 3, 21,9, 109,5 e 219 m, respectivamente.

7.5. Resultados das Análises da Água dos Poços de Monitoramento

7.5.1. Parâmetros Físico-Químicos

Os resultados obtidos nas análises físico-químicas realizadas nas amostras de água subterrânea coletadas nos poços de monitoramento do Jardim São Domingos durante todo o período monitorado são apresentados, por poço, no Anexo 3.

Para a discussão dos resultados não foram confeccionados mapas de isoconcentração dos parâmetros analisados, pois estes apresentaram concentrações muito baixas, sendo este tipo de representação, neste caso, pouco significativa.

Optou-se pela apresentação dos resultados por meio de gráficos comparativos por parâmetro analisado para cada poço (figuras 7.9 a 7.17). Em cada figura são apresentados também gráficos da pluviosidade média mensal plurianual (1974-1995) e da carga hidráulica medida nos poços de monitoramento, com a finalidade de se observar as possíveis variações das concentrações dos parâmetros analisados com as variações da recarga do aquífero.

Foram confeccionados gráficos dos parâmetros: condutividade elétrica, pH, temperatura, cloreto, nitrogênio-nitrato, nitrogênio-Kjeldahl total, nitrogênio-total, dureza, alcalinidade bicarbonato, resíduos totais, resíduos dissolvidos, resíduos suspensos, magnésio, potássio, sódio, ferro total, cálcio, sílica, sulfato e fosfato total.

Os demais parâmetros analisados não foram assim representados pois apresentaram valores extremamente baixos ou inferiores ao limite mínimo de detecção dos equipamentos utilizados nos laboratórios. Este é o caso dos parâmetros: nitrogênio-nitrito, nitrogênio-amoniaco, alumínio, ferro solúvel, fluoreto, orto-fosfato, manganês, cobre, cromo e zinco.

Na análise comparativa dos gráficos deve-se observar que os valores das concentrações (sempre no eixo Y) apresentaram variações entre os parâmetros analisados. Desta forma, gráficos de parâmetros diferentes podem apresentar o mesmo comportamento, no entanto com diferenças de concentrações em até mais de uma ordem de grandeza.

Procurou-se, para cada parâmetro analisado, que os valores mínimos e máximos de suas concentrações fossem iguais em todos os gráficos de sua representação, com exceção dos referentes aos poços que apresentam valores muito

Figura 7.9 - Gráficos dos resultados das análises dos parâmetros físico-químicos e bacteriológicos do poço 1

Figura 7.10 - Gráficos dos resultados das análises físico-químicas e bacteriológicas do poço 2

Figura 7.11 - Gráficos dos resultados das análises físico-químicas e bacteriológicas do poço 3

Figura 7.12 - Gráficos dos resultados das análises dos parâmetros físico-químicos e bacteriológicos do poço 4

Figura 7.13 - Gráficos dos resultados das análises dos parâmetros físico-químicos e bacteriológicos do poço 5

Figura 7.14 - Gráficos dos resultados das análises dos parâmetros físico-químicos e bacteriológicos do poço 6

Figura 7.15 - Gráficos dos resultados das análises dos parâmetros físico-químicos e bacteriológicos do poço 7

Figura 7.16 - Gráficos dos resultados das análises dos parâmetros físico-químicos e bacteriológicos do poço 9

Figura 7.17 - Gráficos dos resultados das análises dos parâmetros físico-químicos e bacteriológicos do poço 10

acima da média em alguns meses. Isto foi realizado com o objetivo de se analisar o comportamento individual de cada parâmetro em todos os poços.

Não foram confeccionados gráficos para o poço 8 devido a ausência de análises, pois este apresentava-se, na maioria dos meses, seco ou com quantidade insuficiente de água que pudesse ser coletada. Só foram coletadas amostras neste poço nos meses de março e abril. Neste último mês o volume de água dentro do poço foi suficiente somente para coleta de amostra para análise de parâmetros bacteriológicos. Já os poços 1 e 9 não possuem análises nos meses de dezembro, janeiro e fevereiro, também devido ao volume insuficiente de água nestes poços durante esses meses.

Todos os poços apresentaram valores de temperatura semelhantes, variando de 21,4 a 24,7 °C, sendo mais elevada no mês de janeiro e mais baixa no mês de julho (verão e inverno, respectivamente). O poço 9 praticamente não apresentou variações na temperatura, enquanto que os demais tiveram variações de 2 °C em média durante todo o período monitorado.

Os valores de pH medidos variaram entre 4,5 e 6,2, indicando um ambiente relativamente ácido. Estes valores encontram-se um pouco abaixo dos recomendados pela Portaria 36 (6,5 e 8,5).

As amostras analisadas apresentaram valores de condutividade elétrica na maioria dos poços variando principalmente entre 7 e 30 $\mu\text{S}/\text{cm}$, sendo mais elevada nos poços 1, 5 e 6, variando entre 15 a 89 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

As concentrações de cloreto obtidas neste estudo variaram de 0 a 28 mg/l, muito abaixo do limite estabelecido por lei (250 mg/l - Portaria 36/MS).

Os resultados das análises de nitrogênio variaram segundo sua especificação. As concentrações de nitrogênio-nitrato variaram no intervalo de 0 a 1,37 mg/l, embora na única análise realizada no poço 8 foi obtido 4,27 mg/l para este parâmetro. Estas concentrações também encontram-se abaixo do limite estabelecido pela Portaria 36 (10 mg/l).

As concentrações de nitrogênio-nitrito chegaram somente até 0,01 mg/l em algumas análises, não sendo detectado na maioria das amostras.

O nitrogênio-amoniaco também apresentou valores muito baixos, variando entre 0 e 0,11 mg/l.

Os valores de nitrogênio-Kjeldahl total variaram entre 0,08 e 2,58 mg/l e os de nitrogênio-total entre 0,21 e 2,8, embora o poço 8 tenha apresentado para este último parâmetro 6,04 mg/l.

A água dos poços apresentou dureza entre 3 e 26 mg/l (limite 500 mg/l) e alcalinidade entre 6 e 34 mg/l.

As concentrações de resíduos totais variaram muito, principalmente entre 12 e 138 mg/l, embora os poços 1, 5 e 9 tenham apresentado valores máximos muito acima deste número (642, 742 e 562 mg/l, respectivamente). No mês de julho o poço 1 apresentou valores de resíduos (totais, dissolvidos – limite 1.000 mg/l - e suspensos) muito elevados (7.352, 5.568 e 1.784 mg/l, respectivamente), o que pode ser interpretado como falha analítica do laboratório, que devido a grande presença de resíduos na amostra, não processou-a corretamente, comprometendo não somente os resultados destes parâmetros, mas também de outros, que acabaram não sendo representados nos gráficos, com o objetivo de não comprometer as interpretações. Estes valores encontram-se apenas apresentados no quadro dos resultados do poço 8 (Anexo 3).

Para os cátions analisados, o magnésio apresentou valores entre 0,06 e 2,86 mg/l, o potássio entre 0,06 e 2,34 mg/l, o sódio entre 0,35 e 8,7 mg/l, o cálcio entre 0 e 5,52 mg/l e o ferro apresentou valores entre 0,02 e 9,2 mg/l (limite 0,3 mg/l).

A sílica apresentou valores entre 2,2 e 20,6 mg/l, o sulfato entre 5,8 e 38 mg/l (limite 400 mg/l) e o fosfato entre 0 e 3,1 mg/l.

Como já foi dito anteriormente, os demais parâmetros analisados apresentaram valores muito baixos ou nulos e não foram representados graficamente.

7.5.2. Parâmetros Bacteriológicos

Os resultados obtidos nas análises bacteriológicas também são apresentados no Anexo 3.

Assim como para os parâmetros físico-químicos, para a discussão dos resultados dos parâmetros bacteriológicos também foram elaborados gráficos comparativos (figuras 7.9 a 7.17).

As bactérias heterotróficas apresentaram números elevados na maioria das

amostras, principalmente >6.500 UFC/ml, sendo o limite de potabilidade estabelecido pela Portaria 36 (MS 19/01/90) de 500 UFC/ml. Foram encontrados números abaixo do limite de potabilidade em algumas amostras principalmente no mês de fevereiro, nos poços 3, 4, 6, 7 e 10.

Os coliformes totais variaram predominantemente de 0 a 200 NMP/100 ml, sendo que em uma amostra no poço 3 e outra no poço 9 chegaram até 600 e 2.300 NMP/100 ml, respectivamente. Os poços 7, 8 e 10 apresentaram valores de 0 a 16 NMP/100 ml. Os coliformes totais não foram encontrados principalmente nos poços 2, 6, 7 e 10 nos meses de dezembro, janeiro, maio e julho.

Os coliformes fecais foram detectados em número muito menor do que as bactérias heterotróficas e os coliformes totais, variando somente de 0 a 16 NMP/100 ml, sendo ausentes em todas as amostras coletadas nos poços 4, 6, 8 e 9. Estas bactérias foram encontradas principalmente nos meses de março e abril nos poços 1, 2, 5 e 7 e nos poços 3 e 10 estiveram presentes somente em uma amostra (março e maio, respectivamente). No poço 8 não foram encontrados coliformes fecais nos únicos dois meses em que amostras foram coletadas.

As bactérias do grupo coliforme (totais e fecais) não foram encontradas em nenhuma das análises realizadas nas amostras do poço 4.

Não foram detectados estreptococos fecais em nenhuma das amostras coletadas em todos os poços de monitoramento. Os estreptococos possuem um tempo de sobrevivência maior em subsuperfície do que as bactérias do grupo coliforme, no entanto, eles estão presentes em menor número nas excretas (Kibbey *et al.* 1978).

Os coliformes totais, coliformes fecais e estreptococos fecais devem ser ausentes em 100 ml de água (Portaria 36 - MS 1990).

Em apenas três meses do monitoramento alguns poços apresentaram todos os parâmetros bacteriológicos abaixo dos limites de potabilidade: em dezembro os poços 2, 7 e 10, em janeiro somente o poço 4 e em fevereiro os poços 4 e 7.

No mês de fevereiro, embora os poços 3, 6 e 10 tenham apresentado número de bactérias heterotróficas abaixo do limite de potabilidade (100 UFC/ml), foram encontrados coliformes totais nas suas amostras (2,2 NMP/100 ml).

7.5.3. Relação entre os Resultados Obtidos nas Análises

De um modo geral, como pode se observar nas figuras 7.9 a 7.17, a maioria dos parâmetros analisados parece não apresentar uma relação estreita com as variações do nível d'água decorrentes das mudanças na recarga do aquífero. Isto se deve às pequenas concentrações apresentadas por estes.

Os valores de condutividade elétrica na maioria dos poços apresentaram tendência de seus valores diminuírem com a elevação do nível d'água.

Este mesmo comportamento foi apresentado pelo pH.

As concentrações de cloreto na maioria dos poços não sofreram variações significativas e também não apresentaram relação estreita com a condutividade elétrica, tendo o seu comportamento parecido com o deste último parâmetro somente nos poços 2 e 4.

Já o nitrogênio-nitrato não mostrou relação com a condutividade elétrica, tendo que se considerar as baixas concentrações apresentadas por este parâmetro.

As concentrações de nitrogênio-Kjeldahl e nitrogênio-total apresentaram relação entre si.

Os valores elevados de ferro total encontrados nos poços 1, 3, 5 e 10 foram interpretados como contaminação via poço, devido a provável queda de ferrugem da tampa de proteção durante a abertura destes somente no início do monitoramento. No entanto, pode-se observar que estes resultados não interferiram nas concentrações dos demais parâmetros analisados.

As bactérias, assim como a maioria dos parâmetros analisados, também não apresentaram relação com as mudanças na recarga do aquífero e com os resultados dos outros parâmetros. De um modo diferente dos parâmetros físico-químicos, os parâmetros bacteriológicos analisados, principalmente as bactérias heterotróficas e os coliformes totais, em alguns casos, apresentaram valores elevados, acima do permitido por lei.

Considerando-se as distâncias das fossas mais próximas aos poços de monitoramento, foram calculados os tempos de trânsito (considerando-se somente o fluxo horizontal da água subterrânea, ou seja, como se os efluentes fossem descarregados diretamente abaixo do nível d'água) que as bactérias podem levar para

alcançar os poços. Os poços 2, 4 e 8 possuem fossas mais próximas em relação aos demais poços e consequentemente os menores tempos de trânsito (mínimo 170 dias - 10 m). No entanto, foram os poços 1, 3, 5, 6 e 9 que apresentaram os números mais elevados de bactérias (mínimo 275 dias - 15 m).

As bactérias do grupo coliforme possuem um curto período de sobrevivência em subsuperfície (7 a 8 dias) (Matthess *et al.* 1985 *apud* USEPA 1987). As bactérias que apresentam maior período de sobrevivência em água subterrânea são a *Escherichia coli* e a *Salmonella*. Em um estudo realizado por Gerba (1975) em água subterrânea, a *Escherichia coli* sobreviveu cerca de 120 dias.

Os resultados bacteriológicos devem ser analisados com muita atenção, pois embora tenham sido tomados muitos cuidados com a coleta destes parâmetros (como uso de luvas esterilizadas, etc.), estas amostras são extremamente vulneráveis à contaminação cruzada, neste caso principalmente as bactérias heterotróficas, que foram encontradas no branco de equipamento por duas vezes, chegando até 1.300 UFC/ml. Já os demais parâmetros bacteriológicos analisados não foram encontrados nos brancos de campo e de equipamento.

O material utilizado na instalação dos poços de monitoramento (revestimento, pré-filtro, etc.) também pode interferir nos resultados das análises dos parâmetros bacteriológicos. A desinfecção dos poços de monitoramento não é recomendada se amostras para análises químicas também são coletadas (McNabb & Mallard 1984).

Os resultados das análises dos parâmetros físico-químicos e bacteriológicos foram comparados aos obtidos na análise de uma amostra de água coletada no poço tubular que abastece o bairro (Quadro 7.6), embora nem todos os mesmos parâmetros tenham sido analisados. Os parâmetros analisados foram: alcalinidade bicarbonato, cloreto, dureza total, ferro total, fluoreto, manganês total, nitrogênio-amoniaco, nitrogênio-nitrato, nitrogênio-nitrito, resíduos totais, cromo, bactérias heterotróficas, coliformes totais e coliformes fecais, todos nos laboratórios da SANASA. Este poço, por ser destinado ao abastecimento público, possui um monitoramento periódico, no entanto, para este trabalho foram fornecidos apenas os resultados da análise de uma amostra coletada em 24/02/95. Como pode se observar os resultados dos parâmetros físico-químicos das amostras do poço de abastecimento apresentaram concentrações um pouco maiores do que as dos poços de monitoramento, mas todas abaixo dos valores permitidos por lei. Entretanto, os parâmetros bacteriológicos apresentaram

Quadro 7.6 - Resultados das análises dos parâmetros físico-químicos e bacteriológicos do poço de abastecimento do Jardim São Domingos (24/02/95)

PARÂMETRO	UNIDADE	LIMITE PORTARIA 36	RESULTADOS DA ANÁLISE
Alc. Bicarbonato	mg/l		70
Alumínio	mg/l	0,2	
Cloreto	mg/l	250	14
Dureza total	mg/l	500	35
Ferro total	mg/l	0,3	0,44
Ferro solúvel	mg/l		-
Fluoreto	mg/l		0,20
Fosfato total	mg/l		-
Fosfato (orto)	mg/l		-
Manganês total	mg/l	0,1	0,47
N-amoniacoal	mg/l		0,05
N-Kjeldahl	mg/l		-
N-nitrato	mg/l	10	0,21
N-nitrito	mg/l		0
N-total	mg/l		-
Resíduos totais	mg/l		120
Resíduos dissolvidos	mg/l	1.000	-
Resíduos suspensos	mg/l		-
Sulfato	mg/l	400	-
pH			-
C.E.	µS/cm		-
Temperatura	°C		-
Cálcio	mg/l		-
Cobre	mg/l		-
Cromo	mg/l	0,05	0,10
Magnésio	mg/l		-
Potássio	mg/l		-
Sódio	mg/l		-
Zinco	mg/l	5	-
Silica	mg/l		-
Bac. heterotróficas	UFC/ml	500	>6.500
Coliformes totais	NMP/100ml	ausente	16
Coliformes fecais	NMP/100ml	ausente	0
Streptococos fecais	NMP/100ml	ausente	-

1,1 valor acima do limite de potabilidade permitido pela Portaria 36 (MS 19/01/90)

- parâmetro não analisado

resultados iguais.

7.5.4. Confiabilidade dos Resultados Analíticos

Os erros calculados a partir do balanço iônico das análises completas das amostras de água dos poços de monitoramento são apresentados no Quadro 7.7. O erro admissível depende da concentração e do tipo de água, mas a nível indicativo pode se estabelecer uma relação com a condutividade elétrica (segundo Anderson 1966, modificado por Custódio & Llamas 1983):

Condutividade ($\mu\text{S/cm}$)	50	200	500	2.000	>2.000
Erro admissível (%)	30	10	8	4	4

Quadro 7.7 - Erros obtidos pelo balanço iônico dos resultados das análises dos poços de monitoramento (em %)

MESES	NÚMERO DO POÇO DE MONITORAMENTO								
	1	2	3	4	5	6	7	9	10
DEZEMBRO	-	87	70	88	41	4,2	81	-	92
FEVEREIRO	-	62	58	80	67	69	81	-	82
ABRIL	56	77	78	87	53	75	58	79	83
JULHO	91	69	62	79	29	42	41	73	51

Como pode se observar, foram encontrados erros elevados, variando principalmente entre 40 e 90%.

Inicialmente estes erros foram atribuídos ao fato dos parâmetros estarem sendo analisados em dois laboratórios. No entanto, no mês de julho, quando a análise foi feita em um só laboratório (TASQA), estes erros persistiram.

Decidiu-se a partir daí realizar uma nova amostragem, em um único poço (poço 3), de onde foram tomadas duplicatas, que foram enviadas a dois laboratórios, um onde as análises já haviam sido feitas (TASQA) e um outro laboratório (CEIMIC). Foi então coletado um total de quatro amostras no poço 3 no mês de novembro de 1997. As duplicatas foram enviadas aos laboratórios identificadas como sendo do poço 10.

Os resultados das análises do poço 3 e das duplicatas obtidos nos dois laboratórios encontram-se no Quadro 7.8.

Quadro 7.8 - Resultados das análises dos parâmetros físico-químicos e bacteriológicos do poço 3 e das duplicatas

PARÂMETRO	UNIDADE	LIMITE PORTARIA 36	RESULTADOS DAS ANÁLISES			
			TASQA		CEIMIC	
			PM3	DUPLI	PM3	DUPLI
Alc. Bicarbonato	mg/l		6	8	5,1	4,6
Alumínio	mg/l	0,2	0,2	0,19	0,38	0,25
Cloreto	mg/l	250	<1	<1	2,6	3,1
Dureza total	mg/l	500	<5	<5	-	-
Ferro total	mg/l	0,3	0,17	0,38	-	-
Ferro solúvel	mg/l		0,17	0,32	0,91	0,67
Fluoreto	mg/l		<0,1	<0,1	<0,5	<0,5
Fosfato total	mg/l		<0,1	<0,1	<0,3	<0,3
Fosfato (orto)	mg/l		<0,1	<0,1	<0,3	<0,3
Manganês total	mg/l	0,1	<0,05	<0,05	<0,1	<0,1
N-amoniacoal	mg/l		<0,1	<0,1	<0,2	<0,2
N-Kjeldahl	mg/l		1,5	1,2	<0,1	<0,1
N-nitrato	mg/l	10	<0,05	<0,05	<0,3	<0,3
N-nitrito	mg/l		<0,01	<0,01	<0,02	<0,02
N-total	mg/l		1,56	1,26	0,42	0,42
Resíduos totais	mg/l		50	62	68	52
Resíduos dissolvidos	mg/l	1.000	31	49	64	<50
Resíduos suspensos	mg/l		19	13	<50	<50
Sulfato	mg/l	400	<2	<2	<5	<5
pH			6,4	6,4	6,4	6,4
C.E.	µS/cm		25	25	25	25
Temperatura	°C		24,9	24,9	24,9	24,9
Cálcio	mg/l		0,62	0,55	<0,5	<0,5
Cobre	mg/l		<0,05	<0,05	<0,2	<0,2
Cromo	mg/l	0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05
Magnésio	mg/l		0,45	0,46	0,6	0,64
Potássio	mg/l		1,05	1,02	<0,2	<0,2
Sódio	mg/l		0,87	0,82	0,99	0,71
Zinco	mg/l	5	<0,05	<0,05	<0,2	<0,2
Silica	mg/l		2,8	2,8	4,6	4,9
Bac. heterotróficas	UFC/ml	500	>10.000	>10.000	1.600	2.500
Coliformes totais	NMP/100ml	ausente	0	0	pres	pres
Coliformes fecais	NMP/100ml	ausente	0	0	aus	aus
Estreptococos fecais	NMP/100ml	ausente	-	-	0	0

1,1 valor acima do limite de potabilidade estabelecido pela Portaria 36 (MS 19/01/90)

- parâmetro não analisado

A partir destes resultados foi calculado o balanço iônico para cada amostra e respectiva duplicata, chegando-se aos erros apresentados no Quadro 7.9.

Quadro 7.9 - Erros obtidos pelo balanço iônico dos resultados das análises do poço 3 e duplicatas (em %)

LABORATÓRIO	AMOSTRA	
	POÇO 3	DUPLICATA
CEIMIC	17	10
TASQA	16	25

Como pode se observar, os erros obtidos nestas análises, variando entre 10 e 25%, encontram-se dentro do aceitável para amostras com condutividade elétrica até 50 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Analisando-se os resultados observa-se que anteriormente os valores de sulfato encontravam-se altos, o que provavelmente estava gerando os erros elevados.

Destaca-se aqui, assim como sugerido pela norma 06.010/88, que a coleta de brancos de campo, de equipamento e de viagem, além de amostras em duplicata (que não foram realizadas neste trabalho) são extremamente importantes na verificação da confiabilidade dos resultados analíticos obtidos.

7.6. Caracterização do Potencial de Contaminação das Águas Subterrâneas

O maior problema em áreas densamente ocupadas e que utilizam sistemas de saneamento *in situ* é o aumento das concentrações do nitrato nas águas subterrâneas.

Por meio das análises químicas realizadas observa-se que a água subterrânea no Jardim São Domingos não encontra-se contaminada por nitrato, que apresentou concentrações abaixo do limite de potabilidade.

Procurou-se aqui definir a carga contaminante potencial gerada anualmente na área de estudo e uma estimativa para o futuro.

É possível fazer uma estimativa semi-quantitativa da concentração de nitrato na recarga da água subterrânea. A estimativa se baseia na seguinte equação (Foster & Hirata 1988):

$$C = \frac{1.000aAf}{0,36AU + 10I}$$

onde:

a = conteúdo de nitrogênio nas excretas (4 kg/hab/ano)

f = proporção de nitrogênio que atinge o aquífero (0,2 – 0,6)

A = densidade populacional (hab/ha)

I = infiltração (mm/ano)

U = quantidade de água utilizada por habitante (l/d/hab)

Existe uma grande incerteza sobre a proporção de nitrogênio depositado (f) que é oxidado e lixiviado na recarga da água subterrânea. Se considera possível uma variação de 20-60% (Walker *et al.* 1973). O valor real depende do uso de água por habitante, da proporção de perdas voláteis de compostos nitrogenados e do nitrogênio que se extrai durante a limpeza do tanque. Aqui foram utilizados os dois valores limites (0,2 e 0,6), simulando duas situações diferentes.

Para a definição da densidade populacional no Jardim São Domingos procurou-se ilustrar dois cenários diferentes, um com a ocupação atual (considerando-se somente a área loteada - aproximadamente 904.000 m² - incluindo as ruas), obtendo-se a densidade de 19 hab/ha e também uma situação com todos os lotes ocupados, obtendo-se 88 hab/ha.

Foram considerados três valores diferentes de quantidade de água utilizada por habitante (100, 150 e 200 l/d/hab).

Para o cálculo da quantidade de água da precipitação que infiltra anualmente no Jardim São Domingos foi considerada a média da variação mínima e máxima do nível d'água durante o ano em todos os poços de monitoramento (1 m), a área total do bairro (1.000.000 m²) e 15% de porosidade efetiva. Multiplicando-se todos estes fatores obteve-se uma estimativa da reserva reguladora do aquífero de 150.000 m³/ano. Dividindo-se este valor pela área, obteve-se a taxa de infiltração de 150 mm/ano, o que representa cerca de 11% do total da precipitação anual na área de estudo (1.322 mm/a). Para efeito de comparação, foi aqui também considerado o valor de infiltração calculado por DAEE (1982) pelo modelo Mero, de aproximadamente 200 mm/ano (14% do total da precipitação de 1.484 mm/ano).

Sendo assim, para cada densidade populacional adotada foram calculadas as estimativas das concentrações em 12 situações diferentes (Quadro 7.10), variando os valores de quantidade de água utilizada por habitante, da infiltração anual e da

proporção de nitrogênio que infiltra.

Quadro 7.10 - Estimativa da concentração de nitrogênio-nitrato na água subterrânea no Jardim São Domingos

Quantidade de água (l/d/hab)	Infiltração (mm/ano)	Proporção de nitrogênio (%)	Concentração estimada de nitrogênio-nitrato (mg/l)	
			19 hab/ha	88 hab/ha
100	150	0,2	6,96	15,08
100	200	0,2	5,66	13,62
150	150	0,2	6,01	11,26
150	200	0,2	5,02	10,42
200	150	0,2	5,30	8,98
200	200	0,2	4,50	8,44
100	150	0,6	20,88	45,24
100	200	0,6	17,00	40,87
150	150	0,6	18,05	33,78
150	200	0,6	15,07	31,27
200	150	0,6	15,90	26,95
200	200	0,6	13,54	25,33

Concentrações obtidas a partir destas estimativas indicam valores encontrados logo abaixo do sistema de infiltração, não contando com a dispersão hidrodinâmica e a diluição no aquífero, sendo portanto mais elevados do que os encontrados em amostras de água subterrânea. No entanto, fornecem algumas diretrizes para a definição de densidades populacionais ideais tendo-se em vista a proteção das águas subterrâneas contra a contaminação, principalmente por nitratos. Também é importante ressaltar aqui que estas concentrações estimadas correspondem à concentrações geradas a partir dos efluentes de fossas sépticas e não de fossas negras (rudimentares).

Todos os valores estimados aqui calculados quando se considera a ocupação atual no Jardim São Domingos (19 hab/ha) e somente 20% de aporte de nitrogênio ao aquífero, encontram-se abaixo dos 10 mg/l permitido por lei e são coerentes quando comparados às concentrações obtidas nas análises de água no monitoramento realizado, atentando-se ao que foi descrito anteriormente.

No caso do Jardim São Domingos totalmente ocupado (88 hab/ha), somente

considerando-se a utilização de 200 l/d/hab e 20% de aporte de nitrogênio é que se obtém valores abaixo do limite, porém muito próximos a ele. Sendo assim, com a utilização de fossas negras, que não oferecem nenhum tipo de tratamento ao efluente, as concentrações de nitrogênio-nitrato podem ser maiores do que as estimadas.

Um outro ponto importante em trabalhos como este é a definição do tamanho mínimo de lotes para garantir uma densidade de sistemas de saneamento que não venha a contaminar as águas subterrâneas.

Utilizando-se a equação para a estimativa da concentração de nitrato, tendo como incógnita a densidade populacional e considerando-se a concentração limite de nitrogênio-nitrato de 10 mg/l, obtém-se o tamanho de lote ideal. Para este cálculo foram considerados:

$$a = 4 \text{ kg/hab/ano}$$

$$f = 0,2$$

$$U = 150 \text{ l/d/hab}$$

$$I = 150 \text{ mm/ano}$$

A partir daí foi obtido um valor de aproximadamente 58 hab/ha, ou seja, cerca de 12 famílias/ha (12 sistemas de saneamento/ha), o que resulta em lotes de 830 m². No entanto, os lotes do Jardim São Domingos possuem área média de 350-450 m².

Dividindo-se a área destinada à ocupação (904.000 m²) pelo tamanho de lote definido (830 m²) conclui-se que poderiam ser instalados no bairro até cerca de 1.090 sistemas, ou seja, o bairro poderia ser dividido somente em 1.090 lotes, o que representa aproximadamente 67% dos seus 1.618 lotes. Considerando-se os mesmos valores aqui utilizados de infiltração pela precipitação, utilização de água por dia por habitante, etc., este mesmo tamanho de lote pode ser adotado em outras áreas, tanto em Campinas como em outros municípios.

De acordo com alguns dados cadastrados, como o número de habitantes, número de fossas, etc., foi elaborado o Quadro 7.11, com o objetivo de se calcular a geração anual de nitrogênio no bairro. Estes dados são apresentados por quadra, a fim de ilustrar as áreas mais ocupadas e conseqüentemente com maior potencial de contaminação. Para a visualização espacial destes dados, a Figura 7.18 ilustra a identificação das quadras do bairro.

Quadro 7.11 - Definição da carga de nitrogênio gerada anualmente no Jardim São Domingos

QUADRA	Nº ADULTOS	Nº CRIANÇAS	N.A. MÉDIO (m)	Nº DE FOSSAS	PROF. MÉDIA (m)	REVES.	EM USO	T. USO MÉDIO (anos)	ÁGUA SERV.	ÁGUA PLUV.	CARGA Nitrog. (Kg/ano)
A	20	18		6	7	1	6	5	1	0	116
C	4	4		1	6,5	1	1	4	0	0	24
D	20	20		7	5	0	7	2	2	1	120
E	24	6		5	5	0	5	5	1	0	108
F	26	15		7	6	1	7	3	2	0	134
G	21	8		6	5	0	6	3	0	1	100
H	5	1	18	2	5	0	2	2	0	0	22
I	2	3		2	5	0	2	2	0	0	14
J	10	12		2	5	1	2	2	0	0	44
K	13	4		3	5	1	3	3	2	0	60
L	27	10		6	5	1	6	4	3	1	128
M	17	15		4	6	0	4	4	2	0	98
N	13	2		2	5	0	2	6	1	0	56
O	10	0	15	3	5	0	3	2	0	0	44
P	22	15		8	5	4	8	3	2	0	118
Q	26	12	14	7	6	1	7	5	4	0	128
R	6	11		3	6	0	3	3	1	0	46
S	20	4	7	3	8	0	3	2	0	0	26
T	5	3		2	4	1	2	2	0	0	88
U	4	3		2	5	0	2	5	0	0	22
V	16	7		7	5	0	7	2	3	0	78
W	20	7		5	6	1	5	6	1	1	94
X	83	41		25	7	12	24	8	10	0	414
Y	85	53		24	7	3	23	5	4	3	446
Z	26	13		6	6	0	6	5	0	0	130
1	22	8	7	7	5	2	7	3	4	0	104
2	48	20	11	13	5	2	13	4	6	0	132
3	28	1	14	6	5	0	6	5	5	0	114
4	22	17	15	12	6	4	10	6	6	0	122
5	30	18	16	14	7	1	13	2	9	2	156
6	59	28	16	23	6	2	22	2	17	2	292
7	25	19	18	9	6	1	9	-	8	0	138
8	52	23	8	17	6	2	17	5	9	1	254
9	38	19	13	12	6	1	12	7	5	0	190
10	53	48	14	17	6	3	17	5	7	1	308
11	48	25	16	19	6	9	19	6	11	1	142
12	29	16	17	11	5	3	10	4	4	0	148
13	48	39	18	13	6	2	13	6	8	2	270
15	26	12	3	8	6	0	8	3	3	0	128
16	30	12		9	5	1	9	2	0	1	144
17	47	26	15	18	6	4	18	5	9	1	240
18	36	12	16	12	6	2	12	6	6	0	168
19	15	6		8	6	1	8	5	5	0	72
20	2	6		1	5	0	1	3	1	0	20
TOTAL	1193	514									5.800

Figura 7.18 - Identificação das quadras do Jardim São Domingos

Para o cálculo da quantidade de nitrogênio gerada foi considerado o valor definido por Lewis *et al.* (1988) de 4 kg de nitrogênio/ano para adultos e 2 kg de nitrogênio/ano para crianças.

As quadras X, Y, 6, 8, 10 e 13 apresentam densidade populacional próxima ou igual a aqui definida como limite, ou seja 58 hab/ha, possuindo um maior potencial de contaminação no bairro. Nestas quadras são gerados em média 300 kg de nitrogênio anualmente.

A título de comparação foram aqui inseridos alguns dados do estudo realizado por Ferreira (1992) em uma favela também localizada na zona sudoeste do município de Campinas, próximo ao Jardim São Domingos (Vila Nilza).

Este trabalho difere em alguns aspectos do presente estudo. A favela Vila Nilza possui apenas duas quadras, que somam uma área aproximada de 8.250 m², dividida em 46 lotes com uma média de 150 m² cada, sendo que 44 encontraram-se ocupados por cerca de 200 pessoas, sendo 60% adultos e 40% crianças. Foram cadastradas na Vila Nilza cerca de 56 fossas (19% secas e 37% úmidas - sendo que do total 16 foram desativadas) e 44 poços cacimba (3 desativados), todos apresentando más condições sanitárias. É importante ressaltar aqui que estes dados foram obtidos em 1992.

Não foram instalados poços de monitoramento nesta área, sendo assim, tanto a medição do nível d'água quanto a coleta de amostras de água para análise de parâmetros físico-químicos e bacteriológicos foram feitos nos poços cacimba. Estas atividades foram realizadas apenas uma vez, em outubro de 1992, não tendo sido desenvolvido o monitoramento. O nível d'água medido nos poços cacimba encontrava-se entre 4 e 12 m.

A má conservação dos poços possibilita a entrada de contaminantes via superfície, podendo interferir nos resultados obtidos, principalmente os bacteriológicos. Um outro problema de se coletar amostras em poços cacimba residenciais é a impossibilidade de se esgotar a água estagnada dentro do poço. As análises de água foram feitas nos laboratórios da CETESB e os resultados encontram-se no Quadro 7.12. Como pode se observar, os valores de nitrogênio-nitrato variaram entre 1,9 a 20 mg/l, ultrapassando em alguns casos o limite de potabilidade e indicando contaminação das águas subterrâneas.

Quadro 7.12 - Resultados das análises dos parâmetros físico-químicos e bacteriológicos dos poços cacimba da Vila Nilza

PARÂMETRO	UNIDADE	LIMITE PORTARIA 36	NÚMERO DO PONTO															
			1	3	6	9	10	17	18	22	23	26	28	30	32	36	40	44
Nível d'água	m		11,9	10,8	6,1	7,4	4,0	4,2	5,5	5,3	4,5	6,5	5,0	4,3	12	9,5	5,0	3,8
Cloreto	mg/l	250	1,50	4	11	20,5	50	4,5	35	18,5	44,5	35	20	5,0	5,0	10	10	3,0
N-amoniacoal	mg/l		0,12	1,2	0,13	1,60	1,0	0,42	2,0	0,05	0,38	1,5	0,4	0,07	0,6	2,4	0,28	0,5
N-Kjeldahl	mg/l		0,40	6,0	4,0	6,0	0,9	0,6	4,0	0,3	0,5	10,0	0,5	0,4	3,0	7,0	0,4	0,8
N-nitrato	mg/l	10	2,40	7,0	3,5	16,4	20	1,9	16,4	5,4	15	17,8	11,0	4,2	6,2	8,2	11,7	2,6
pH			5,73	4,6	6,98	4,07	3,84	5,95	5,51	6,05	4,92	5,78	6,04	6,04	5,22	5,5	4,2	7,11
C.E.	μS/cm		34	99	174	200	340	144	260	158	300	260	149	92	73	118	142	140
Temperatura	°C		22	21	21	21	20,5	22	21,3	22,5	22,5	23	21,5	21,5	22	23,5	23	23
Bac. heterotróficas	UFC/ml	500	24.000	2.400	4.300	8.600	1.300	4.000	2.300	2.300	700	2.700	2.600	1.100	4.000	2.900	1.800	45.000
Coliformes totais	NMP/100ml	ausente	2.400	90.000	1.700	11.000	16.000	50	90.000	9.000	2.800	90.000	5.000	350	3.000	2.400	1.300	2.400
Coliformes fecais	NMP/100ml	ausente	0	170	9	14	300	0	2.200	3.000	9	1.400	0	0	2	4	0	500

72713

INSTITUTO DE CIÊNCIAS E TECNOLOGIA - UNB

Apenas os resultados do poço de montante apresentam valores muito próximos dos obtidos na maioria dos poços de monitoramento do Jardim São Domingos. De um modo geral todos os parâmetros analisados na Vila Nilza apresentaram concentrações maiores do que as obtidas no Jardim São Domingos.

A densidade populacional na favela Vila Nilza é de 242 hab/ha, muito superior do que a apresentada pelo Jardim São Domingos. Para a estimativa da concentração de nitrogênio-nitrato na água subterrânea foram considerados os mesmos valores utilizados para o Jardim São Domingos de infiltração anual, da quantidade de água utilizada por habitante e da proporção de nitrogênio que atinge o aquífero, também simulando 12 situações diferentes (Quadro 7.13).

Como pode se observar, na Vila Nilza, confirmando os resultados de algumas análises, todos os resultados encontram-se acima dos padrões de potabilidade, alguns atingindo valores extremamente elevados, até quatro vezes maiores do que o limite permitido por lei.

Quadro 7.13 - Estimativa da concentração de nitrogênio-nitrato na água subterrânea na Vila Nilza

Quantidade de água (l/d/hab)	Infiltração (mm/ano)	Proporção de nitrogênio (%)	Concentração estimada de nitrogênio-nitrato (mg/l)
100	150	0,2	18,95
100	200	0,2	18,07
150	150	0,2	13,29
150	200	0,2	12,85
200	150	0,2	10,23
200	200	0,2	9,97
100	150	0,6	56,87
100	200	0,6	54,22
150	150	0,6	39,82
150	200	0,6	38,54
200	150	0,6	30,69
200	200	0,6	29,90

8. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

Pelos resultados obtidos nas análises físico-químicas realizadas em amostras de água dos poços de monitoramento do Jardim São Domingos observa-se que as concentrações obtidas não indicaram contaminação pelos sistemas de disposição de efluentes domiciliares *in situ*, apresentando valores baixos que não sofreram variações com as mudanças na recarga do aquífero devido as diferentes estações climáticas do ano.

Quanto aos parâmetros bacteriológicos analisados, as bactérias heterotróficas, os coliformes totais e os coliformes fecais apresentaram padrões acima do permitido. Já os estreptococos fecais não foram detectados em nenhuma das amostras coletadas. As bactérias heterotróficas foram encontradas em números elevados na maioria das amostras analisadas e os coliformes totais apenas em algumas. Já os coliformes fecais foram encontrados em números pequenos.

Os resultados bacteriológicos devem ser analisados com muita atenção, pois, embora tenham sido tomados muitos cuidados com a coleta destes parâmetros (como uso de luvas esterilizadas, etc.), estas amostras são extremamente vulneráveis a contaminação cruzada.

Os valores de condutividade hidráulica obtidos nos testes de infiltração, nos *slug-tests* e no teste de bombeamento são semelhantes em toda a área de estudo, tanto na zona não saturada quanto na zona saturada.

De acordo com os mapas potenciométricos pode se observar que na área de estudo o fluxo e conseqüentemente a velocidade da água subterrânea não sofrem variações com as mudanças na recarga do aquífero.

Na definição do perímetro de proteção do poço que abastece o Jardim São Domingos, a zona de contribuição apresentou valores elevados, dificultando a tomada de medidas rígidas para a proteção do poço. No entanto, na zona de transporte para os períodos de 50 dias, 1, 5 e 10 anos (limites de 3, 21,9, 109,5 e 219 m, respectivamente) algumas medidas devem ser tomadas, como o não adensamento da ocupação e a restrição da instalação de atividades potencialmente contaminantes.

Estimativas das concentrações de nitrogênio-nitrato calculadas para o Jardim São Domingos considerando a ocupação atual e somente 20% de aporte de nitrogênio

para o aquífero forneceram valores abaixo do limite permitido por lei (10 mg/l) e coerentes com os apresentados pelos resultados das análises realizadas em amostras coletadas nos poços de monitoramento. No entanto, no caso do bairro totalmente ocupado, os valores encontrados são mais elevados do que este limite, gerando maiores riscos à saúde da população.

Na tentativa da definição de tamanhos de lotes ideais para se garantir concentrações de nitrogênio-nitrato de até 10 mg/l na água subterrânea, foi encontrado um valor de 830 m². Atualmente os lotes do Jardim São Domingos possuem área média de 350 a 450 m², representando aproximadamente a metade do valor ideal, ou seja, em loteamentos de baixa renda a instalação de sistemas de saneamento *in situ* é prejudicada pela alta densidade populacional e pequeno tamanho dos lotes, embora estes tamanhos no Jardim São Domingos estejam um pouco acima da média para uma área de baixa renda. Este valor (830 m²) pode ser adotado para outras áreas no município de Campinas.

A realização de estimativas para a determinação da concentração de nitrogênio-nitrato na água subterrânea, assim como a definição de tamanho de lotes ideais para a instalação de sistemas de saneamento *in situ* é relativamente simples, necessitando da obtenção de poucos dados e fornecendo alguns indicativos que podem ser utilizados na tomada de decisões na implantação de loteamentos e consequentemente na adoção de alternativas em saneamento.

A utilização de fossas sépticas bem construídas e com manutenção constante é perfeitamente viável e representa uma alternativa econômica face aos altos custos de implantação da rede de coleta de esgoto.

No Brasil, as normas da ABNT (Associação Brasileira de Normas Técnicas) NBR 7229/93 e NBR 13969/97, fornecem todos os detalhes técnicos para o projeto, construção e operação de sistemas de tanque sépticos.

Os resultados aqui obtidos serão utilizados como subsídios pela SANASA para o estudo de implantação de sistemas alternativos de coleta, tratamento e destino final de esgotos domiciliares no município de Campinas. A SANASA pretende, a partir daí, instalar, onde for viável ambiental e economicamente, sistemas localizados de tratamento, nas áreas desprovidas de rede de coleta de esgotos e distantes da rede já existente.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALMEIDA, F.F.M. de 1964. Fundamentos geológicos do relevo paulista. *Boletim do Instituto de Geografia*, São Paulo, 41 p.
- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (APHA). 1992. Standard methods for the examination of water and wastewater. 18^a ed. Washington, APHA.
- BEAR, J. 1979. *Hydraulics of groudwater*. McGraw-Hill. New York. 567 p.
- BORREGO, J.J.; MORINIGO, M.A.; VICENTE, A. de; CÓRNAX, R.; ROMERO, P. 1987. Coliphages as an indicator of fecal pollution in water. Its relationship with indicator and pathogenic microorganisms. *Water Resources*. Pergamon Journals Ltd, Great Britain. 21(12): 1473-1480.
- BOUWER, H. & RICE, R.C. 1976. A slug test for determining hydraulic conductivity of unconfined aquifers with completely or partially penetrating wells. *Water Resources Research*. 12(3): 423-428.
- CAMARGO, A.P. & GHIZZI, S.M. 1991. Estimativa de temperaturas médias mensais com base em cartas de temperatura potencial normal ao nível do mar para a Região sudeste do Brasil. Instituto Agrônômico de Campinas. *Boletim Técnico* nº141. 17 p.
- CANTER, L.W. & KNOX, R.C. 1988. *Septic tank system effects on ground water quality*. Lewis Publishers, Inc. 3^a ed. Michigan. 336 p.
- CANTER, L.W.; KNOX, R.C.; FAIRCHILD, D.M. 1987. *Groundwater quality protection*. Lewis Publishers, Inc. Michigan. 562 p.
- CUSTODIO, E. & LLAMAS, M.R. 1983. *Hidrologia Subterránea*. 2^a ed. Barcelona, Omega. 2 v.
- DEPARTAMENTO DE ÁGUAS E ENERGIA ELÉTRICA (DAEE). 1982. *Estudo de águas subterrâneas*. Região Administrativa 5 - Campinas. DAEE/SOMA/SP. São Paulo. 2 v.
- DEPARTAMENTO DE ÁGUAS E ENERGIA ELÉTRICA (DAEE). 1974-1995. Alturas diárias de chuvas do posto Viracopos. Município de Campinas. Prefixo E4-123.
- DREWRY, W.A. & ELIASSEN, R.S. 1968. Virus movement in Ground Water. *Journal of Water Pollution Control Federation*. 40(8): 247-271.

- FERNANDES, A.J. 1997. *Tectônica cenozóica na porção média da Bacia do Rio Piracicaba e sua aplicação à Hidrogeologia*. Tese de Doutorado. IGc-USP. São Paulo. 244 p.
- FERREIRA, L.M.R. 1992. *Impacto dos sistemas de saneamento in situ na qualidade das águas subterrâneas*. Trabalho de Graduação Individual. Departamento de Geografia, Faculdade de Filosofia, Letras e Ciências Humanas. Universidade de São Paulo. 128 p.
- FERREIRA, L.M.R. & HIRATA, R.C.A. 1993. Determinação de Riscos de contaminação das águas subterrâneas por sistemas de saneamento *in situ*: estudo de caso – município de Campinas - SP. SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, X. Anais... Gramado. ABRH. p. 443-452.
- FETTER, C.W. 1993. *Applied hydrogeology*. Prentice Hall. New Jersey. USA. 691 p.
- FOSTER, S.S.D.; BRIDGE, L.R.; GAKE, A.; LAWRENCE, A.R.; PARKER, J.M. 1986. The groundwater nitrate problem. *British Geological Survey Hydrogeology Research Report*. 86(1): 95p.
- FOSTER, S.S.D.; VENTURA, M.; HIRATA, R.C.A. 1987. *Contaminación de las Aguas Subterráneas*. Un enfoque ejecutivo de a situación en América Latina y el Caribe en relación con el suministro de agua potable. CEPIS, OPS/OMS, Lima, Perú. 42 p.
- FOSTER, S.S.D. & HIRATA, R.C.A. 1988. *Groundwater pollution risk evaluation: the methodology using available data*. CEPIS/PAHO/WHO. Lima, Peru. 78 p.
- FOSTER, S.S.D.; ADAMS, B.; MORALES, M.; TENJO, S. 1991. *Groundwater protection policy*. a guide to requeriments. CEPIS/OPS/OMS. Lima, Peru .88 p.
- FRAZER, P.; CHILVERS, C.; BERAL, V.; HILL, M.J. 1980. Nitrate and human cancer. A review of evidence. *International Journal of Epidemiology*. 9(1):3-11.
- FREEZE, R.A. & CHERRY, J.A. 1979. *Groundwater*. Prentice-Hall. New Jersey, USA. 604 p.
- FUNDAÇÃO SISTEMA ESTADUAL DE ANÁLISE DE DADOS (SEADE) 1995. Anuário estatístico do Estado de São Paulo -1994.
- GERBA, C.P. 1975. Fate of waste water bacteria and viruses in soil. *Journal of the*

Irrigation and Drainage Division. 101(3): 157-173.

- GERBA, C.P. & BITTON, G. 1984. Microbial pollutants: their survival and transport pattern to Groundwater. *Groundwater pollution microbiology*. Bitton, G. & Gerba, C.P (org). John Wiley & Sons. p. 65-88.
- GERBA, C.P. & GOYAL, S.M. 1985. Pathogen Removal from wastewater during Groundwater Recharge. *Artificial Recharge of Groundwater*. Takashi Asano (org). Butterworth Publishers. p. 283-317.
- GERBA, C.P. 1985. Microbial Contamination of the Subsurface. *Groundwater Water Quality*. Ward, C.H., Giger, W.; McCarty, P.L. (org). John Wiley & Sons. p.53-67.
- GROUNDWATER – HIDROGEOLOGIA E ENGENHARIA S/C LTDA. 1996. Dados de Teste de bombeamento do poço do Jardim São Domingos.
- GUTJAHR, M.R. 1993. *Critérios relacionados a compartimentação climática de bacias hidrográficas: a bacia do rio Ribeira de Iguape - SP*. Dissertação de Mestrado. Departamento de Geografia, Faculdade de Filosofia, Letras e Ciências Humanas. Universidade de São Paulo.
- HERSHAFT, A. 1976. The plight and promise of on-site wastewater treatment. *Compost Science*. 17(5):6-13.
- HIRATA, R.C.A. 1994. *Fundamentos e estratégias de proteção e controle da qualidade das águas subterrâneas*. Estudo de casos no Estado de São Paulo. Tese de Doutorado. Instituto de Geociências. Universidade de São Paulo. 210 p.
- INSTITUTO GEOLÓGICO (IG). 1993. *Subsídios do meio físico-geológico para o planejamento urbano-territorial no eixo Sorocaba-Campinas*. Município de Campinas. IG/SMA. 3 v.
- INSTITUTO GEOLÓGICO (IG). 1995. Subsídios para o planejamento regional e urbano do meio físico na porção média da Bacia do Rio Piracicaba, SP. IG/SMA. São Paulo. 4 v.
- IRITANI, M.A. 1998. Modelação matemática tridimensional para a proteção das captações de água subterrânea. Tese de Doutorado. Instituto de Geociências. Universidade de São Paulo. 200 p.
- KALBERMATTEN, J.K.; JULIUS, D.S.; GUNNERSON, C.G. 1980. Appropriate

- technology for water supply and sanitation: technical and economic options. *Report of Transportation, Water, and Telecommunication Department*, The World Bank, Washington.
- KESWICK, G.H. & GERBA, C.P. 1980. Viruses in groundwater. *Environmental Science and Technology*. 14(11):1290-1297.
- KIBBEY, H.J.; HAGERDORN, C.; McCOY, E.L. 1978. Use of fecal streptococci as indicators of pollution in soil. *Applied and Environmental Microbiology*. 35(4): 711-717.
- LEWIS, W.J.; FOSTER, S.S.D.; DRASAR, B.S. 1988. *Análisis de Contaminación de las Aguas Subterráneas por Sistemas de Saneamiento Básico*. CEPIS, OPS/OMS, Lima, Perú. 82 p.
- LOPES, M.F.C. 1994. *Condições de ocorrência de água subterrânea nas bacias dos rios Piracicaba e Capivari*. Dissertação de Mestrado. Faculdade de Engenharia Civil, Universidade Estadual de Campinas. 83 p.
- McNABB, J.F.; DUNLAP, W.J.; KEELYE, J.W. 1977. Nutrient, bacterial and virus control as related to groundwater contamination. United States Environmental Protection Agency. Report nº 600/8-77-010.
- McNABB, J.F. & MALLARD, G.E. 1984. Microbiological sampling in the assessment of groundwater pollution. *Groundwater Water Quality*. Ward, C.H.; Giger, W.; McCarty, P.L. (org). John Wiley & Sons. p. 235 - 260.
- MONTEIRO, C.A. de F. 1973. *A dinâmica climática e as chuvas do estado de São Paulo*. Estudo em forma de Atlas. São Paulo. IGEOG-USP.
- NEUMAN, S.P. 1975. Analysis of pumping test data from anisotropic unconfined aquifers considering delayed gravity response. *Water Resources Research*. 11: 329-342.
- OLIVEIRA, A.M.S. & CORREIA Fº, D. 1990. *Ensaio de permeabilidade em solos*. Orientações para sua execução no campo. IPT. São Paulo. 32 p.
- PEDRO Jr., M.J.; MELLO, M.H.A.; ORTOLANI, A.A.; ALFONSI, R.R.; SENTELHAS, P.C. 1991. Estimativas das temperaturas médias mensais das máximas e das mínimas para o Estado de São Paulo. Instituto Agrônomo de Campinas. *Boletim Técnico*. nº 142. 11 p.

- ROSSIN, A.C. & SANTOS, J. de A. de. 1987. Saneamento de Baixo Custo, uma Tecnologia Alternativa. *Ambiente*, vol. 1(2). CETESB, p. 102-108.
- SECRETARIA DE OBRAS E SERVIÇOS PÚBLICOS (SOSP/PMC). 1991. *Problematização da Estrutura Urbana*. SOSP/PMC.
- STARR, R. 1988. An overview of nitrate contamination and denitrification in groundwater. *An investigation into the role of organic carbon in denitrification in shallow sandy aquifers*. PhD Thesis. Waterloo University.
- THORNTHWAITE, C.W. & MATHER, J.R. 1955. The water balance. *Publications in climatology*. Centerton. New York. 104 p.
- UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA). 1987. Guidelines for delineation of wellhead protection areas. USEPA, Office of water, Washington, USA, EPA-440/5-93-001. 204 p.
- WALKER, W.G.; BOUMA, J.; KEENEY, D.R.; OLCOTT, P.G. 1973. Nitrogen transformation during subsurface disposal of septic tank effluent in land: groundwater quality. *Journal of Environmental Quality*. 2: 521-525.
- YOSHINAGA-PEREIRA, S. 1996. *Proposta de representação cartográfica na avaliação hidrogeológica para o estudo de planejamento e meio ambiente, exemplo da Região Metropolitana de Campinas - SP*. Tese de Doutorado. Instituto de Geociências. Universidade de São Paulo. 190 p.

LEGISLAÇÃO E NORMAS

- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). 1993. Projeto, construção e operação de tanques sépticos. NBR 7229/93.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). 1997. Tanques sépticos - Unidades de tratamento complementar e disposição final dos efluentes líquidos - Projeto, construção e operação. NBR 13696/97.
- COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL (CETESB). 1988. Construção de poços de monitoramento de aquífero freático. Procedimento 06.010. CETESB. São Paulo. Abril/1988. 37p.
- ESTADO DE SÃO PAULO. 1988. Lei estadual nº 6.134, de 02/06/88. Dispõe sobre a preservação dos depósitos naturais de águas subterrâneas do Estado de São

Paulo.

ESTADO DE SÃO PAULO. 1991. Decreto 32.955, de 07/02/91. Regulamenta a Lei nº 6.134.

MINISTÉRIO DA SAÚDE (MS). 1990. Portaria 36, de 19/01/90. Normas e padrão de potabilidade de água destinada ao consumo humano.

Anexo 1

Perfis geológico-construtivos dos poços de monitoramento

Anexo 2

Ajuste de curvas das sondagens elétricas pelo programa Resist

SCHLUMBERGER MODELO DE SONDAGEM JD SÃO DOMINGOS SE-1

Espaçamento	Resistividade Modelo	Dado	% Erro
1.0	1017.7		
1.5	1049.5		
2.2	1123.4	1124.9	- 0.1
3.2	1259.9	1300.9	- 3.2
4.6	1448.8	1470.8	- 1.5
6.8	1645.7	1607.9	2.4
10.0	1800.9	1800.0	0.0
14.7	1865.9	1858.9	0.4
21.5	1782.9	1792.6	- 0.5
31.6	1512.5	1565.0	- 3.4
46.4	1133.5	1203.7	- 5.8
68.1	867.5	826.6	5.0
100.0	873.5	869.4	0.5

2.6

Camada nº	Espessura (m)	Resistividade (ohm.m)
1	1.7	1000
2	16.0	2200
3	45.0	450
4		5000

SCHLUMBERGER MODELO DE SONDAGEM JD SÃO DOMINGOS SE-2

Espaçamento	Resistividade		% Erro
	Modelo	Dado	
1.0	532.0		
1.5	632.6		
2.2	810.7	827.6	- 2.0
3.2	1061.1	1033.9	2.6
4.6	1356.5	1298.4	4.5
6.8	1650.7	1613.4	2.3
10.0	1857.7	1900.0	- 2.2
14.7	1847.0	1971.5	- 6.3
21.5	1519.6	1542.4	- 1.5
31.6	966.9	958.6	0.9
46.4	494.5	502.8	- 1.7
68.1	322.2	306.8	5.0
100.0	375.4	374.1	0.4

2.9

Camada n°	Espessura (m)	Resistividade (ohm.m)
1	1.0	460
2	7.0	3300
3	5.0	800
4	30.0	130
5		3000

SCHLUMBERGER MODELO DE SONDAGEM JD SÃO DOMINGOS SE-3

Espaçamento	Resistividade Modelo	Resistividade Dado	% Erro
1.0	365.6		
1.5	322.5		
2.2	260.8	263.4	-1.0
3.2	207.0	200.1	3.5
4.6	184.7	180.1	2.6
6.8	184.7	184.5	0.1
10.0	184.5	175.0	5.4
14.7	172.7	166.1	4.0
21.5	148.9	152.6	-2.4
31.6	120.2	115.6	3.9
46.4	101.7	99.1	2.6
68.1	111.2	117.1	-5.1
100.0	152.3	158.7	-4.0

3.2

Camada nº	Espessura (m)	Resistividade (ohm.m)
1	1.0	400
2	1.3	120
3	5.0	225
4	12.0	140
5	13.0	25
6		5000

ρ_a
(ohm.m) ↑

SCHLUMBERGER MODELO DE SONDAGEM JD SÃO DOMINGOS SE-4

Espaçamento	Resistividade Modelo	Resistividade Dado	% Erro
1.0	1061.8		
1.5	1156.7		
2.2	1338.9	1262.9	6.0
3.2	1606.4	1610.5	- 0.3
4.6	1911.1	1990.8	- 4.0
6.8	2191.9	2215.3	- 1.1
10.0	2385.0	2400.0	- 0.6
14.7	2410.0	2432.2	- 0.9
21.5	2195.5	2186.5	0.4
31.6	1790.5	1773.1	1.0
46.4	1490.8	1476.3	1.0
68.1	1610.0	1648.2	- 2.3
100.0	2147.2	2099.8	2.3

2.3

Camada nº	Espessura (m)	Resistividade (ohm.m)
1	1.2	1000
2	12.5	3000
3	16.0	450
4		15000

SCHLUMBERGER MODELO DE SONDAGEM JD SÃO DOMINGOS SE-5

Espaçamento	Resistividade		% Erro
	Modelo	Dado	
1.0	3815.1		
1.5	3841.4		
2.2	3897.1	3814.5	2.2
3.2	3966.8	3913.4	1.4
4.6	3828.8	4088.4	-3.9
6.8	3571.8	3751.4	-4.8
10.0	2887.8	2800.0	3.1
14.7	2254.6	2161.9	4.3
21.5	2001.7	2068.6	-3.2
31.6	1945.6	2039.1	-4.6
46.4	1726.3	1396.9	23.6
68.1	1343.1	1150.1	16.8
100.0	1112.5	1455.3	-23.6

10.7

Camada nº	Espessura (m)	Resistividade (ohm.m)
1	2.0	3800
2	2.0	6000
3	8.0	1200
4	5.0	10000
5	10.0	100
6		10000

SCHLUMBERGER MODELO DE SONDAGEM JD SÃO DOMINGOS SE-6

Espaçamento	Resistividade Modelo	Dado	% Erro
1.0	3295.0		
1.5	3284.9		
2.2	3256.5	3194.9	1.9
3.2	3185.4	3189.5	-0.1
4.6	3038.5	3036.9	0.1
6.8	2805.1	2853.4	-1.7
10.0	2512.1	2500.0	0.5
14.7	2155.8	2175.0	-0.9
21.5	1678.9	1687.0	-0.5
31.6	1126.9	1116.2	1.0
46.4	729.1	722.7	0.9
68.1	643.5	642.4	0.2
100.0	812.2	859.9	-5.5

1.8

Camada nº	Espessura (m)	Resistividade (ohm.m)
1	3.0	3300
2	11.0	2350
3	41.0	360
4		15000

SCHLUMBERGER MODELO DE SONDAGEM JD SÃO DOMINGOS SE-7

Espaçamento	Resistividade Modelo	Dado	% Erro
1.0	502.9		
1.5	556.2		
2.2	665.7	663.8	0.3
3.2	842.9	829.0	1.7
4.6	1072.2	1052.0	1.9
6.8	1326.1	1326.4	-0.0
10.0	1571.9	1600.0	-1.8
14.7	1762.3	1834.9	-4.0
21.5	1831.3	1778.6	3.0
31.6	1718.3	1443.8	19.0
46.4	1465.7	1040.6	40.0
68.1	1301.3	1123.3	15.8
100.0	1449.9	1602.0	-9.5

13.6

Camada nº	Espessura (m)	Resistividade (ohm.m)
1	1.3	470
2	17.8	2400
3	15.0	300
4		7000

SCHLUMBERGER MODELO DE SONDAGEM JD SÃO DOMINGOS SE-8

Espaçamento	Resistividade		% Erro
	Modelo	Dado	
1.0	1531.5		
1.5	1710.8		
2.2	2014.8	2077.8	- 3.0
3.2	2408.4	2337.0	3.1
4.6	2818.0	2837.6	- 0.7
6.8	3178.7	3270.7	- 2.8
10.0	3436.8	3500.0	- 1.8
14.7	3534.4	3534.7	- 0.0
21.5	3388.7	3195.7	6.0
31.6	2904.1	2795.4	3.9
46.4	2078.2	2056.9	1.0
68.1	1142.8	1084.7	5.4
100.0	483.2	526.7	- 8.3

3.7

Camada n°	Espessura (m)	Resistividade (ohm.m)
1	1.0	1400
2	15.0	4000
3	15.0	2200
4		170

SCHLUMBERGER MODELO DE SONDAGEM JD SÃO DOMINGOS SE-9

Espaçamento	Resistividade Modelo	Dado	% Erro
1.0	757.5		
1.5	753.3		
2.2	744.6	736.6	1.1
3.2	731.6	686.0	6.6
4.6	719.8	675.6	6.5
6.8	715.9	708.0	1.1
10.0	716.2	710.0	0.9
14.7	696.5	699.5	-0.4
21.5	622.5	628.5	-1.0
31.6	494.5	478.2	3.4
46.4	390.5	378.1	3.3
68.1	403.4	401.7	0.4
100.0	536.6	556.6	-3.6

3.1

Camada nº	Espessura (m)	Resistividade (ohm.m)
1	1.5	760
2	3.5	680
3	10.5	850
4	15.0	100
5		5000

Anexo 3

Resultados das análises dos parâmetros físico-químicos
e bacteriológicos dos poços de monitoramento

Resultados das análises dos parâmetros físico-químicos e bacteriológicos do poço 1

PARÂMETRO	UNIDADE	LIMITE PORTARIA 36	RESULTADOS DAS ANÁLISES						
			1996	1997					
			DEZ	JAN	FEV	MAR	ABR	MAI	JUL
Alc. Bicarbonato	mg/l		-	-	-	-	28	-	200
Alumínio	mg/l	0,2	-	-	-	-	0,04	-	2,29
Cloreto	mg/l	250	-	-	-	9	25	13	<0,1
Dureza total	mg/l	500	-	-	-	-	20	-	20
Ferro total	mg/l	0,3	-	-	-	-	3,4	-	11,2
Ferro solúvel	mg/l		-	-	-	-	0	-	2,43
Fluoreto	mg/l		-	-	-	-	0	-	<0,1
Fosfato total	mg/l		-	-	-	-	0,11	-	5,1
Fosfato (orto)	mg/l		-	-	-	-	0,03	-	4,48
Manganês total	mg/l	0,1	-	-	-	-	1,1	-	1,11
N-amoniaco	mg/l		-	-	-	0,05	0,03	0,02	<0,1
N-Kjeldahl	mg/l		-	-	-	1,81	0,41	0,68	-
N-nitrato	mg/l	10	-	-	-	0,98	0,33	0,3	1,29
N-nitrito	mg/l		-	-	-	0,01	0	0,01	<0,01
N-total	mg/l		-	-	-	2,8	0,74	0,99	-
Resíduos totais	mg/l		-	-	-	-	642	-	7.352
Resíduos dissolvidos	mg/l	1.000	-	-	-	-	53	-	5.568
Resíduos suspensos	mg/l		-	-	-	-	589	-	1.784
Sulfato	mg/l	400	-	-	-	-	32	-	192
pH			-	-	-	6,1	5,8	5,7	5,6
C.E.	µS/cm		-	-	-	89	58	65	35
Temperatura	°C		-	-	-	22,5	23,1	22,9	21,7
Cálcio	mg/l		-	-	-	-	3,96	-	0,53
Cobre	mg/l		-	-	-	-	<0,05	-	<0,05
Cromo	mg/l	0,05	-	-	-	-	<0,05	-	<0,05
Magnésio	mg/l		-	-	-	-	0,68	-	1,1
Potássio	mg/l		-	-	-	-	2,34	-	0,95
Sódio	mg/l		-	-	-	-	5,25	-	2,83
Zinco	mg/l	5	-	-	-	-	<0,05	-	0,16
Silica	mg/l		-	-	-	-	9,9	-	3,5
Bac. heterotróficas	UFC/ml	500	-	>6.500	-	>6.500	>6.500	>6.500	>10.000
Coliformes totais	NMP/100ml	ausente	-	>200	-	>16	>16	>200	100
Coliformes fecais	NMP/100ml	ausente	-	0	-	>16	2,2	0	0
Estreptococos fecais	NMP/100ml	ausente	-	0	-	0	0	0	0

1,1 valor acima do limite de potabilidade permitido pela Portaria 36 (MS 19/01/90)

- parâmetro não analisado

Resultados das análises dos parâmetros físico-químicos e bacteriológicos do poço 2

PARÂMETRO	UNIDADE	LIMITE PORTARIA 36	RESULTADOS DAS ANÁLISES						
			1996	1997					
			DEZ	JAN	FEV	MAR	ABR	MAI	JUL
Alc. Bicarbonato	mg/l		16	-	6	-	6	-	8
Alumínio	mg/l	0,2	0,02	-	0,01	-	0,01	-	<0,05
Cloreto	mg/l	250	11	9	10	5	6	19	1,65
Dureza total	mg/l	500	4	-	4	-	3	-	3
Ferro total	mg/l	0,3	0,36	-	0,14	-	0,14	-	0,24
Ferro solúvel	mg/l		0	-	-	-	0,02	-	<0,01
Fluoreto	mg/l		0,03	-	0	-	0	-	<0,1
Fosfato total	mg/l		0,05	-	0,1	-	0,02	-	0,6
Fosfato (orto)	mg/l		0	-	0	-	0	-	0,25
Manganês total	mg/l	0,1	0,02	-	0,01	-	0,01	-	<0,05
N-amoniaco	mg/l		0,04	0	0	0,01	0,01	0,04	< 0,1
N-Kjeldahl	mg/l		1,48	0,96	0,99	1,26	0,22	0,23	-
N-nitrato	mg/l	10	0,56	0,52	0,36	0,05	0,16	0,24	<0,05
N-nitrito	mg/l		0	0	0	0	0	0	< 0,01
N-total	mg/l		2,04	1,48	1,35	1,31	0,38	0,47	-
Resíduos totais	mg/l		28	-	42	-	30	-	152
Resíduos dissolvidos	mg/l	1.000	13	-	29	-	10	-	14
Resíduos suspensos	mg/l		15	-	13	-	20	-	138
Sulfato	mg/l	400	20	-	17	-	18	-	5,8
pH			5,6	5,2	5,7	5,4	5,2	5,1	4,7
C.E.	µS/cm		-	8	9,6	7	7	15	10
Temperatura	°C		-	24,7	-	22,7	23,2	22,8	22,3
Cálcio	mg/l		0,49	-	3,01	-	0,19	-	<0,05
Cobre	mg/l		<0,05	-	<0,05	-	<0,05	-	<0,05
Cromo	mg/l	0,05	<0,03	-	<0,03	-	<0,05	-	<0,05
Magnésio	mg/l		0,08	-	0,07	-	0,09	-	0,06
Potássio	mg/l		0,18	-	0,06	-	0,57	-	0,22
Sódio	mg/l		0,79	-	0,57	-	0,35	-	1,06
Zinco	mg/l	5	< 0,05	-	0,08	-	<0,05	-	0,08
Silica	mg/l		5,6	-	10,6	-	6,4	-	2,4
Bac. heterotróficas	UFC/ml	500	100	>6.500	1.300	>6.500	>6.500	>6.500	>10.000
Coliformes totais	NMP/100ml	ausente	0	0	0	>16	>16	>200	200
Coliformes fecais	NMP/100ml	ausente	0	0	0	16	0	pres	0
Estreptococos fecais	NMP/100ml	ausente	0	0	0	0	0	0	0

1,1 valor acima do limite de potabilidade permitido pela Portaria 36 (MS 19/01/90)

- parâmetro não analisado

Resultados das análises dos parâmetros físico-químicos e bacteriológicos do poço 3

PARÂMETRO	UNIDADE	LIMITE PORTARIA 36	RESULTADOS DAS ANÁLISES						
			1996	1997					
			DEZ	JAN	FEV	MAR	ABR	MAI	JUL
Alc. Bicarbonato	mg/l		22	-	14	-	8	-	10
Alumínio	mg/l	0,2	0,08	-	0,02	-	0,01	-	<0,05
Cloreto	mg/l	250	12	8	16	4	11	13	0,52
Dureza total	mg/l	500	8	-	13	-	4	-	6
Ferro total	mg/l	0,3	1,76	-	1,1	-	0,14	-	0,56
Ferro solúvel	mg/l		0	-	0,02	-	0	-	<0,01
Fluoreto	mg/l		0,06	-	0	-	0	-	<0,1
Fosfato total	mg/l		0,05	-	0	-	0,03	-	0,5
Fosfato (orto)	mg/l		0,01	-	0	-	0,01	-	0,34
Manganês total	mg/l	0,1	0,08	-	0,07	-	0,04	-	<0,05
N-amoniaco	mg/l		0,04	0	0,01	0,01	0,11	0,05	<0,1
N-Kjeldahl	mg/l		1,01	0,43	0,75	1,18	0,16	0,36	-
N-nitrato	mg/l	10	0,3	0,51	0,28	0,02	0,05	0,29	<0,05
N-nitrito	mg/l		0	0	0	0	0	0	<0,01
N-total	mg/l		1,31	0,94	1,03	1,2	0,21	0,65	-
Resíduos totais	mg/l		41	-	72	-	33	-	174
Resíduos dissolvidos	mg/l	1.000	25	-	53	-	17	-	64
Resíduos suspensos	mg/l		16	-	19	-	16	-	110
Sulfato	mg/l	400	20	-	20	-	20	-	15,4
pH			5,9	5,6	5,9	5,7	5,3	4,7	5,3
C.E.	µS/cm		-	16	15,6	19	14	7	14
Temperatura	°C		-	24,7	-	22,3	23,4	22,8	21,4
Cálcio	mg/l		1,01	-	4,27	-	0,74	-	<0,05
Cobre	mg/l		<0,05	-	<0,05	-	<0,05	-	<0,05
Cromo	mg/l	0,05	<0,03	-	<0,03	-	<0,05	-	<0,05
Magnésio	mg/l		0,92	-	0,55	-	0,45	-	0,47
Potássio	mg/l		1,1	-	0,06	-	0,58	-	1,42
Sódio	mg/l		1,3	-	0,94	-	0,49	-	1,1
Zinco	mg/l	5	<0,05	-	<0,05	-	<0,05	-	0,12
Silica	mg/l		7,9	-	13	-	8,1	-	3,2
Bac. heterotróficas	UFC/ml	500	>6.500	>6.500	100	>6500	>6.500	>6.500	>10.000
Coliformes totais	NMP/100ml	ausente	5,1	>200	2,2	>16	5,1	>200	600
Coliformes fecais	NMP/100ml	ausente	0	pres	0	>16	0	0	0
Estreptococos fecais	NMP/100ml	ausente	0	0	0	0	0	0	0

1,1 valor acima do limite de potabilidade permitido pela Portaria 36 (MS 19/01/90)

- parâmetro não analisado

Resultados das análises dos parâmetros físico-químicos e bacteriológicos do poço 4

PARÂMETRO	UNIDADE	LIMITE PORTARIA 36	RESULTADOS DAS ANÁLISES						
			1996	1997					
			DEZ	JAN	FEV	MAR	ABR	MAI	JUL
Alc. Bicarbonato	mg/l		20	-	10	-	6	-	6
Alumínio	mg/l	0,2	0,03	-	0	-	0,01	-	<0,05
Cloreto	mg/l	250	15	8	28	5	8	18	9,6
Dureza total	mg/l	500	3	-	7	-	4	-	4
Ferro total	mg/l	0,3	0,36	-	0,02	-	0,08	-	0,44
Ferro solúvel	mg/l		0	-	0	-	0	-	<0,01
Fluoreto	mg/l		0,03	-	0	-	0	-	<0,1
Fosfato total	mg/l		0,05	-	0,02	-	0,02	-	1,3
Fosfato (orto)	mg/l		0	-	0	-	0,01	-	0,24
Manganês total	mg/l	0,1	0,03	-	0	-	0,01	-	<0,05
N-amoniaco	mg/l		0,04	0	0	0	0,03	0,02	<0,1
N-Kjeldahl	mg/l		0,72	0,35	0,32	1,02	0,18	0,08	-
N-nitrato	mg/l	10	0,32	0,28	0,32	0,14	0,1	0,53	0,19
N-nitrito	mg/l		0	0	0	0	0	0	<0,01
N-total	mg/l		1,04	0,63	0,64	1,16	0,28	0,61	-
Resíduos totais	mg/l		12	-	31	-	39	-	150
Resíduos dissolvidos	mg/l	1.000	8	-	24	-	8	-	58
Resíduos suspensos	mg/l		4	-	16	-	31	-	92
Sulfato	mg/l	400	15	-	16	-	19	-	11,5
pH			5,3	5,1	5,7	5,1	5,2	4,5	4,7
C.E.	µS/cm		-	8	13,5	9	9	21	10
Temperatura	°C		-	24,7	-	23,1	23,3	23	22,1
Cálcio	mg/l		0,24	-	1,97	-	0,21	-	<0,05
Cobre	mg/l		<0,05	-	<0,05	-	<0,05	-	<0,05
Cromo	mg/l	0,05	<0,03	-	<0,03	-	<0,05	-	<0,05
Magnésio	mg/l		0,1	-	0,1	-	0,08	-	0,09
Potássio	mg/l		0,25	-	0,12	-	0,07	-	0,36
Sódio	mg/l		1	-	0,93	-	0,72	-	1,21
Zinco	mg/l	5	<0,05	-	<0,05	-	<0,05	-	<0,05
Sílica	mg/l		3,6	-	10,2	-	6,4	-	2,2
Bac. heterotróficas	UFC/ml	500	>6.500	100	10	>6500	>6.500	>6.500	>10.000
Coliformes totais	NMP/100ml	ausente	0	0	0	0	0	0	0
Coliformes fecais	NMP/100ml	ausente	0	0	0	0	0	0	0
Estreptococos fecais	NMP/100ml	ausente	0	0	0	0	0	0	0

1,1 valor acima do limite de potabilidade permitido pela Portaria 36 (MS 19/01/90)

- parâmetro não analisado

Resultados das análises dos parâmetros físico-químicos e bacteriológicos do poço 5

PARÂMETRO	UNIDADE	LIMITE PORTARIA 36	RESULTADOS DAS ANÁLISES						
			1996	1997					
			DEZ	JAN	FEV	MAR	ABR	MAI	JUL
Alc. Bicarbonato	mg/l		34	-	34	-	24	-	29
Alumínio	mg/l	0,2	0,02	-	0,03	-	0,06	-	<0,05
Cloreto	mg/l	250	12	10	12	8	12	23	3,6
Dureza total	mg/l	500	26	-	19	-	13	-	15
Ferro total	mg/l	0,3	9,2	-	1,18	-	1,5	-	0,75
Ferro solúvel	mg/l		0	-	0	-	0,02	-	<0,01
Fluoreto	mg/l		0,06	-	0	-	0	-	<0,1
Fosfato total	mg/l		0,04	-	0	-	0,15	-	2,1
Fosfato (orto)	mg/l		0,02	-	0	-	0,02	-	0,19
Manganês total	mg/l	0,1	0,03	-	0,16	-	0,25	-	0,1
N-amoniaco	mg/l		0,09	0	0,04	0,02	0,09	0,08	<0,1
N-Kjeldahl	mg/l		0,51	0,34	0,8	1,52	0,71	0,29	-
N-nitrato	mg/l	10	0,17	0,51	0,2	0,06	0,6	0,09	0,05
N-nitrito	mg/l		0	0,01	0	0	0	0	<0,01
N-total	mg/l		0,68	0,86	1	1,58	1,31	0,38	-
Resíduos totais	mg/l		742	-	150	-	142	-	156
Resíduos dissolvidos	mg/l	1.000	389	-	126	-	72	-	18
Resíduos suspensos	mg/l		353	-	24	-	70	-	138
Sulfato	mg/l	400	38	-	21	-	33	-	7,7
pH			6,1	5,7	6,2	5,6	5,7	5,1	5,5
C.E.	µS/cm		-	49	58	52	50	45	61
Temperatura	°C		-	24,7	-	22,9	23,4	22,9	21,9
Cálcio	mg/l		5,52	-	2,73	-	2,19	-	<0,05
Cobre	mg/l		<0,05	-	<0,05	-	<0,05	-	<0,05
Cromo	mg/l	0,05	<0,03	-	<0,03	-	<0,05	-	<0,05
Magnésio	mg/l		2,86	-	1,46	-	1,19	-	1,26
Potássio	mg/l		1,11	-	1,32	-	1,08	-	1,4
Sódio	mg/l		5,08	-	8,7	-	5,17	-	7,38
Zinco	mg/l	5	<0,05	-	<0,05	-	0,07	-	0,08
Silica	mg/l		12,1	-	20,6	-	18,5	-	6,5
Bac. heterotróficas	UFC/ml	500	>6.500	>6.500	>6.500	>6.500	>6.500	>6.500	>10.000
Coliformes totais	NMP/100ml	ausente	2,2	200	>16	>16	>16	>200	0
Coliformes fecais	NMP/100ml	ausente	0	pres	>16	2,2	16	0	0
Estreptococos fecais	NMP/100ml	ausente	0	0	0	0	0	0	0

1,1 valor acima do limite de potabilidade permitido pela Portaria 36 (MS 19/01/90)

- parâmetro não analisado

Resultados das análises dos parâmetros físico-químicos e bacteriológicos do poço 6

PARÂMETRO	UNIDADE	LIMITE PORTARIA 36	RESULTADOS DAS ANÁLISES						
			1996	1997					
			DEZ	JAN	FEV	MAR	ABR	MAI	JUL
Alc. Bicarbonato	mg/l		14	-	10	-	6	-	8
Alumínio	mg/l	0,2	0,03	-	0,01	-	0,01	-	<0,05
Cloreto	mg/l	250	8	8	10	5	9	15	<0,1
Dureza total	mg/l	500	12	-	6	-	3	-	3
Ferro total	mg/l	0,3	0,24	-	0,38	-	0,22	-	0,09
Ferro solúvel	mg/l		0	-	0	-	0	-	<0,01
Fluoreto	mg/l		0,02	-	0	-	0	-	<0,1
Fosfato total	mg/l		0,02	-	0	-	0,1	-	0,6
Fosfato (orto)	mg/l		0,01	-	0	-	0,01	-	< 0,1
Manganês total	mg/l	0,1	0,02	-	0,04	-	0,02	-	<0,05
N-amoniaco	mg/l		0,01	0	0,01	0,02	0	0,04	< 0,1
N-Kjeldahl	mg/l		0,62	0,41	0,67	0,07	0,9	0,58	-
N-nitrato	mg/l	10	0,86	1,48	0,7	1,09	0,8	1,37	0,68
N-nitrito	mg/l		0	0	0	0	0	0	<0,01
N-total	mg/l		1,48	1,89	1,37	1,16	1,7	1,95	-
Resíduos totais	mg/l		12	-	64	-	16	-	68
Resíduos dissolvidos	mg/l	1.000	11	-	43	-	8	-	12
Resíduos suspensos	mg/l		1	-	21	-	8	-	56
Sulfato	mg/l	400	17	-	18	-	19	-	5,8
pH			5,9	5,5	5,9	5,7	5,3	4,8	5,1
C.E.	μS/cm		-	16	58	19	18	16	15
Temperatura	°C		-	24,7	-	23	23,2	23	21,5
Cálcio	mg/l		1,43	-	1,26	-	0,65	-	0,18
Cobre	mg/l		<0,05	-	<0,05	-	<0,05	-	<0,05
Cromo	mg/l	0,05	<0,03	-	<0,03	-	<0,05	-	<0,05
Magnésio	mg/l		0,24	-	0,1	-	0,07	-	0,07
Potássio	mg/l		0,25	-	0,15	-	0,15	-	0,37
Sódio	mg/l		1,9	-	1,97	-	1,59	-	2,18
Zinco	mg/l	5	<0,05	-	<0,05	-	<0,05	-	<0,05
Silica	mg/l		3,7	-	8,4	-	5,7	-	2,2
Bac. heterotróficas	UFC/ml	500	1.000	>6.500	100	>6.500	>6.500	>6.500	>10.000
Coliformes totais	NMP/100ml	ausente	0	>200	2,2	2,2	5,1	0	0
Coliformes fecais	NMP/100ml	ausente	0	0	0	0	0	0	0
Estreptococos fecais	NMP/100ml	ausente	0	0	0	0	0	0	0

1,1 valor acima do limite de potabilidade permitido pela Portaria 36 (MS 19/01/90)

- parâmetro não analisado

Resultados das análises dos parâmetros físico-químicos e bacteriológicos do poço 7

PARÂMETRO	UNIDADE	LIMITE PORTARIA 36	RESULTADOS DAS ANÁLISES						
			1996	1997					
			DEZ	JAN	FEV	MAR	ABR	MAI	JUL
Alc. Bicarbonato	mg/l		12	-	8	-	6	-	7
Alumínio	mg/l	0,2	0,02	-	0,01	-	0,01	-	<0,05
Cloreto	mg/l	250	13	9	11	5	8	14	<0,1
Dureza total	mg/l	500	5	-	8	-	2	-	3
Ferro total	mg/l	0,3	0,04	-	0,04	-	0,12	-	0,08
Ferro solúvel	mg/l		0	-	0	-	0	-	< 0,01
Fluoreto	mg/l		0,02	-	0	-	0	-	< 0,1
Fosfato total	mg/l		0,03	-	0,02	-	0,1	-	0,6
Fosfato (orto)	mg/l		0,02	-	0	-	0	-	<0,1
Manganês total	mg/l	0,1	0,02	-	0	-	0,02	-	<0,05
N-amoniaco	mg/l		0,02	0	0	0,02	0	0,06	<0,1
N-Kjeldahl	mg/l		0,58	0,24	0,57	2,58	0,28	0,09	-
N-nitrato	mg/l	10	0,25	0,26	0,22	0,21	0,19	0,47	0,17
N-nitrito	mg/l		0	0	0	0	0	0	<0,01
N-total	mg/l		0,83	0,5	0,79	2,79	0,47	0,56	-
Resíduos totais	mg/l		19	-	52	-	22	-	34
Resíduos dissolvidos	mg/l	1.000	14	-	43	-	13	-	8
Resíduos suspensos	mg/l		5	-	9	-	9	-	26
Sulfato	mg/l	400	15	-	17	-	19	-	5,8
pH			5,5	5,2	5,6	5,4	5,2	4,7	4,7
C.E.	µS/cm		-	10	13,7	30	11	11	10
Temperatura	°C		-	24,7	-	22,9	22,9	22,7	21,7
Cálcio	mg/l		0,34	-	0,35	-	0,59	-	0,19
Cobre	mg/l		<0,05	-	<0,05	-	<0,05	-	<0,05
Cromo	mg/l	0,05	<0,03	-	<0,03	-	<0,05	-	<0,05
Magnésio	mg/l		0,21	-	0,18	-	0,15	-	0,15
Potássio	mg/l		0,32	-	0,18	-	0,43	-	0,42
Sódio	mg/l		1,29	-	1,18	-	1,11	-	1,81
Zinco	mg/l	5	<0,05	-	<0,05	-	<0,05	-	<0,05
Silica	mg/l		5,6	-	9,9	-	9,1	-	3,9
Bac. heterotróficas	UFC/ml	500	10	900	10	>6.500	>6.500	>6.500	>10.000
Coliformes totais	NMP/100ml	ausente	0	0	0	16	2,2	1	0
Coliformes fecais	NMP/100ml	ausente	0	0	0	2,2	2,2	0	0
Estreptococos fecais	NMP/100ml	ausente	0	0	0	0	0	0	0

1,1 valor acima do limite de potabilidade permitido pela Portaria 36 (MS 19/01/90)

- parâmetro não analisado

Resultados das análises dos parâmetros físico-químicos e bacteriológicos do poço 8

PARÂMETRO	UNIDADE	LIMITE PORTARIA 36	RESULTADOS DAS ANÁLISES						
			1996	1997					
			DEZ	JAN	FEV	MAR	ABR	MAI	JUL
Alc. Bicarbonato	mg/l		-	-	-			-	-
Alumínio	mg/l	0,2	-	-	-			-	-
Cloreto	mg/l	250	-	-	-	10	-	-	-
Dureza total	mg/l	500	-	-	-	-	-	-	-
Ferro total	mg/l	0,3	-	-	-	-	-	-	-
Ferro solúvel	mg/l		-	-	-	-	-	-	-
Fluoreto	mg/l		-	-	-	-	-	-	-
Fosfato total	mg/l		-	-	-	-	-	-	-
Fosfato (orto)	mg/l		-	-	-	-	-	-	-
Manganês total	mg/l	0,1	-	-	-	-	-	-	-
N-amoniaco	mg/l		-	-	-	0,01	-	-	-
N-Kjeldahl	mg/l		-	-	-	1,75	-	-	-
N-nitrato	mg/l	10	-	-	-	4,27	-	-	-
N-nitrito	mg/l		-	-	-	0,02	-	-	-
N-total	mg/l		-	-	-	6,04	-	-	-
Resíduos totais	mg/l		-	-	-	-	-	-	-
Resíduos dissolvidos	mg/l	1.000	-	-	-	-	-	-	-
Resíduos suspensos	mg/l		-	-	-	-	-	-	-
Sulfato	mg/l	400	-	-	-	-	-	-	-
pH			-	-	-	6,2	-	-	-
C.E.	µS/cm		-	-	-	134	-	-	-
Temperatura	°C		-	-	-	22,4	-	-	-
Cálcio	mg/l		-	-	-	-	-	-	-
Cobre	mg/l		-	-	-	-	-	-	-
Cromo	mg/l	0,05	-	-	-	-	-	-	-
Magnésio	mg/l		-	-	-	-	-	-	-
Potássio	mg/l		-	-	-	-	-	-	-
Sódio	mg/l		-	-	-	-	-	-	-
Zinco	mg/l	5	-	-	-	-	-	-	-
Silica	mg/l		-	-	-	-	-	-	-
Bac. heterotróficas	UFC/ml	500	-	-	-	>6.500	>6.500	-	-
Coliformes totais	NMP/100ml	ausente	-	-	-	>16	>16	-	-
Coliformes fecais	NMP/100ml	ausente	-	-	-	0	0	-	-
Estreptococos fecais	NMP/100ml	ausente	-	-	-	0	0	-	-

1,1 valor acima do limite de potabilidade permitido pela Portaria 36 (MS 19/01/90)

- parâmetro não analisado

Resultados das análises dos parâmetros físico-químicos e bacteriológicos do poço 9

PARÂMETRO	UNIDADE	LIMITE PORTARIA 36	RESULTADOS DAS ANÁLISES						
			1996	1997					
			DEZ	JAN	FEV	MAR	ABR	MAI	JUL
Alc. Bicarbonato	mg/l		-	-	-	-	8	-	10
Alumínio	mg/l	0,2	-	-	-	-	0,01	-	<0,05
Cloreto	mg/l	250	-	-	-	6	10	22	<0,1
Dureza total	mg/l	500	-	-	-	-	4	-	9
Ferro total	mg/l	0,3	-	-	-	-	0,52	-	0,64
Ferro solúvel	mg/l		-	-	-	-	0,02	-	<0,01
Fluoreto	mg/l		-	-	-	-	0	-	<0,1
Fosfato total	mg/l		-	-	-	-	0,09	-	1,83
Fosfato (orto)	mg/l		-	-	-	-	0	-	1,03
Manganês total	mg/l	0,1	-	-	-	-	0,05	-	0,08
N-amoniaco	mg/l		-	-	-	0	0,01	0,07	<0,1
N-Kjeldahl	mg/l		-	-	-	0,66	0,3	0,12	-
N-nitrato	mg/l	10	-	-	-	0,35	0,26	0,35	0,16
N-nitrito	mg/l		-	-	-	0,01	0	0	<0,01
N-total	mg/l		-	-	-	1,02	0,56	0,47	-
Resíduos totais	mg/l		-	-	-	-	24	-	562
Resíduos dissolvidos	mg/l	1.000	-	-	-	-	7	-	492
Resíduos suspensos	mg/l		-	-	-	-	17	-	70
Sulfato	mg/l	400	-	-	-	-	13	-	38,4
pH			-	-	-	5,9	5,5	5,0	5,5
C.E.	μS/cm		-	-	-	29	13	20	16
Temperatura	°C		-	-	-	22,9	22,8	22,9	22,6
Cálcio	mg/l		-	-	-	-	0,43	-	0,25
Cobre	mg/l		-	-	-	-	<0,05	-	<0,05
Cromo	mg/l	0,05	-	-	-	-	<0,05	-	<0,05
Magnésio	mg/l		-	-	-	-	0,3	-	0,63
Potássio	mg/l		-	-	-	-	0,26	-	0,85
Sódio	mg/l		-	-	-	-	0,71	-	1,53
Zinco	mg/l	5	-	-	-	-	2,07	-	0,2
Silica	mg/l		-	-	-	-	8	-	3,2
Bac. heterotróficas	UFC/ml	500	-	-	-	>6.500	>6.500	400	>10.000
Coliformes totais	NMP/100ml	ausente	-	-	-	0	9,2	0	2.300
Coliformes fecais	NMP/100ml	ausente	-	-	-	0	0	0	0
Estreptococos fecais	NMP/100ml	ausente	-	-	-	0	0	0	0

1,1 valor acima do limite de potabilidade permitido pela Portaria 36 (MS 19/01/90)

- parâmetro não analisado

Resultados das análises dos parâmetros físico-químicos e bacteriológicos do poço 10

PARÂMETRO	UNIDADE	LIMITE PORTARIA 36	RESULTADOS DAS ANÁLISES						
			1996	1997					
			DEZ	JAN	FEV	MAR	ABR	MAI	JUL
Alc. Bicarbonato	mg/l		18	-	8	-	8	-	8
Alumínio	mg/l	0,2	0,04	-	0,01	-	0,01	-	<0,05
Cloreto	mg/l	250	14	8	11	5	9	20	<0,1
Dureza total	mg/l	500	4	-	10	-	4	-	5
Ferro total	mg/l	0,3	5,8	-	1,28	-	0,54	-	0,1
Ferro solúvel	mg/l		0	-	0	-	0,12	-	<0,01
Fluoreto	mg/l		0,02	-	0	-	0	-	<0,1
Fosfato total	mg/l		0,03	-	0,03	-	0,11	-	3,1
Fosfato (orto)	mg/l		0,01	-	0	-	0,01	-	<0,1
Manganês total	mg/l	0,1	0,03	-	0,07	-	0,11	-	0,09
N-amoniaco	mg/l		0,05	0	0	0	0,05	0,06	<0,1
N-Kjeldahl	mg/l		0,54	0,42	0,77	1,29	0,26	0,1	-
N-nitrato	mg/l	10	0,25	0,77	0,25	0,07	0,2	0,73	<0,05
N-nitrito	mg/l		0	0,01	0	0	0	0	<0,01
N-total	mg/l		0,79	1,2	1,02	1,36	0,46	0,83	-
Resíduos totais	mg/l		183	-	68	-	19	-	34
Resíduos dissolvidos	mg/l	1.000	26	-	46	-	8	-	10
Resíduos suspensos	mg/l		157	-	22	-	11	-	24
Sulfato	mg/l	400	38	-	19	-	12	-	5,8
pH			5,4	5,3	5,5	5,2	5,2	4,8	5
C.E.	µS/cm		-	12	11,1	11	10	11	11
Temperatura	°C		-	24,7	-	22,7	22,7	22,8	21,5
Cálcio	mg/l		0,48	-	0,69	-	0,35	-	0,14
Cobre	mg/l		<0,05	-	<0,05	-	<0,05	-	<0,05
Cromo	mg/l	0,05	<0,03	-	<0,03	-	<0,05	-	<0,05
Magnésio	mg/l		0,15	-	0,15	-	0,13	-	0,14
Potássio	mg/l		0,41	-	0,49	-	0,4	-	0,67
Sódio	mg/l		0,97	-	0,63	-	0,41	-	1,29
Zinco	mg/l	5	<0,05	-	0,07	-	<0,05	-	<0,05
Sílica	mg/l		4,5	-	7,4	-	6,9	-	2,6
Bac. heterotróficas	UFC/ml	500	10	>6.500	100	>6.500	>6.500	>6.500	>10.000
Coliformes totais	NMP/100ml	ausente	0	0	2,2	9,2	16	0	0
Coliformes fecais	NMP/100ml	ausente	0	0	0	5,1	0	0	0
Estreptococos fecais	NMP/100ml	ausente	0	0	0	0	0	0	0

1,1 valor acima do limite de potabilidade permitido pela Portaria 36 (MS 19/01/90)

- parâmetro não analisado