



Número: 338/2005

UNIVERSIDADE ESTADUAL DE CAMPINAS

INSTITUTO DE GEOCIÊNCIAS

PÓS-GRADUAÇÃO EM GEOCIÊNCIAS
ÁREA DE ADMINISTRAÇÃO E POLÍTICA DE RECURSOS
MINERAIS

CÁTIA FERNANDES BARBOSA

Hidrogeoquímica e a contaminação por nitrato em água subterrânea no bairro Piranema,
Seropédica-RJ

Dissertação apresentada ao Instituto de Geociências como
parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em
Geociências.

Orientador: Profa. Dra. Jacinta Enzweiler

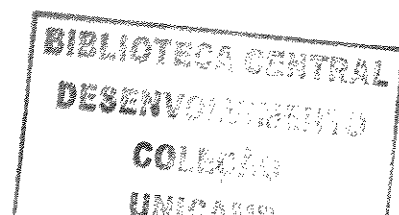
Co-orientador: Profa. Dra. Sueli Yoshinaga Pereira

Este exemplar corresponde a
redação final da tese defendida
por Cátia Fernandes Barbosa
e aprovada pela Comissão Julgadora
em 10/06/2005


ORIENTADOR

CAMPINAS - SÃO PAULO

Junho - 2005



UNIDADE BC
 Nº CHAMADA T1 UNICAMP
B234h
 EX 65485
 OMBO, BC/ 16-86-05
 ROC. 16-86-05
 C ☐ D ☒
 REÇO 11.00
 DATA 31-8/05
 CPD

gil ID. 363549

B234h Barbosa, Catia Fernandes
 Hidrogeoquímica e a contaminação por nitrato em agra subterrânea
 no bairro Piranema, Seropédica - RJ. / Éderson Costa Briguenti.--
 Campinas,SP.: [s.n.], 2005.

Orientadores: Jacinta Enzweiler, Sueli Yoshinaga Pereira.
 Dissertação (mestrado) Universidade Estadual de Campinas, Instituto
 de Geociências.

1. Águas subterrâneas. 2. Nitrato. I. Enzweiler, Jacinta.
 II. Pereira, Sueli Yoshinaga. III. Universidade Estadual de Campinas,
 Instituto de Geociências. IV. Título.



UNIVERSIDADE ESTADUAL DE CAMPINAS
INSTITUTO DE GEOCIÊNCIAS
PÓS-GRADUAÇÃO EM GEOCIÊNCIAS
ÁREA DE ADMINISTRAÇÃO E POLÍTICA DE
RECURSOS MINERAIS

AUTORA: CÁTIA FERNANDES BARBOSA

Hidrogeoquímica e a contaminação por nitrato em água subterrânea
no bairro Piranema, Seropédica - RJ

ORIENTADORA: Profa. Dra. Jacinta Enzweiler

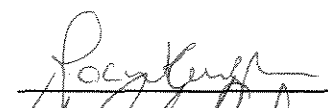
Aprovada em: 10 / 06 / 2005

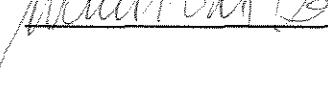
EXAMINADORES:

Profa. Dra. Jacinta Enzweiler

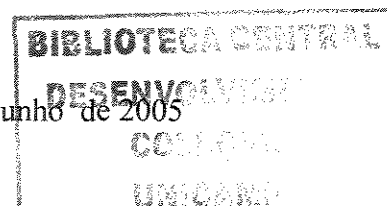
Prof. Dr. Gerson Cardoso da Silva Júnior

Prof. Dr. Wanilson Luis Silva

 - Presidente



Campinas, 10 de junho de 2005



AGRADECIMENTOS

Ao nosso PAI que nos ama, guia e ampara em qualquer situação.

A elaboração deste trabalho tornou-se possível também graças ao apoio e a ajuda valiosa de entidades e pessoas, às quais desejo manifestar minha sincera gratidão.

A Professora Dr. Jacinta Enzweiler pela orientação, paciência, exemplo e amizade no desenvolvimento deste trabalho.

A professora Dr. Sueli Yoshinaga Pereira pela co-orientação, correções e amizade.

Ao curso de Pós-Graduação do Instituto de Geociências da Universidade de Campinas, pela infraestrutura necessária colocada à disposição.

Aos órgãos que contribuíram através de financiamento e fornecimento de bolsa de estudo: FAEP-UNICAMP e CAPES.

Aos laboratórios que executaram as análises das amostras de água: IGc-USP, LAMIN-CPRM, CENA, LG-UNICAMP.

A Lúcia dos Santos Carvalho pela ajuda e dedicação nas tarefas de Laboratório.

Às secretárias de Pós-Graduação, Valdirene e Ednalva, pela paciência, incentivo e apoio.

Aos meus pais, Álvaro Ferreira Barbosa e Lucinda Fernandes Barbosa, pelo apoio e incentivo. Em especial à minha mãe.

Ao meu marido, Robson Pacheco Fonseca, pelo incentivo, compreensão e paciência.

À todos os amigos e professores de Graduação da Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro e Pós-Graduação da Universidade Estadual de Campinas, pela convivência durante estes anos de estudos, além da indispensável e enriquecedora ajuda nos trabalhos e discussões.

SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS iii

LISTA DE TABELAS v

RESUMO/ABSTRACT vi

1 Introdução 1

1.1 Objetivos 1

1.2 Localização 2

1.3 Geologia local 3

1.4 Hidrogeologia local 5

1.5 Clima 7

1.6 Saneamento básico no bairro Piranema 9

2 Revisão bibliográfica 11

2.1 O ciclo do nitrogênio 11

2.1.1 Amonificação 12

2.1.2 Nitrificação 12

2.1.3 Desnitrificação 13

2.1.4 O ciclo do nitrogênio e a intervenção humana 14

2.2 Fontes de contaminação por compostos nitrogenados 15

2.3 Métodos isotópicos usados na identificação de fontes do nitrogênio 17

2.4 Métodos de remediação da contaminação por nitrato 19

2.5 Legislação 20

2.6 Possíveis doenças causadas pela ingestão de nitrato 21

2.7 Nitratos e nitritos em alimentos 23

2.8 Problemas ambientais associados ao nitrato 24

3 Materiais e métodos 25

3.1 Cadastro dos poços 25

3.2 Levantamento topográfico 26

3.3	Caracterização físico-química	27
3.3.1	Eh	28
3.3.2	pe	28
3.3.3	Coleta das amostras para a realização das análises químicas	29
3.4	Análises químicas	29
3.5	Avaliação dos resultados	30
3.6	Processamento dos dados	31
4	Resultados e discussões	32
4.1	Cadastro de poços	32
4.2	Características físico-químicas da água subterrânea	33
4.3	Temperatura	41
4.4	pH	41
4.5	Eh	42
4.6	Condutividade elétrica	43
4.7	Nível estático	44
4.8	Carga hidráulica	46
4.9	Distribuição espacial e temporal do nitrato, nitrito e amônio	50
4.10	Especiação	56
4.11	Velocidade de fluxo na zona não saturada	58
5	Conclusões	61
	Referências bibliográficas	63
	Anexo 1 Fotos dos catorze poços monitorados	67
	Anexo 2 Análises químicas e físicas	71

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1.1: Localização da área de estudo 2
- Figura 1.2: Perfil sedimentológico em um areal próximo ao bairro Piranema 4
- Figura 1.3: Classificação climática da Bacia de Sepetiba, segundo Köppen 8
- Figura 1.4: Dados Pluviométricos mensais da Estação Santa Cruz 8
- Figura 1.5: Fotos de valões no bairro Piranema com proliferação de algas devido ao excesso de nutrientes (out/02) 9
- Figura 1.6: Foto de um valão no bairro Piranema com proliferação de algas devido ao excesso de nutrientes (jun/04) 10
- Figura 1.7: Perfil esquemático de um sistema séptico convencional 10
- Figura 2.1: Ciclo parcial do nitrogênio 13
- Figura 2.2: Intervalos da razão ^{15}N presente nos diferentes materiais 18
- Figura 3.1: Exemplo de ficha de cadastro 26
- Figura 4.1: Classificação hidroquímica pelo Diagrama de Piper das análises de março/04, junho/04 e outubro/04 39
- Figura 4.2: Posição no diagrama de Piper de águas subterrâneas de diferentes tipos de rocha 40
- Figura 4.3: Distribuição dos valores da temperatura da água subterrânea entre os meses de out/03 e out/04. 41
- Figura 4.4: Distribuição dos valores do pH da água subterrânea entre os meses de out/03 e out/04 42
- Figura 4.5: Distribuição dos valores do Eh da água subterrânea entre os meses de out/03 e out/04 43
- Figura 4.6: Distribuição dos valores da condutividade elétrica da água subterrânea entre os meses de out/03 e out/04 44
- Figura 4.7: Distribuição dos valores do nível estático da água subterrânea entre os meses de out/03 e out/04 45
- Figura 4.8: Mapa Potenciométrico de março/04 47
- Figura 4.9: Mapa Potenciométrico de junho/04 48

Figura 4.10: Mapa Potenciométrico de outubro/04	49
Figura 4.11: Distribuição da concentração de nitrato	51
Figura 4.12: Concentrações de nitrato (NO_3^-) no mês de março de 2004	53
Figura 4.13: Concentrações de nitrato (NO_3^-) no mês de junho de 2004	54
Figura 4.14: Concentrações de nitrato (NO_3^-) no mês de outubro de 2004	55

LISTA DE TABELAS

Tabela 1.1: Dados hidrodinâmicos de um poço do aquífero Piranema	6
Tabela 1.2: Dados de condutividade hidráulica vertical (K_v) pelo Projeto Estudos Hidrogeológicos dos Aquíferos Intergranulares a Oeste do Rio Guandu, Município de Seropédica/RJ em 2003	6
Tabela 1.3: Classificação climática segundo Köppen	7
Tabela 1.4: Resumo climático anual	7
Tabela 1.5: Balanço hídrico calculado para a Estação Climatológica Ecologia Agrícola	9
Tabela 2.1: Estados de oxidação do nitrogênio e sua provável fonte	14
Tabela 2.2: Concentração de nitrato em vegetais	24
Tabela 3.1: Coordenadas dos poços cadastrados	27
Tabela 3.2: Laboratórios e técnicas analíticas utilizadas	34
Tabela 4.1: Poços do bairro Piranema cadastrados para este trabalho	32
Tabela 4.2: Principais dados de caracterização física e química das águas do catorze poços da amostragem realizada em março de 2004	34
Tabela 4.3: Principais dados de caracterização física e química das águas do catorze poços da amostragem realizada em junho de 2004	35
Tabela 4.4: Principais dados de caracterização física e química das águas do catorze poços da amostragem realizada em outubro de 2004	36
Tabela 4.5: Ração Cl/Br na água subterrânea nos meses de março e outubro de 2004	38
Tabela 4.6: Cálculo da carga hidráulica	46
Tabela 4.7: Concentração dos compostos de nitrogênio analisados. Em mg/L	51
Tabela 4.8: Correlação (r) entre NO_3^- e CE, NA, pH, Eh, Cl, Na e alcalinidade (Ak)	56
Tabela 4.9: Balanço de cargas das análises	57



UNICAMP

**UNIVERSIDADE ESTADUAL DE CAMPINAS/
INSTITUTO DE GEOCIÊNCIAS**

**PÓS-GRADUAÇÃO EM GEOCIÊNCIAS – ÁREA DE
ADMINISTRAÇÃO E POLÍTICA DE RECURSOS MINERAIS**

**HIDROGEOQUÍMICA E A CONTAMINAÇÃO POR NITRATO EM ÁGUA
SUBTERRÂNEA NO BAIRRO PIRANEMA, SEROPÉDICA-RJ**

RESUMO

DISSERTAÇÃO DE MESTRADO

Cátia Fernandes Barbosa

O nitrato encontra-se presente nas águas, nos tecidos vegetais e animais. Devido a ações antrópicas, a concentração de nitrato em águas tem aumentado nas últimas décadas e valores máximos permitidos para águas potáveis foram estabelecidos por órgãos reguladores. Uma fonte comum de contaminação de aquíferos por nitrato é o uso de sistemas de saneamento *in situ* do tipo fossas e valas negras. Este trabalho foi desenvolvido no bairro Piranema, limítrofe às cidades de Itaguaí e Seropédica, estado do Rio de Janeiro, onde se situa o aquífero Piranema. Os principais objetivos foram determinar a variação espacial e temporal da concentração de nitrato no aquífero Piranema e as conseqüentes alterações na composição e na qualidade da água subterrânea. Catorze poços rasos (com até 15 metros de profundidade) de residências do bairro foram monitorados por um ano, com a medida mensal de parâmetros físico-químicos (pH, Eh, temperatura, condutividade elétrica) e a análise química de amostras de água de três coletas distintas. Na primeira amostragem, em cinco poços foram medidas concentrações de nitrato superiores a de 45 mg/L, o Valor Máximo Permissível (VMP), enquanto nas duas outras coletas, somente dois poços excederam este limite. Nas amostras de alguns poços, também foram detectados nitrito e amônio. O monitoramento demonstrou que as concentrações de nitrato variam sazonalmente com os níveis potenciométricos e a direção do fluxo da água subterrânea, concentrando-se na região de descarga do fluxo subterrâneo local. Alguns poços sistematicamente apresentaram valores mais altos e/ou mais baixos de pH, Eh, condutividade elétrica e temperatura, enquanto outros não demonstraram possuir qualquer tipo de tendência de variação. Nenhuma relação entre estes parâmetros físico-químicos e a hidroquímica pode ser estabelecida. Os sedimentos, constituídos por quartzo, feldspato, e intercalações argilo-arenosas, e a dinâmica do aquífero Piranema pouco influenciam na composição cloretada-sódica da água subterrânea, que é majoritariamente proveniente de spray marinho. A distribuição das espécies foi calculada por modelagem hidrogeoquímica e confirmou-se que os cátions principais (Na^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} e K^+) encontram-se preponderantemente na forma livre. Somente pequena parte reage com HCO_3^- e SO_4^{2-} para formar complexos. Os ânions encontram-se como íons livres simples (Cl^-) e nas respectivas formas oxidadas (HCO_3^- , NO_3^- e SO_4^{2-}). A presença de NH_4^+ em alguns poços indica que a contaminação pode ser recente, não tendo transcorrido tempo suficiente para sua oxidação.



UNICAMP

**UNIVERSIDADE ESTADUAL DE CAMPINAS/
INSTITUTO DE GEOCIÊNCIAS**

**PÓS-GRADUAÇÃO EM GEOCIÊNCIAS – ÁREA DE
ADMINISTRAÇÃO E POLÍTICA DE RECURSOS MINERAIS**

**GEOCHEMISTRY AND THE NITRATE CONTAMINATION OF GROUNDWATER IN
PIRANEMA NEIGHBORHOOD, SEROPÉDICA-RJ, BRAZIL**

ABSTRACT

MASTER SCIENCE DISSERTATION

Cátia Fernandes Barbosa

Nitrate is found in waters, vegetable and animal tissues. Due to man activities, the concentration of nitrate in waters has increased in the last decades and a maximum allowed value for drinkable water was established by regulatory agencies. A common source of aquifers contamination by the nitrate is the use of *in situ* sanitation systems, like as cesspits and ditches. This work has been developed in Piranema neighborhood, between Itaguaí and Seropédica municipalities, in the state of Rio de Janeiro, where also the Piranema aquifer is situated. The main purposes of the study were to determine the spatial and temporal variations of nitrate concentration in the Piranema aquifer and the consequent change in the groundwater's composition and quality. Fourteen shallow wells (until 15 meters deep) of houses in the neighborhood were monitored for one year, with the monthly measurement of physical-chemical parameters (pH, Eh, temperature, conductivity) and the chemical analysis of water samples in three distinct samplings.. Water samples from five wells of the first sampling had nitrate concentrations over 45mg/L, the Maximum Allowed Value (VMP), while in the two other samplings, only two wells exceeded this limit. In samples of some wells, nitrite and ammonium were also detected. It was possible to associate the nitrate concentrations with the seasonal potentiometric level and the direction of the groundwater flow, being concentrated in the discharge region of the local aquiferflow. Some wells systematically presented higher and/or lower values of pH, Eh, conductivity and temperature parameters, while others did not appear to have any kind of tendency to lower and/or higher values, but no relation between those parameters and the hydrochemistry could be established. The sediments, constituted by quartz, feldspars, and layers of clay and sand and the Piranema aquifer dynamics have very little influence in the sodiumchloride composition of the groundwater, which mainly comes from oceanic rain water. The distribution of species was calculated by geochemical modeling, which confirmed that the main cations (Na^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} e K^+) are present in their free form. Only a small part reacts with HCO_3^- and SO_4^{2-} to form complexes. The anions are present as free ions (Cl^-) and in the respective oxidized forms (HCO_3^- , NO_3^- e SO_4^{2-}). The presence of NH_4^+ in some wells indicates that the contamination might be recent, not having passed enough time for its oxidation.

1 INTRODUÇÃO

O nitrato ocorre naturalmente em águas subterrâneas, mas a sua presença em concentrações elevadas usualmente é resultante de atividades humanas, principalmente a aplicação de fertilizantes orgânicos e inorgânicos e o uso de sistemas de saneamento *in situ*. As substâncias nitrogenadas dos fertilizantes e dos resíduos orgânicos são transformadas e oxidadas por reações químicas e biológicas, e o resultado é a presença de nitrato no solo. O nitrato é extremamente solúvel na água e pode mover-se facilmente e contaminar a água subterrânea.

Os sistemas de saneamento *in situ* são largamente utilizados nas periferias das cidades brasileiras, onde a rede de esgoto está incompleta ou inexistente, constituindo-se num risco de contaminação das águas subterrâneas. A legislação brasileira (Portaria 518 do Ministério da Saúde de 2004) e recomendações da OMS estabelecem que água com concentração de nitrato superior a 10 mg/L de nitrogênio ou 45 mg/L de nitrato, é imprópria para o consumo humano. Algumas doenças são atribuídas ao consumo de água com concentração elevada de nitrato, em especial a metahemoglobinemia infantil.

Na área do estudo, a água subterrânea tem grande importância no abastecimento público e particular, pois a ausência de saneamento básico, faz com que a população disponha apenas desta fonte de água para atender as suas necessidades. Num estudo prévio (Barbosa *et al.* 2002), concentrações de nitrato acima dos valores máximos permitidos foram determinadas nas águas de alguns poços utilizados pela população da área.

1.1 Objetivos

Os principais objetivos desta pesquisa foram determinar:

- Variabilidade espacial e temporal da concentração de nitrato e outros cátions e ânions de interesse no aquífero Piranema e sua relação com as variáveis geológicas e físico-químicas;
- Alterações na qualidade da água subterrânea, ocasionadas por concentrações de nitrato superiores ao recomendado pela Portaria Federal nº 518/2004 que estabelece o Valor Máximo Permissível (VMP) de 10 mg/L de N-NO_3^- .

1.2 Localização

O estudo foi realizado no bairro Piranema, localizado entre os municípios de Seropédica e Itaguaí (Figura 1.1), na região metropolitana do Estado do Rio de Janeiro. O bairro abrange uma área pequena, com 1,5 km². O acesso à área é feito a partir da antiga Estrada Rio-São Paulo (atual BR-465). Após a ponte sobre o Valão dos Bois, no sentido Rio-São Paulo, aproximadamente a 120 metros, toma-se à esquerda, na Reta de Piranema (RJ-14), até o Posto de Saúde Municipal localizado no bairro Piranema. Ao redor do bairro, há vários areais, os quais são responsáveis pelo fornecimento da maior parte da areia consumida no município do Rio de Janeiro.

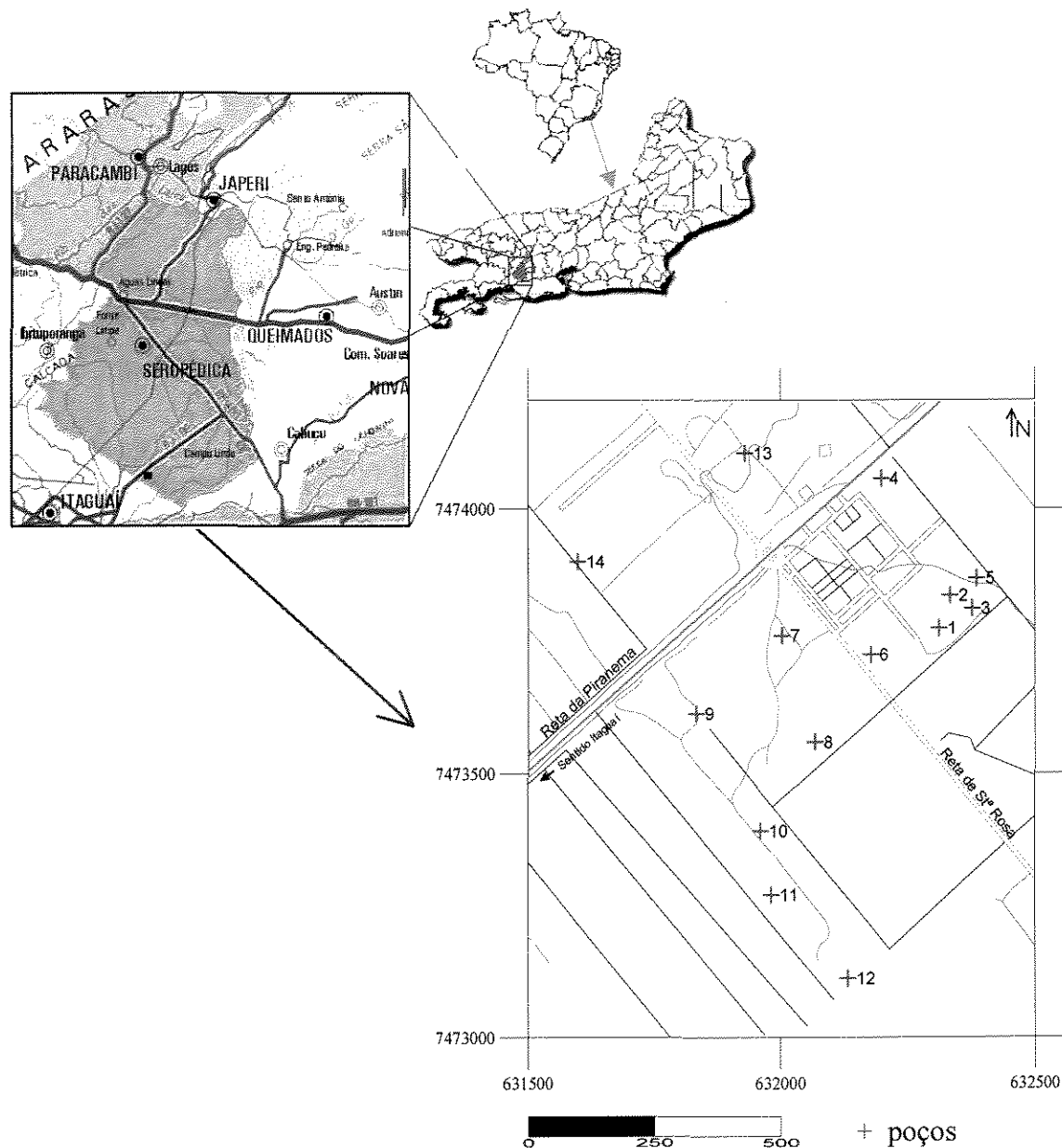


Figura 1.1: Localização da área de estudo.

1.3 Geologia local

O município de Seropédica é marcado pela presença de uma extensa cobertura sedimentar localizada principalmente na porção denominada Baixada Sul Fluminense. Na área do bairro Piranema os processos sedimentares, responsáveis pela formação da cobertura sedimentar, estão relacionados a eventos glácio-eustáticos ocorridos no quaternário (Goes, 1994).

Segundo o Relatório de Estudos Hidrogeológicos dos Aqüíferos Intergranulares a Oeste do Rio Guandu – município de Seropédica, 2003, a análise dos sedimentos destes depósitos, facilitada pela ocorrência de inúmeras crateras de extração de areia existentes na região de Itaguaí e Seropédica, permitiram observar paleoformas fluviais, depósitos de canais, depósitos de barras (com estratos cruzados), lentes de argila orgânica e turfa. A porção predominantemente arenosa exibiu um alto percentual de areias arcoseanas, estratificadas e pontualmente intercaladas por depósitos de argila orgânica ou turfa, não sendo observado nenhum indicador de atividade marinha, como conchas ou biodetritos, indicando tratar-se de uma fácies aluvial e não deltáica.

Segundo Goes (1994), a área da Piranema é formada por depósitos quaternários inconsolidados de ambiente aluvionar, sobrepostos ao arcabouço pré-cambriano. Os sedimentos formam duas unidades (Goes 1994). A inferior apresenta fácies arenosa pleistocênica, e é constituída por areias média a muito grossa com cascalho, geralmente basal. A composição mineral compreende principalmente quartzo e feldspato, mas possui intercalações de lentes de argila arenosa, de granulometria mais fina. A unidade superior, denominada aluvionar de cobertura é formada por fácies siltico argiloso holocênico, de alguns centímetros até metros, tendo sido intensamente retirada pelas mineradoras de areia (Figura 1.2). Os sedimentos foram transportados e depositados pela drenagem de padrão anastomosado para a atual bacia do rio Guandú. Goes (1994) sugeriu ainda, que a fácies arenosa estudada, fosse denominada informalmente de Formação Piranema em função de sua expressiva cobertura espacial.

Esta região é a maior produtora de areia do Estado do Rio de Janeiro, respondendo por 70% da produção e 90% do abastecimento da região Metropolitana do Rio de Janeiro. A atividade extrativa mineral ocorre tanto em cava submersa como em cursos d' água, e concentra-se na planície de inundação do rio Guandú, ao longo da Reta de Piranema, abrangendo os municípios de Itaguaí, Seropédica e alguns pontos do município de Queimados (SEMADS, 2001).

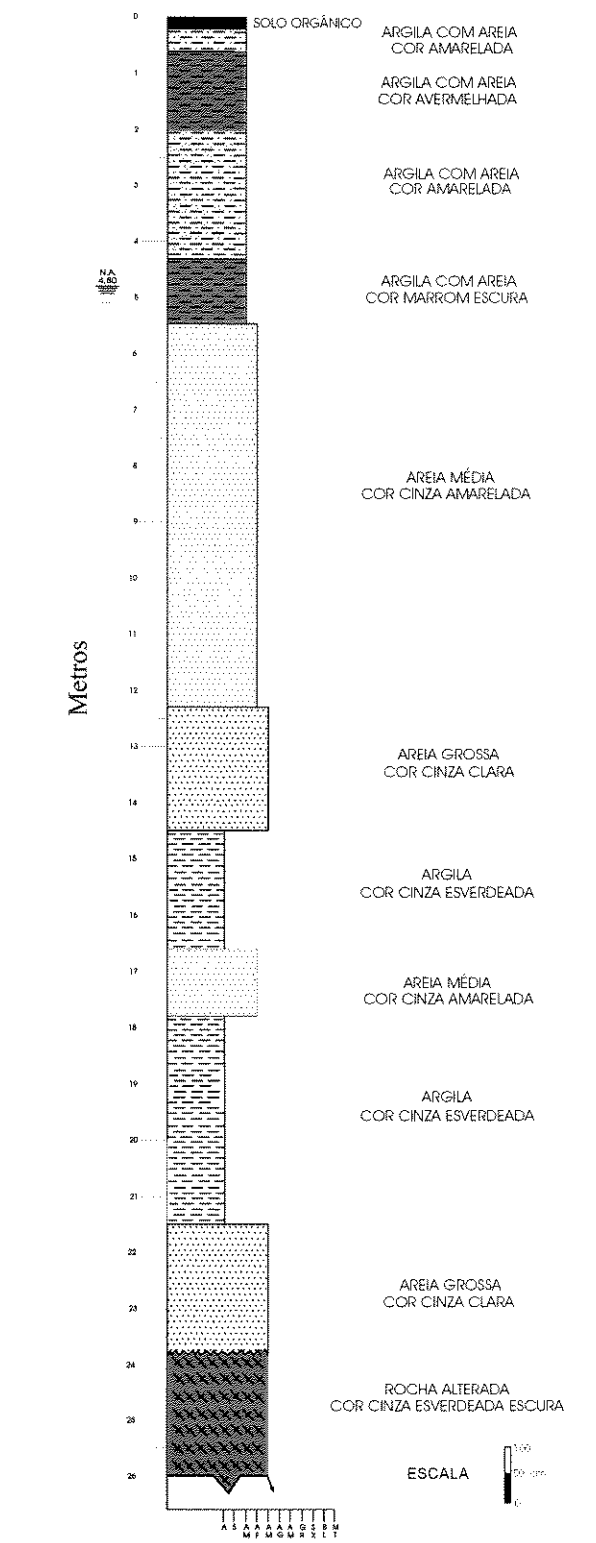


Figura 1.2: Perfil sedimentológico em um areal próximo ao bairro Piranema. Fonte: Projeto Areia Seropédica (2000).

1.4 Hidrogeologia local

Na região de Seropédica e Itaguaí podem ser diferenciados pelo menos dois sistemas aquíferos distintos, os fraturados, relacionados às áreas de ocorrência das rochas cristalinas e o sistema intergranular, geralmente livre, que corresponde às áreas de ocorrência dos sedimentos terciários/quaternários (SEMADS, 2001).

São denominados de Sistema Aquífero Piranema todos os aquíferos livres com permeabilidade intergranular associados aos sedimentos arenosos e areno-argilosos da região, que tenham continuidade lateral com os sedimentos que ocorrem na área do bairro Piranema. A extensão mapeada deste sistema aquífero é de aproximadamente 180 km², ocorrendo na parte central – sul e entre os morros e morrotes de Seropédica e Itaguaí (Projeto Estudos Hidrogeológicos dos Aquíferos Intergranulares a Oeste do Rio Guandu, Município de Seropédica/RJ, 2003).

Os perfis descritos por Carvalho (2001) na área da Piranema mostram a espessura dos sedimentos variando entre 16 e 20 m e com média de 18 m. Lentes e camadas argilosas com espessura aproximada de 4 m ocorrem até 10 m de profundidade, a partir deste ponto, os sedimentos tendem a aumentar a granulometria variando para areia média a grossa. Abaixo destes sedimentos ocorre a camada de rocha alterada, a partir de 16 m podendo chegar a 40 m de profundidade, mas normalmente não ultrapassando 30 m.

Os aquíferos livres têm a recarga distribuída sobre a sua área de ocorrência, tendendo a apresentar maiores cargas potenciométricas nas regiões topograficamente mais altas. A direção de fluxo fica condicionada desta forma aos desníveis topográficos. O sentido geral do fluxo da água subterrânea no aquífero Piranema é de norte - noroeste para sul – sudeste e com uma forte influência da atividade de extração de areia, que certamente causa a depleção dos níveis piezométricos. A profundidade do nível d'água varia desde poucos centímetros até cerca de 10 m, mas normalmente mantêm-se entre 2 e 7,5 m com uma média de 3,5 m. As variações devido a sazonalidade são marcantes, mas com pequenas amplitudes, geralmente em torno de 1 a 1,5 m (Projeto Estudos Hidrogeológicos dos Aquíferos Intergranulares a Oeste do Rio Guandu, Município de Seropédica/RJ, 2003).

Na Tabela 1.1 estão os valores de parâmetros hidráulicos e hidrodinâmicos do Aquífero Piranema em estudo realizado pelo Projeto Estudos Hidrogeológicos dos Aquíferos Intergranulares a Oeste do Rio Guandu, Município de Seropédica/RJ em 2003. Neste projeto,

testes de bombeamento foram realizados em quatro poços distintos, e optou-se pelos dados correspondentes ao poço SEP41, por ser o mais próximo do bairro Piranema. Os dados foram obtidos pelo método de Newman e com o auxílio do software AquiferTest, à vazão de 6000 L/h. Os autores afirmam que após desligar o equipamento de bombeamento neste poço, a recuperação foi muito rápida, indicando que o sistema aquífero tem um bom potencial, possivelmente podendo ser explorado a maiores taxas de vazão.

Tabela 1.1: Dados hidrodinâmicos de um poço do aquífero Piranema

Poço	T (cm ² /s)	K (cm/s)	Coefficiente de armazenamento	Capacidade específica
SEP41	6,30	2,09E-03	$2,11 \times 10^{-3}$	$2,11 \times 10^{-1}$

T= transmissividade (quantidade de água que pode ser transmitida horizontalmente por toda a espessura saturada do aquífero); K= condutividade hidráulica (facilidade da formação aquífera de exercer a função de um condutor hidráulico); coeficiente de armazenamento (capacidade de um aquífero armazenar e transmitir água).

Fonte: Projeto Estudos Hidrogeológicos dos Aquíferos Intergranulares a Oeste do Rio Guandu, Município de Seropédica/RJ (2003).

A porosidade efetiva (η) média obtida na região foi de 23% e a condutividade hidráulica vertical (K_v) foi obtida através do método *open end hole*, em profundidades de 50 cm e 100 cm. Os dados dos dois pontos mais próximos ao bairro Piranema encontram-se na Tabela 1.2.

Tabela 1.2: Dados de condutividade hidráulica vertical (K_v) referentes ao Projeto Estudos Hidrogeológicos dos Aquíferos Intergranulares a Oeste do Rio Guandu, Município de Seropédica/RJ em 2003.

Profundidade	50 cm	100 cm
K_v (UFRuralRJ)	3,0E-5 cm/s	2,0E-4 cm/s
K_v (Reta dos 500)	8,0E-6 cm/s	1,0E-5 cm/s

K_v = condutividade hidráulica vertical. Fonte: Projeto Estudos Hidrogeológicos dos Aquíferos Intergranulares a Oeste do Rio Guandu, Município de Seropédica/RJ (2003).

1.5 Clima

De acordo com o Programa de Zoneamento Econômico-Ecológico do Estado do Rio de Janeiro – ZEE/RJ (SEMADS, 2001), o clima na Bacia de Sepetiba, segundo a classificação de Köppen, após analisar a distribuição média mensal das precipitações e das temperaturas no período de 1970 a 1990, foi dividido em três categorias (Tabela 1.3).

Tabela 1.3: Classificação climática, segundo Köppen.

CLIMA	DESCRIÇÃO
Af	Abrange compartimentos montanhosos dos maciços costeiros, a vertente oceânica ocidental da Serra do Mar (porção SW) e as ilhas, que apresentam precipitação e temperatura elevadas durante todo o ano.
Aw	Esta unidade prevalece sobre uma extensa área da baixada e por algumas áreas do sopé da Serra do Mar e maciços costeiros. Caracteriza-se por possuir uma pequena estiagem nos meses do inverno e temperaturas médias elevadas (acima de 18 °C) o ano inteiro.
Cf	Representa as áreas mais elevadas e interioranas da Serra do Mar, com precipitação média elevada todo o ano e, devido à altitude, temperaturas menores que 18 °C nos meses do inverno.

A = clima tropical (temperatura média do mês mais frio superior a 18 °C).

C = clima mesotérmico de altitude (temperatura média do mês mais frio inferior a 18 °C).

f = áreas com chuvas bem distribuídas o ano inteiro.

w = áreas com estação seca com duração de aproximadamente 5 meses.

A região estudada encontra-se no clima classificado por Köppen como Aw (Figura 1.3). O boletim agrometeorológico do ano de 1996, obtido pelo Posto Meteorológico Ecologia Agrícola – km 47, sob a responsabilidade da Estação Experimental de Itaguaí, PESAGRO/RIO, situado à 22°45' e 43°41', altitude de 30 m, confirma para a área a classificação dada pelo método de Köppen (Tabela 1.4).

Tabela 1.4: Resumo climático anual.

Precipitação total = 1879,7 mm	Umidade relativa média = 72%
Temperatura média = 24,7 °C	Insolação total = 1948,3 h
Temperatura máxima média = 28,3 °C	Evaporação = 1230 mm
Temperatura máxima absoluta = 36,0 °C	Evapotranspiração Potencial = 1346 mm
Temperatura mínima média = 21,6 °C	Evapotranspiração Real = 1247 mm
Temperatura mínima absoluta = 12,1 °C	Índice de aridez = 7,37%

Fonte: Mattos, 1998.

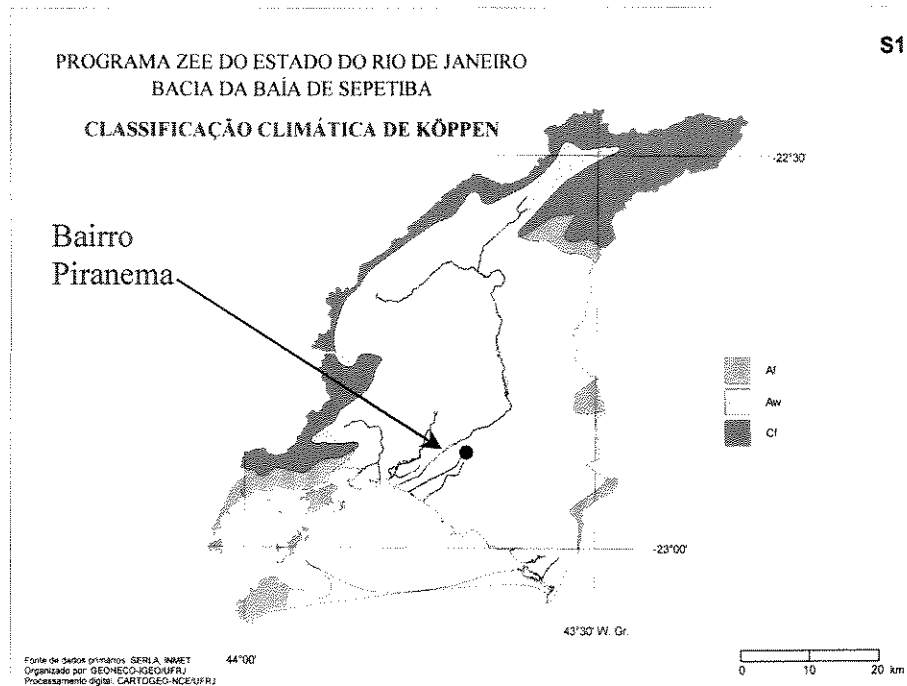


Figura 1.3: Classificação climática da Bacia de Sepetiba segundo Köppen. Fonte: SEMADS, 2001.

A Figura 1.4 com os dados pluviométricos entre os meses de out/03 e out/04 na Estação Pluviométrica de Santa Cruz no município do Rio de Janeiro, mostrando que entre os meses de out/03 à abr/04 (meses chuvosos) ocorre a recarga no aquífero Piranema enquanto nos meses de mai/04 à set/04 (meses secos) a entrada de água no aquífero é significativamente menor.

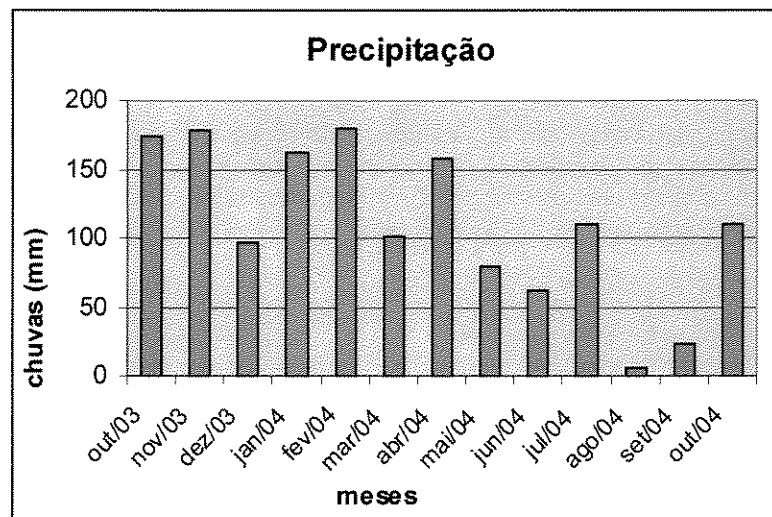


Figura 1.4: Dados Pluviométricos mensais da Estação Santa Cruz (localização 7466080 e 634800) nos meses de amostragem (Fonte: GeoRio-Alerta Rio).

1.6 Saneamento básico no bairro Piranema

O uso generalizado de sistemas de fossas e despejo de esgoto *in natura* em valas negras são problemas que afetam vários bairros na região, inclusive o bairro Piranema, refletindo na qualidade das águas subterrâneas (Figuras 1.5 e 1.6).

As características geológicas locais (materiais predominantemente arenosos) favorecem processos de infiltração das águas e de cargas contaminantes oriundos do sistema séptico utilizado pela população local (Figura 1.7). Além disto, a construção de poços inadequados, sem condições de proteção podem servir de caminho ou facilitar o aporte de contaminantes ao aquífero. Dentre elas, encontram-se vazamentos em postos de combustíveis, a disposição inadequada do lixo, a presença de esgoto a céu aberto, efluentes de limpa-fossa, resíduos industriais, lixo hospitalar e necro-chorume, citadas no Projeto Estudos Hidrogeológicos dos Aquíferos Intergranulares a Oeste do Rio Guandu, Município de Seropédica/RJ, 2003.

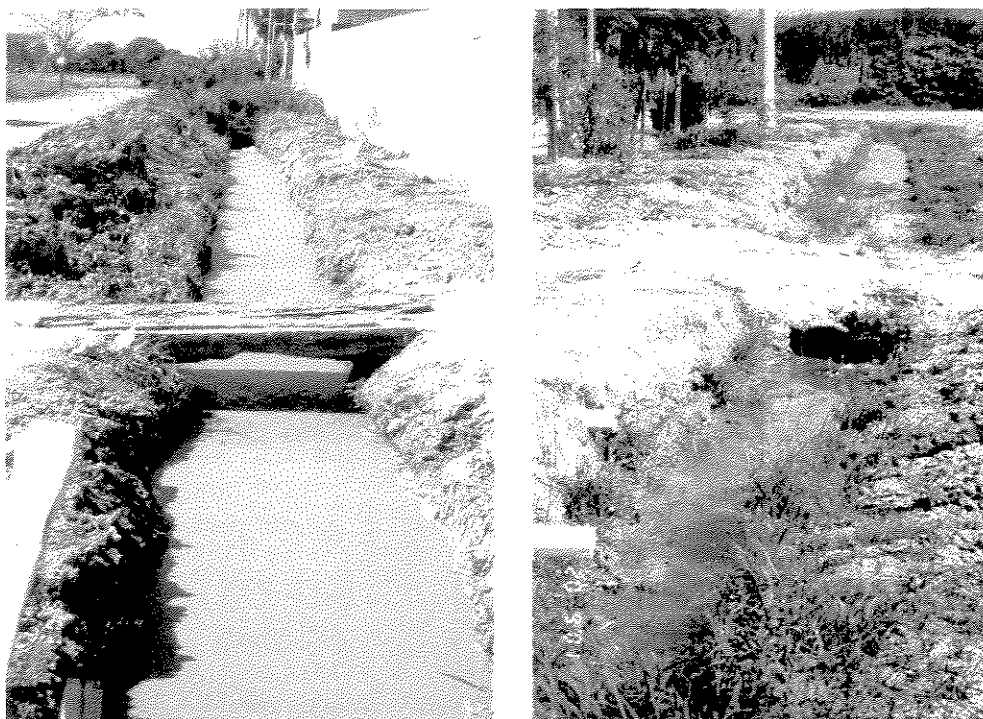


Figura 1.5: Fotos de valões no bairro Piranema com proliferação de algas devido ao excesso de nutrientes. Fotos tiradas em out/02.



Figura 1.6: Foto de um valão no bairro Piranema com proliferação de algas devido ao excesso de nutrientes. Foto tirada em jun/04.

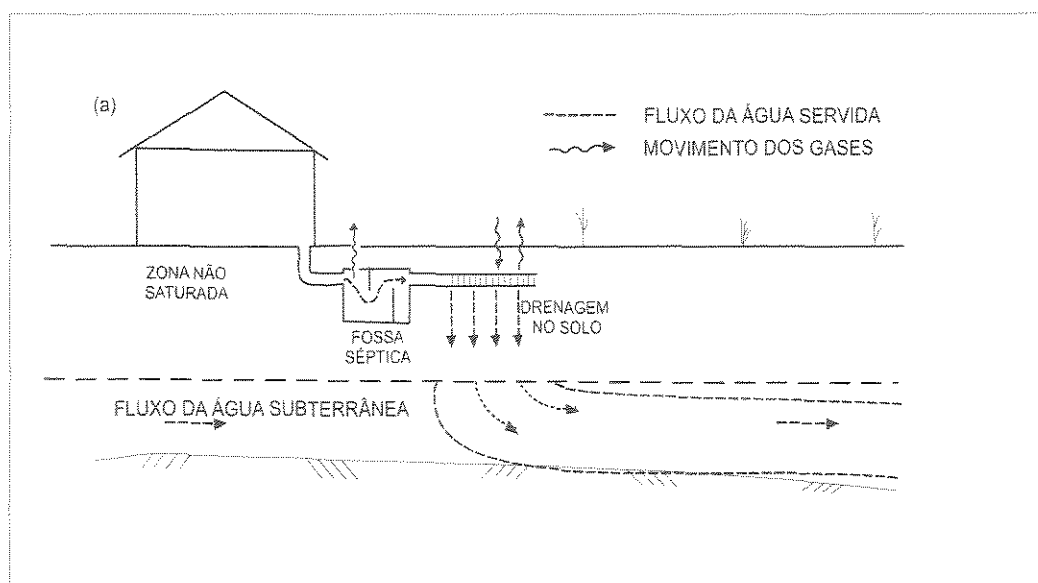


Figura 1.7: Perfil esquemático de um sistema séptico convencional incluindo fossa séptica, esgoto e pluma de contaminação na água subterrânea (modificado de Batalha, 1989).

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

A maior parte do nitrogênio terrestre encontra-se na atmosfera, que é constituída em aproximadamente 78% de gás N_2 (Braga *et al.* 2002). O nitrogênio é estável nestas condições e espécies oxidadas (NO_3^-) ou reduzidas (NH_3) não são produzidas diretamente da atmosfera, mas formadas por meio de descargas elétricas (tempestades) ou pela ação de bactérias fixadoras de nitrogênio.

- a) Descargas elétricas são tempestades que ocorrem na alta atmosfera onde processos fotoquímicos transformam o nitrogênio atmosférico em compostos oxidados, que são carreados para a superfície terrestre através da precipitação (Chapelle, 2000).
- b) Bactérias fixadoras de nitrogênio podem ser de três tipos: organismos simbióticos, de vida livre e que realizam fotossíntese. Entre os simbióticos destaca-se a espécie *Rhizobium*, que vive em associação simbiótica (mutualismo) em raízes de leguminosas (p.ex., ervilha, soja e feijão). Estes organismos são muito importantes na agricultura, sendo a rotação de culturas com leguminosas considerada uma alternativa ecológica ao uso de fertilizantes nitrogenados sintéticos (Braga *et al.* 2002). Dentre os organismos de vida livre encontram-se bactérias aeróbias, como a *Azotobacter*, e bactérias anaeróbias, como a *Clostridium*. Também as algas azuis, principalmente as Cianofícias, são organismos de vida livre fixadoras de nitrogênio (Braga *et al.* 2002). Entre as bactérias fotossintéticas, as *Rhodospirillum* são as mais importantes (Braga *et al.* 2002).

Dentre os dois processos de fixação do nitrogênio, o biológico é o mais importante. Dos 140 a 700 $mg/m^2/ano$ de nitrogênio fixados pela biosfera como um todo, somente cerca de 35 $mg/m^2/ano$ são fixados por mecanismos físico-químicos (tempestades). Na fixação do nitrogênio por meios biológicos, os organismos simbióticos produzem pelo menos cem vezes a quantidade produzida pelos organismos de vida livre (Braga *et al.* 2002).

2.1 O ciclo do nitrogênio

O ciclo do nitrogênio tem início com a sua fixação, constituindo moléculas orgânicas dos consumidores primários, secundários e assim sucessivamente, entrando na cadeia alimentar (Braga *et al.* 2002). Portanto, o nitrogênio faz parte dos produtos de eliminação destes consumidores (fezes) e do protoplasma de organismos (tecidos).

A decomposição da matéria orgânica com produção final de nitrato ocorre em várias etapas, descritas a seguir.

2.1.1 Amonificação

A matéria orgânica, presente nas fezes de animais e nos tecidos de vegetais e animais mortos, é rapidamente quebrada em compostos simples por bactérias saprófitas do solo e vários fungos. O nitrogênio é incorporado em aminoácidos e proteínas utilizadas por esses microorganismos, e o excesso é liberado sob a forma de íons amônio (NH_4^+) ou amônia (NH_3), este processo é denominado amonificação e a formação do íon ou da molécula está condicionada ao pH, obedecendo a seguinte equação (2.1):



Os argilominerais presentes no solo podem adsorver o amônio por meio de processos de troca catiônica, de acordo com a equação (2.2):

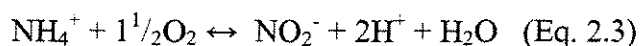


O amônio não adsorvido é convertido a nitrito (NO_2^-) e posteriormente oxidado a nitrato (NO_3^-). Este processo é denominado de nitrificação (Hounslow, 1995).

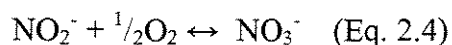
2.1.2 Nitrificação

Freeze & Cherry (1979) definem nitrificação como um processo aeróbio por meio do qual ocorre a degradação de substâncias orgânicas nitrogenadas por intermédio de bactérias. As bactérias que degradam o amônio são:

Nitrosomonas – oxidam o amônio a nitrito



Nitrobacter – oxidam o nitrito a nitrato



Os dois tipos de bactérias são organismos aeróbios. A nitrificação depende da quantidade de oxigênio disponível e da matéria orgânica no solo, ocorrendo com mais facilidade nas zonas não-saturada e saturada rasa, onde tais condições são comumente satisfeitas (Freeze & Cherry, 1979).

O nitrato (NO_3^-) é estável em ambientes oxidantes e não é adsorvido pelas partículas sólidas do solo. Assim o nitrato move-se livremente através no solo até atingir o aquífero (Hounslow, 1995). O processo inverso a nitrificação é denominado desnitrificação.

2.1.3 Desnitrificação

A desnitrificação ocorre em ambientes pobres em oxigênio, causando o aumento do potencial redutor das águas. O nitrato sob esta condição pode ser reduzido a óxido de nitrogênio (N_2O) ou nitrogênio molecular (N_2). Neste processo as bactérias utilizam o oxigênio contido em compostos nitrogenados para sua respiração, reduzindo então, o nitrato. O óxido de nitrogênio e o nitrogênio molecular não existem como espécies dissolvidas nas águas subterrâneas, pois eles se perdem na forma de gases. Valores de pH acima de 7 favorecem a liberação de nitrogênio molecular (N_2), enquanto valores abaixo de 6 favorecem a liberação de óxido de nitrogênio (N_2O) (Freeze & Cherry, 1979). A Figura 2.1 apresenta o ciclo do nitrogênio de maneira simplificada e a Tabela 2.1 mostra os seus estados de oxidação com sua provável fonte.

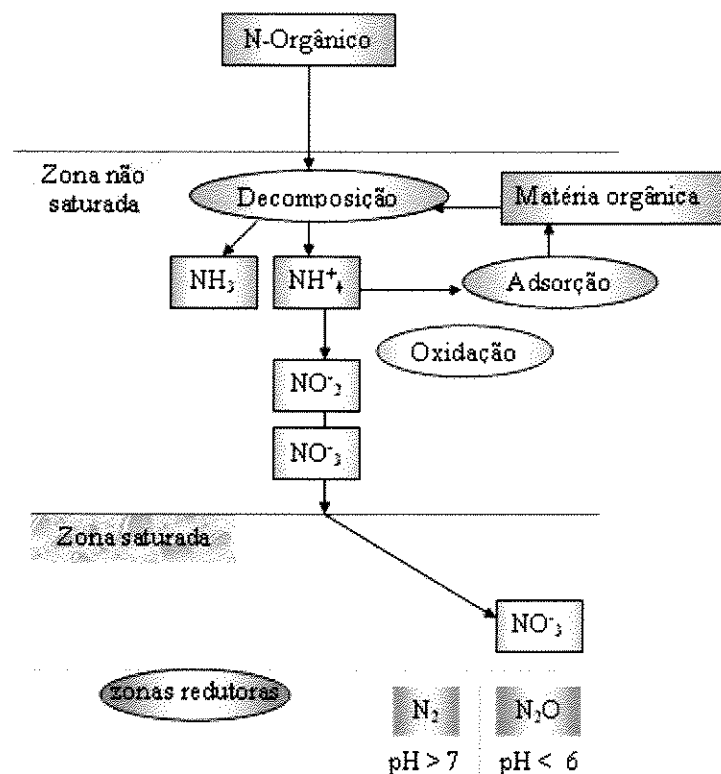


Figura 2.1: Ciclo parcial do nitrogênio. Adaptado de Freeze & Chrerry (1979).

Tabela 2.1: Espécies e estados de oxidação do nitrogênio e sua provável fonte.

Espécie	Estado de oxidação	Fonte
NO_3^-	+5	Fertilizantes, efluentes domésticos e industriais
NO_2	+4	Combustíveis fósseis
NO_2^-	+3	Fase intermediária da nitrificação e desnitrificação
NO	+2	Combustíveis fósseis
N_2O	+1	Combustíveis fósseis (fase intermediária da nitrificação)
N_2	0	Fertilizantes, atividade biológica e atmosférica
NH_4^+ , NH_3	-3	Fertilizantes, excrementos de animais, efluentes domésticos e industriais

Fonte: Cagnon (2003).

2.1.4 O ciclo do nitrogênio e a intervenção humana

As concentrações naturais de nitrato nas águas subterrâneas são muito baixas porque ele é utilizado em mecanismos bioquímicos que consomem o nitrato para formar as proteínas de plantas e outros compostos. O nitrato pode ainda ser carregado pela infiltração da água e consumido em processos de desnitrificação que ocorrem abaixo da camada superficial e aeróbia do solo. Entretanto, os processos acima normalmente não removem todo o nitrato adicionado ao solo por fertilizantes ou por efluentes domésticos. Desta forma, o excedente de nitrato que pode atingir as águas subterrâneas é motivo de grande preocupação em relação à qualidade destas águas (USEPA, 1994).

O nitrogênio dissolvido na forma de íons nitrato (NO_3^-) é o contaminante mais comum encontrado nas águas subterrâneas, e segundo Feitosa & Manuel Fº. (1997) sua concentração raramente ultrapassa 5 mg/L em águas não poluídas. Keeney (1987) estabelece que concentrações acima de 10 mg/L de nitrato (NO_3^-) são uma forte indicação de contaminação e Follet (1989), considera que uma concentração de 14 mg/L de nitrato pode ser indício de contaminação por atividades antrópicas.

Segundo Foster & Hirata (1988), a lixiviação do nitrato para as águas subterrâneas representa um sério problema de contaminação, especialmente em zonas densamente povoadas. Neste caso, o principal mecanismo de atenuação do contaminante é a diluição hidráulica, que ocorrerá ao longo do seu transporte. No entanto, Hirata (2000) esclarece que a diluição do

contaminante no fluxo subterrâneo regional não é o único mecanismo capaz de reduzir as concentrações de nitrato nas águas subterrâneas, uma vez que processos de desnitrificação, conforme já mencionado, também são de extrema importância para a remoção ou diminuição das concentrações de nitrato.

2.2 Fontes de contaminação por compostos nitrogenados

Segundo Chapelle (2000), as principais fontes de contaminação por nitrato derivado de atividades humanas nas águas subterrâneas podem ser classificadas em: 1) excrementos de animais; 2) fertilizantes nitrogenados e 3) efluentes domésticos.

- 1) A aplicação de resíduos animais para a fertilização do solo é uma fonte potencial de contaminação por nitrato em águas de muitos países. Também a criação de grandes quantidades de animais em confinamento (gado, suínos e cavalos) gera problemas de contaminação.
- 2) A síntese industrial da amônia (NH_3) a partir do nitrogênio atmosférico (N_2), cujo processo foi desenvolvido durante a Primeira Guerra Mundial pelo alemão Fritz Haber, possibilitou o aparecimento dos fertilizantes sintéticos, com um conseqüente aumento da produtividade da agricultura. Entretanto, o ciclo do nitrogênio nem sempre está apto para assimilar o excesso de nitrogênio sintético. O excesso é carregado para as águas subterrâneas, rios e lagos, podendo causar a eutrofização (Braga, 2002).
- 3) De acordo com a USEPA (1977 *apud* Freeze & Cherry, 1979), sistemas sépticos para a disposição de efluentes domésticos do tipo fossas são as principais e mais freqüentes fontes de contaminação dos solos e águas subterrâneas. Estas muitas vezes localizados sobre aquíferos não-confinados, os quais são utilizados como fonte de abastecimento de água. A expansão da malha urbana para áreas rurais ao redor das cidades, não supridas por sistemas de coleta de efluentes, tem aumentado significativamente a utilização de fossas.

Estudos relacionados à contaminação por nitrato derivado de sistemas de saneamento são publicados no mundo todo. Johnson & Kross (1990), comparando análises químicas de vários tipos de poços, constataram que 39% dos poços escavados apresentavam riscos devido ao alto conteúdo de nitrato, comparados com 22% dos poços perfurados e 16% dos cravados, concluindo

que os poços perfurados e cravados devido a possuírem maior profundidade (mais de 30 metros) são menos suscetíveis à contaminação.

Robertson *et al.* (1991), através de uma rede de monitoramento da água subterrânea, investigaram os impactos gerados por dois sistemas sépticos adjacentes à duas casas, localizados sobre aquíferos rasos, arenosos e não confinados, em duas planícies da província de Ontário no Canadá. Um dos principais resultados encontrados foi que o sódio mostrou-se como o melhor indicador de impacto, visto que o valor de fundo (*background*) encontrado para o cloreto e nitrato foi considerado relativamente alto, como resultado de práticas agrícolas. Nas duas áreas estudadas, a configuração das plumas indicou que o transporte do contaminante, que ocorre por advecção, é muito rápido, com uma dispersão e atenuação da pluma ineficientes. Foi possível detectar traços de nitrato a 2 km de distância da fossa.

Wakida & Lerner (2005), realizaram um estudo comparativo entre a zona rural e urbana da cidade de Nottingham (UK) devido à proximidade de ambas. Aqueles autores cadastraram e monitoraram todas as fontes potenciais de nitrato na zona urbana e rural. A conclusão obtida foi que as diferenças entre ambas são pequenas, mas que por vezes na zona urbana a concentração de nitrato é maior, o que foi atribuído ao maior número de fontes potenciais de contaminação, ocasionado pela alta densidade populacional que gera grandes quantidades de efluentes domésticos e industriais. Wakida & Lerner (2005) estimam que são lançados no aquífero cerca de 21 kg N ha ano⁻¹, sendo que deste total 37% são oriundos dos vazamentos da rede coletora do esgoto.

No Brasil, onde a rede de coleta e tratamento de esgoto é muitas vezes ausente ou precária nas periferias das grandes cidades, os estudos são comparativamente reduzidos.

Alaburta & Nishihara (1998), analisando 607 amostras de água de poço da região metropolitana de São Paulo, observaram que 15% delas apresentavam concentrações de pelo menos uma forma de nitrogênio em desacordo com a legislação estadual de São Paulo, e 4% apresentaram concentrações de nitrato em desacordo com a Legislação Federal.

Em Santa Isabel do Pará, onde apenas 15% da população urbana é atendida por rede de esgoto e água tratada, Araújo (2001) estudou dois aquíferos distintos e observou que em ambos os valores de amônio são maiores no período chuvoso, e do nitrato no período seco e atribui estes resultados ao contaminante ter maior tempo, no período seco, para decomposição e oxidação da

matéria orgânica. Araújo (2001) constatou uma alta correlação positiva do nitrato com a condutividade elétrica nestes aquíferos.

Nas cidades de Duque de Caxias e São Gonçalo-RJ, Freitas *et al.* (2001) através de um estudo sobre a qualidade da água de poço, mostraram que cerca de 31% das amostras destas águas apresentaram níveis de nitrato acima do Valor Máximo Permissível (VMP), e atribui este resultado à prática de saneamento “*in situ*” na região.

Varnier & Hirata (2002) desenvolveram estudo detalhado sobre o impacto de fossas sépticas em aquíferos rasos, e definiram um zoneamento das espécies de nitrogênio na pluma de contaminação, com predominância das formas reduzidas próximas ao sistema séptico e das formas oxidadas em locais mais distantes.

Em Feira de Santana - Bahia, Silva e Araújo (2003) analisaram a água subterrânea utilizada para consumo humano, e os resultados mostraram que em 88% das 120 amostras analisadas, o nitrato estava em concentrações acima de 45 mg/L.

Cagnon (2003), em estudo no aquífero Adamantina, em Urânia, noroeste de São Paulo, através de análise isotópica do nitrato, concluiu que a contaminação é proveniente de saneamento “*in situ*”, do tipo fossas negras. Também constatou que concentrações anômalas de nitrato estão associadas a valores anômalos de cloreto e condutividade elétrica.

De acordo com Hirata (2000b), os efluentes domésticos municipais possuem elevadas concentrações de carbono orgânico, cloreto, nitrogênio, sódio, magnésio, sulfato e alguns metais incluindo ferro, zinco e cobre, além de concentrações variadas de microorganismos patogênicos. Destes compostos, os que apresentam os maiores riscos à água subterrânea são o nitrogênio e os microorganismos patogênicos.

2.3 Métodos isotópicos usados na identificação de fontes do nitrogênio

Devido às numerosas fontes de contaminação por nitrato na água subterrânea, a distinção da contaminação originada de fertilizantes agrícolas, resíduos de animais ou efluentes de esgoto é muitas vezes difícil. Um método de distinção que tem sido muito utilizado é o uso da análise isotópica do nitrogênio (Chapelle, 2000).

O nitrogênio apresenta oito isótopos, de ^{12}N até ^{20}N , mas somente o ^{14}N e o ^{15}N são estáveis. Proporções destes isótopos são comumente medidos em relação ao nitrogênio atmosférico $\delta^{15}\text{N}$ (Chapelle, 2000).

Segundo Rivers *et al.* (1996) esta proporção é medida de acordo com a Equação 2.5:

$$^{15}\text{N} = (\text{R}_{\text{spl}} / \text{R}_{\text{std}} - 1) * 1000 \quad (\text{Eq. 2.5})$$

onde $\text{R}_{\text{spl}} = ^{15}\text{N} / ^{14}\text{N}$ é a razão na amostra e $\text{R}_{\text{std}} = ^{15}\text{N} / ^{14}\text{N}$ é a razão no ar.

Os resultados são apresentados em parte por mil (‰). Se ^{15}N é positivo, isto significa que a amostra é isotopicamente pesada, e se é negativa a amostra é isotopicamente leve. Esta razão isotópica permite distinguir a origem do nitrato em aquíferos, uma vez que os fertilizantes nitrogenados inorgânicos são mais pobres nessa relação que os excrementos de animais. A Figura 2.3 apresenta diversos intervalos da razão ^{15}N para várias origens.

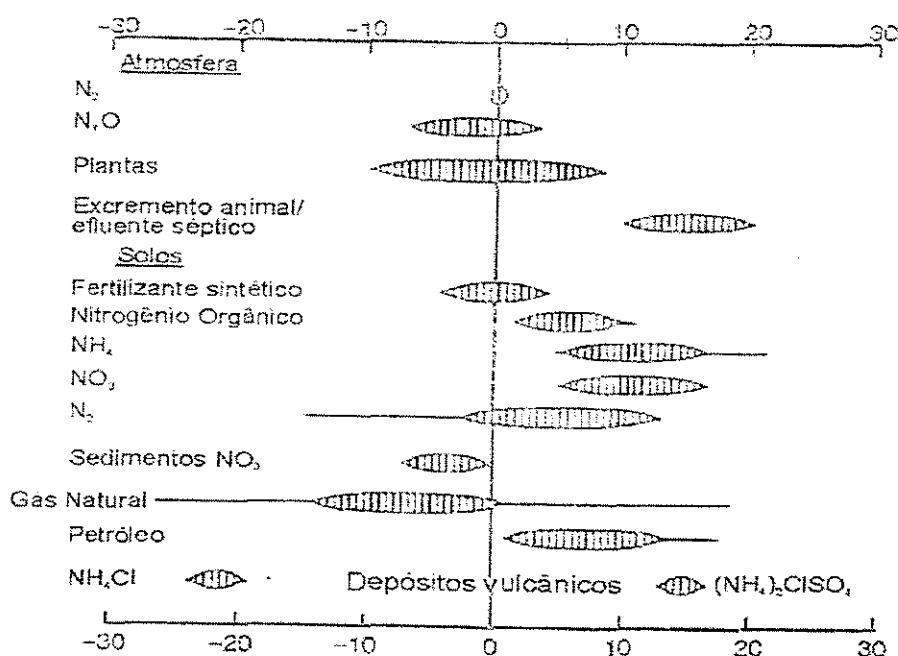


Figura 2.2: Intervalos da razão ^{15}N presente nos diferentes materiais (Fonte: Clark & Fritz, 1997 *apud* Cagnon, 2003).

Observa-se que existe uma diferença significativa na composição isotópica do nitrogênio presente em fertilizantes (-4 ‰ até +2‰) e o nitrogênio presente em resíduos animais e humanos (+9‰ até +18‰) (Chapelle, 2000). No entanto, segundo Rivers *et al.* (1996), o nitrogênio orgânico no solo é convertido a nitrato por meio de uma sequência de processos de mineralização e nitrificação via amônio e nitrito, e este processo resulta em valores de ^{15}N que variam de +4‰ a +9‰. Fertilizantes nitrogenados são isotopicamente empobrecidos em ^{15}N , o que resulta em

valores que variam de -16‰ a -6‰. Rivers *et al.* (1996) destacam que deve haver cautela na interpretação dos resultados das análises isotópicas, devido a faixa de sobreposição de intervalos de razões isotópicas.

2.4 Métodos de remediação da contaminação por nitrato

Os métodos mais conhecidos e utilizados na remoção do nitrato das águas subterrâneas são:

a) Desnitrificação

Neste processo o nitrato é transformado biologicamente no aquífero, através de uma série de componentes intermediários, em nitrogênio molecular ou gás nitrogênio (N_2) ou ainda em óxido nitroso (N_2O). A vantagem deste processo é que a maioria dos microorganismos não utiliza o nitrogênio molecular, exceto as bactérias fixadoras de nitrogênio. Outra vantagem é a melhoria da qualidade da água, pois dificilmente os produtos desta reação retornam à forma de nitrato no aquífero (Cesarino, 2002). Este autor, nas pesquisas por métodos para a mitigação da contaminação dos aquíferos por nitrato testou vários tipos de materiais que atuam como aceptores de elétrons: glucose, acetato, aspartato, propanol, butanol, pantanol, glicol, ácido fórmico, melão e nata de leite. Como barreiras reativas foram usados serragem, enxofre elementar, palha de aço e papel jornal. As substâncias mais estudadas para esta finalidade são metanol, etanol e o ácido acético (Cesarino, 2002).

b) Troca iônica

A troca iônica consiste na passagem de água contaminada por uma coluna preenchida com resina com grupos funcionais neutralizados por ânions de bases fortes, que são trocados pelo contaminante até a exaustão completa da resina. Este processo é muito atraente, pois o seu controle é fácil, a sua automação é simples e as temperaturas típicas não afetam a sua operação.

Usualmente, propõem-se como remediação o sistema de coluna única (*single-bed*). Este sistema funciona a partir da entrada da água contaminada e a sua posterior divisão em dois fluxos. Um com 25% da vazão inicial e o outro com 75% da vazão inicial. A vazão maior percorre as colunas de troca aniônica de bases fortes onde, após a saída, o efluente formado possui sais de cloreto ($NaCl$, $MgCl$, $FeCl_2$, etc.) dissolvidos na água devido à troca com a resina. Ao final do sistema, os dois fluxos, o tratado na resina e o outro não tratado se juntam e formam o produto final de descontaminação (Cesarino, 2002).

c) Osmose reversa

O princípio da remoção dos íons neste método baseia-se na passagem forçada, pela aplicação de pressão superior à osmótica, da água contaminada por uma membrana semi-permeável, que filtra o íon nitrato. No entanto, o processo não é seletivo, pois remove muitos íons junto com o nitrato. Este método também apresenta sensibilidade à presença de componentes orgânicos, suspensos, partículas coloidais, variações no pH, exposição ao cloro e elevada quantidade de sólidos totais dissolvidos, sendo necessário o pré-tratamento da água (Cesarino, 2002).

d) Eletrodiálise

A eletrodiálise tem por princípio a troca de íons, utilizando uma membrana semi-permeável. Os íons são atraídos pela aplicação de corrente elétrica para o anodo e retidos pelas membranas dispostas paralelamente ao fluxo de água e perpendicular ao fluxo da corrente. Para a sua realização são necessários: água pressurizada, membranas de troca aniônica e catiônica em sequência e uma fonte de corrente contínua de energia (Cesarino, 2002).

Os métodos acima descritos em geral são usados em conjunto, para um melhor resultado na remoção de nitrato da água.

2.5 Legislação

Nas análises de água o íon nitrato pode ser referido ao próprio ânion ou ao seu equivalente em nitrogênio, isto é, uma parte de nitrogênio corresponde a 4,4 partes de nitrato. As concentrações de nitrato podem ser expressas em mg/L de N-nitrato (mg/L de N-NO_3^-) ou em mg/L de nitrato (mg/L de NO_3^-).

O limite proposto pela Organização Mundial de Saúde em águas de consumo humano é de 10 mg/L de N-NO_3^- e 50 mg/L se expresso em NO_3^- . Como resultado de evidências da presença de nitritos em águas, a OMS propôs, em 1993, o limite provisório de 3 mg/L para o nitrito (OMS, 1993).

Na Legislação do Estado de São Paulo, a Norma Técnica Especial (NTA 60), sobre águas de consumo alimentar, aprovada pelo Decreto Estadual nº 12.486, de 20 de outubro de 1978, considera como águas potáveis, “as águas próprias para a alimentação” e como águas de poço, “as captadas por qualquer processo e que não sofreram qualquer tratamento”. Determina ainda que, as águas de poço deverão satisfazer, quanto aos itens nitrato e nitrito as seguintes exigências:

- Nitrogênio nitroso – ausente. Poderá ser tolerado um teor de até 0,02 mg/L de N-NO_2^- , em face de exames bacteriológicos satisfatórios;
- Nitrogênio nítrico – até 2 mg/L em N-NO_3^- . Poderá ser tolerado um teor de até 6 mg/L em face de exames bacteriológicos satisfatórios.
- As águas destinadas ao consumo, que tiverem teor de nitrogênio nítrico superior a 10 mg/L em N-NO_3^- , serão consideradas impróprias para o consumo alimentar.

A Portaria Federal nº 518, de 25 de março de 2004 do Ministério da Saúde aprova normas e padrões de potabilidade da água destinada ao consumo humano, determinando o Valor Máximo Permissível (VMP) de 10 mg/L de N-NO_3^- e 1 mg/L de N-NO_2^- . O íon amônio (NH_4^+) não tem seu limite de potabilidade estabelecido pelo Ministério da Saúde. Assim o limite adotado será o estabelecido pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (EPA) de 0,06 mg/L.

Addiscott & Benjamin (2004) questionam o limite de nitrato em águas para determinar padrões de potabilidade. Eles demonstraram que o valor máximo de 50 mg/L de NO_3^- adotado pela OMS não é baseado em evidências ou estudos que justifiquem o referido limite.

2.6 Possíveis doenças causadas pela ingestão de nitrato

Uma das preocupações com o uso da água subterrânea contendo excessivas concentrações de nitrato está relacionada às possíveis doenças que podem ser adquiridas, principalmente a metahemoglobinemia.

De acordo com Addiscott & Benjamin (2004), a primeira publicação relacionando metahemoglobinemia e nitrato foi feita por Comly em 1945, no EUA. Este autor denominou o fato de “metahemoglobinemia de água de poço”. Ele responsabilizou o estado precário dos poços nos casos analisados, pois eram velhos, escavados manualmente e sem qualquer tipo de revestimento ou proteção. Addiscott & Benjamin (2004) citam ainda que Walton, em 1951, reuniu dados de mais de 278 casos de metahemoglobinemia nos USA, todos associados a água de poços contaminados por nitrato.

O surgimento da metahemoglobinemia, atribuída ao nitrato (NO_3^-), ocorreria quando parte dele é reduzido a nitrito (NO_2^-) na boca e no estômago devido a ação de bactérias anaeróbicas que retiram um oxigênio do ânion nitrato. Os íons nitrito (Fan *et al.* *apud* Fewtrell, 2004), adsorvidos pelo sistema gastrointestinal, são levados à corrente sanguínea e lá oxidam o Fe^{2+} da hemoglobina a Fe^{3+} e transformando-a em metahemoglobina, que é incapaz de transportar oxigênio às células

$$\text{HNO}_2 = \text{HO}^- \cdots \cdots ^+\text{NO} \quad (\text{Eq. 2.6})$$

Não há registro de envenenamento de lactantes por nitrato ingerido através do leite materno, quando a mãe consome água contendo o contaminante. A água, ao ser fervida para o preparo do alimento só elimina as bactérias, não o nitrato (Johnson & Kross, 1990). Os sintomas de envenenamento podem ser leves. Uma criança com metahemoglobinemia leve ou moderada, pode sofrer letargia (sono profundo e contínuo), diarreia e vômito. Ela pode ser diagnosticada equivocadamente como um estado nutricional pobre ou uma indisposição estomacal, no entanto, é diagnosticada facilmente através do exame de sangue, mas freqüentemente é reconhecida quando já está em etapas agudas cianóticas, que se caracteriza pelo aspecto azulado da pele (Johnson & Kross, 1990).

Numerosas pesquisas foram realizadas buscando relacionar a ingestão de nitrato e nitrito com efeitos carcinogênicos, pois nitrosaminas e nitrosamidas, formados quando nitritos reagem com as amidas secundárias e terciárias em temperatura e pH adequados (Lundberg *et al.* 2004), são substâncias cancerígenas em muitas espécies de animais, e algumas pesquisas em humanos correlacionam câncer gástrico com estas substâncias. No entanto, nenhum estudo conseguiu provar a existência de uma relação direta entre altas concentrações de nitrato e nitrito com câncer

gástrico (Addiscott & Benjamin, 2004) e esta falta de relação já é aceita por autoridades de saúde do Reino Unido desde 1995.

A OMS (1993), afirmou que “a evidência epidemiológica de uma associação entre os nitratos da dieta e o câncer é insuficiente, e os níveis recomendados de nitrato na água de consumo são estabelecidos unicamente para prevenir metahemoglobinemia”.

Addiscott & Benjamin (2004) numa extensa revisão bibliográfica, inclusive relatando vários testes onde foram ministradas doses de nitrato em crianças e adultos, afirmam que a causa primária da metahemoglobinemia não é a ingestão do nitrato e/ou nitrito, mas sim a poluição bacteriana das águas. A metahemoglobinemia seria causada por uma reação de defesa do nosso corpo às bactérias presentes em águas poluídas. Estas bactérias causam gastroenterite para se defender, nosso organismo produz óxido nítrico, que em contato com a hemoglobina é oxidado e passa a nitrato, utilizando o oxigênio que seria levado até as células para sua respiração, causando assim a metahemoglobinemia e explicando as altas concentrações de nitrato encontradas no sangue. A gastroenterite pode ser causada por vírus ou bactérias, mas a forma bacteriana é a mais comum, estando relacionada a águas poluídas e justificando a atribuição da metahemoglobinemia a altas concentrações de nitrato. Addiscott & Benjamin (2004) sugerem que o limite máximo de nitrato em águas poderia, com segurança, ser aumentado para 100 mg/L.

2.7 Nitratos e nitritos em alimentos

O nitrato também está presente em alimentos frescos, principalmente em hortaliças (Tabela 2.2). Por exemplo, verduras como espinafre e alface contêm, respectivamente, 3000 e 1600 ppm de nitrato. Portanto, se uma pessoa ingerir 100 g de espinafre, significa que ela está ingerindo 300 mg de nitrato (Emsley, 1994).

Além da ocorrência natural em vegetais, nitratos e nitritos são usados no processo de cura de carnes e peixes por possuírem ação antimicrobiana e conservante. O nitrito é adicionado em comidas enlatadas e salsichas, não somente para a conservação, mas por proporcionar aparência mais atrativa a estes alimentos (deixa as carnes com coloração mais avermelhada, ou seja, com aparência saudável). O nitrito evita a multiplicação da bactéria *Clostridium botulinum*, que causa o botulismo e previne o tufamento tardio que ocorre quando os queijos se encontram na câmara de maturação, que é causado por bactérias do gênero *Clostridium* (Emsley, 1994 e Silveira, 1991). Tais usos são controlados por lei.

Outros alimentos que são conservados com nitratos e nitritos são leite e leite em pó, suco de laranja industrializado, refrigerantes, presunto, bacon e cerveja (Emsley, 1994).

Tabela 2.2: Concentração de nitrato em vegetais

Vegetais	Nitrato/ppm
Espinafre	3.000
Alface	1.600
Repolho roxo	600
Cenoura	500
Beterraba	500
Aipo	400
Repolho (comum)	200

Fonte: Emsley, 1994.

2.8 Problemas ambientais associados ao nitrato

Além da contaminação de águas subterrâneas, o nitrato pode causar a eutrofização acelerada de águas doces.

O enriquecimento das águas com os nutrientes necessários ao crescimento da vida vegetal aquática (algas), causa seu crescimento e proliferação excessivos, ocorre principalmente em lagos, estuários e cursos com pouca circulação de água. A eutrofização está condicionada à presença excessiva de nutrientes, principalmente de fósforo e nitrogênio, na forma de nitrato. As principais fontes destes nutrientes são os esgotos domésticos, esgotos industriais e fertilizantes agrícolas. Além dos efeitos à vida aquática, o excesso de algas obstrui filtros das estações de tratamento, dificulta a operação para o controle de pH e da floculação, ocasiona mal cheiro, sabor ruim e altos custos de tratamento da água (Braga *et al.* 2002).

Também a destruição da camada de ozônio, acreditam alguns autores, está relacionada ao acúmulo de poluentes nitrogenados (Braga *et al.* 2002).

3 MATERIAIS E MÉTODOS

A caracterização inicial da área compreendeu a coleta de dados básicos sobre crescimento urbano, ocupação e uso do solo, geologia, hidrologia, hidrogeologia e clima.

O trabalho foi realizado conforme as seguintes etapas:

- 1 - Escolha e cadastro dos poços de monitoramento
- 2 - Coleta de dados: elaboração de cadastro dos poços, levantamento topográfico, monitoramento mensal de nível do lençol freático, três etapas de coleta de amostras de água subterrânea para a caracterização físico-química e análises químicas.
- 3 - Processamento dos dados: confecção de tabelas, figuras e mapas.
- 4 - Análise dos resultados: estudo hidroquímico e hidrodinâmico, análise da distribuição espacial e temporal do nitrato no bairro Piranema.
- 5 – Conclusões

3.1 Cadastro dos poços

Catorze poços tubulares rasos (até 15 m de profundidade) foram cadastrados, reunindo informações sobre as características hidráulicas, construtivas e os principais usos da água extraída (Figura 3.1).

Ficha de cadastro

Endereço:

Proprietário:

Coordenadas X: Y:

1) Informações gerais.

Tipo de poço: Características: Profundidade: Revestimento:

Cobertura: Tempo de uso: Local do lançamento de esgoto: Doença

contraída através da água: Tipo de utilização da água:

Parâmetros físico-químicos:

Data	pH	Eh(mV)	CE (mS/cm)	NA	Temp.(°C)

Observações:

Figura 3.1: Exemplo de ficha de cadastro utilizado. CE: condutividade elétrica; NA: nível estático

3.2 Levantamento topográfico

A base topográfica utilizada neste trabalho foi elaborada por meio das folhas Itaguaí (I e II) de escala 1:20.000, confeccionadas em setembro 1978 pela FUNDREM, com curvas de nível de 5 em 5 metros. O georreferenciamento da área do bairro Piranema, nesta base, foi feito com o programa AutoCad.

A cota altimétrica foi obtida com o Receptor GPS L1 (Ashtech – modelo Promark 2) com precisão horizontal de 0,005 m (coordenadas X e Y) e precisão vertical de 0,01 m (coordenada Z), do Instituto de Tecnologia da Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro – UFRuralRJ (Tabela 3.1). A obtenção deste parâmetro teve como objetivo possibilitar o cálculo da carga hidráulica nos poços monitorados e a confecção do mapa potenciométrico do bairro Piranema. O

cálculo da carga hidráulica é obtido por meio da subtração do nível estático da cota altimétrica (coordenada Z). O nível estático foi monitorado mensalmente, utilizando uma trena para sua leitura. Com os valores da carga hidráulica de cada poço é confeccionado o mapa potenciométrico. O programa Surfer foi utilizado para a confecção dos mapas potenciométricos e também de isoconcentração de nitrato.

Tabela 3.1: Coordenadas dos poços cadastrados

Número do poço	X	Y	Z (m)
1	632311	7473774	5,45
2	632333	7473836	5,62
3	632376	7473811	5,55
4	632197	7474057	5,70
5	632385	7473868	5,65
6	632176	7473724	5,35
7	632003	7473760	5,45
8	632067	7473559	5,25
9	631833	7473613	5,38
10	631961	7473391	5,18
11	631982	7473270	5,15
12	632131	7473112	5,10
13	631930	7474105	5,50
14	631600	7473900	5,75

3.3 Caracterização físico-química

A caracterização físico-química foi baseada na coleta mensal da água subterrânea nos 14 poços cadastrados, durante o período de um ano (outubro/03 a outubro/04). Em cada poço foram medidos o Eh, com equipamento Horiba, modelo D-22, o pH, a temperatura e a condutividade elétrica com o equipamento Horiba modelo U-10.

Nos poços, após a leitura do nível estático, a água subterrânea foi retirada utilizando-se as próprias bombas elétricas e na saída de água destas (antes de ir para a caixa d'água). A água extraída nos 3 minutos iniciais de bombeamento foi desprezada para eliminar a água estagnada, e em seguida, alguns litros de água foram coletados num balde de plástico, usado somente para esta finalidade, após enxágüe com a própria água para ambientação. As medidas foram efetuadas

diretamente na água coletada no balde. Devido à oxigenação causada pelo uso destas bombas a concentração de oxigênio dissolvido, embora medida, não será utilizada neste trabalho.

3.3.1 Eh

O medidor de Eh utilizado possui eletrodo de Ag/AgCl, portanto os valores obtidos devem ser recalculados para o potencial padrão do hidrogênio. Inicialmente os valores de Eh medidos são recalculados para a temperatura padrão (25 °C) com a seguinte Equação (3.1):

$$Eh_t = -0,198 \cdot (t - 25 \text{ °C}) + Eh_c \quad (\text{Eq. 3.1})$$

onde Eh_t é o Eh padronizado a 25 °C, t é a temperatura da amostra de água no campo e Eh_c é o Eh medido no campo (Merkel & Friedrich, 2002). Em seguida, o valor obtido é recalculado para o potencial padrão do hidrogênio (Eq. 3.2):

$$Eh_v = Eh_t + E_{ref} \quad (\text{Eq. 3.2})$$

onde Eh_v é o Eh verdadeiro (hidrogênio) e E_{ref} é o potencial do eletrodo de Ag:AgCl, que é 209 mV (Nordstrom & Wilde, 1998).

3.3.2 pe

Os potenciais redox medidos em Volt não podem ser utilizados em programas termodinâmicos, (p.ex., PHREEQC), por isto eles foram recalculados em valores de pe (sem unidades).

O pe é definido como o logaritmo negativo da atividade de elétrons, $-\log [e^-]$, na solução. O pe, assim como o Eh, é a medida de quão oxidante ou redutora uma solução pode ser, ou seja, se uma solução é deficiente em elétrons aquosos ela é considerada oxidante e se uma solução tem excesso em elétrons aquosos ela é considerada redutora.

A conversão do Eh em pe é obtida pela Equação 3.3:

$$pe = Eh_v \cdot (F/2,303RT) \quad (\text{Eq. 3.3})$$

onde F é a constante de Faraday (96485 C/mol), R é a constante dos gases (8,315 J/K mol) e T é temperatura Kelvin (Merkel & Friedrich, 2002). Para 25 °C, a expressão reduz-se a $pe = 16,91 Eh_v$.

3.3.3 Coleta das amostras para a realização das análises químicas

As coletas das amostras de água subterrânea ocorreram em março, junho e outubro de 2004. Juntamente com as 14 amostras de água, foram levadas ao laboratório para análise a duplicata da amostra do poço 1 e um branco preparado no campo com água desionizada. Os procedimentos de coleta e transporte das amostras de água subterrânea são os sugeridos por Hem (1985), com algumas pequenas modificações:

Após a caracterização físico-química (item 3.3), três alíquotas de água foram coletadas, no campo, em cada poço:

1. Uma alíquota foi acondicionada em frasco de polipropileno, enchendo-o até transbordar, para determinar a alcalinidade por titulação com ácido sulfúrico.
 2. Duas alíquotas foram transferidas, com auxílio de seringa descartável acoplada a uma unidade filtrante (Millex HV, 25 mm de diâmetro, tamanho de poro 0,45 μm), a tubos de centrífuga de polipropileno de 50 mL. Nestas alíquotas foram determinados ânions e cátions. Para conservação, esta última foi acidulada com quatro gotas de ácido nítrico p.a., concentrado.
- Os frascos foram adequadamente identificados e conservados em aproximadamente 4 °C, até a realização da titulação (no mesmo dia) e a entrega no laboratório.

Os tubos de centrífuga foram lavados e preenchidos com água desionizada por pelo menos 24 horas antes de sua utilização no campo. Todos os materiais utilizados na amostragem da água subterrânea foram lavados três vezes com a própria água do poço antes da coleta.

3.4 Análises químicas

A alcalinidade (neste caso representada pelo ânion HCO_3^-) foi determinada no dia da coleta, por titulação de 100 mL da amostra coletada, com ácido sulfúrico diluído (0,16 N), usando como indicador verde de bromocresol + vermelho de metila (modificado de Radojevic & Bashkim, 1999).

Os ânions nitrato, nitrito, cloreto, sulfato, fluoreto, brometo e fosfato foram determinados por cromatografia de íons (CI). Os cátions sódio, potássio, cálcio, magnésio, alumínio, ferro, bário, cromo, cobre, zinco, níquel, manganês e estrôncio foram determinados por espectrometria de emissão com fonte de plasma (ICP-OES). Os cátions sódio, potássio, cálcio, magnésio e

amônio foram também determinados por cromatografia de íons, em razão do interesse neste último íon.

As técnicas analíticas empregadas e os respectivos laboratórios onde as análises foram realizadas são mostrados na Tabela 3.2.

Tabela 3.2: Laboratórios e técnicas analíticas utilizadas.

Mês	Laboratório	Técnica analítica
Março/04	LAMIN	Ânions – CI Cátions – ICP-OES Na e K – AAS
Junho/04	IG-UNICAMP	Ânions – CI
	IG-USP	Cátions – ICP-OES
Outubro/04	IG-UNICAMP	Ânions e Cátions – CI
	IG-USP	Cátions – ICP-OES

IG-USP=Departamento de Mineralogia e Geotectônica (Laboratório de Química e ICP-OES/MS) e IG-UNICAMP=Laboratório de Geoquímica. ICP-OES= Espectrometria de emissão com fonte de plasma; AAS= espectrometria de absorção atômica e CI= Cromatografia de íons.

3.5 Avaliação dos resultados

Com objetivo de analisar a confiabilidade dos resultados das análises químicas, calculou-se a porcentagem do erro analítico, a partir das concentrações obtidas em miliequivalentes por litro dos ânions e cátions (balanço iônico), segundo a Equação 3.4:

$$\text{Erro(\%)} = \frac{\sum \text{cátions} - \sum \text{ânions}}{\sum \text{cátions} + \sum \text{ânions}} \times 100 \quad (\text{Eq. 3.4})$$

Segundo Feitosa & Manoel F^o. (1997) se o erro é inferior a 10% a análise pode ser considerada como correta, porém muitos autores preferem adotar como critério de aceitação dos resultados o valor de erro de 5%, sendo este o valor adotado neste trabalho.

3.6 Processamento dos dados

Os bancos de dados, cálculos de erros percentuais, gráficos e tabelas foram confeccionados com o programa Excel. O software WATEVAL (Hounslow, 1995) foi utilizado como ferramenta na interpretação da qualidade dos dados e dedução da mineralogia do aquífero. A classificação hidroquímica da água subterrânea foi obtida através do diagrama de Piper para cada campanha de amostragem (março, junho e outubro de 2004), confeccionados com o programa GW CHART. O programa PHREEQC-2 (Parkhurst & Appelo, 1999) distribuído gratuitamente no site <http://water.usgs.gov/software>, foi utilizado para efetuar a modelagem da especiação química, e o programa Surfer para a confecção de mapas de isoconcentrações de nitrato e carga hidráulica.

4 RESULTADOS E DISCUSSÕES

4.1 Cadastro de poços

A utilização de poços pelos moradores do bairro Piranema é consequência da falta de saneamento básico, favorecida ainda pelas características geológicas e hidrogeológicas da região, que possibilitam a construção de poços rasos a baixo custo. Todos os poços cadastrados para o presente trabalho são do tipo tubular raso com no máximo 15 metros de profundidade. A técnica de perfuração usada pelos moradores é o trado, utilizando tubos de PVC no revestimento (como os utilizados em rede de esgoto) furados ou com ranhuras para permitir a passagem da água. Muitos moradores não constroem qualquer tipo de cobertura nos poços para evitar a sua contaminação direta, e para vedar a boca do poço utilizam com frequência garrafas plásticas de refrigerante cortadas ao meio. Em algumas casas há pequenas construções de alvenaria sobre ou próximo ao poço, como forma de proteger a bomba elétrica das condições climáticas. Na Tabela 4.1 encontram-se a localização e algumas informações obtidas dos moradores durante o cadastramento dos 14 poços selecionados para este estudo, e no Anexo 1 há ilustrações que mostram a situação destes poços.

Tabela 4.1 Localização e dados construtivos dos poços cadastrados no bairro Piranema.

Poço	Endereço - Proprietário	Profundidade (m)	Destino do esgoto
1	Rua Germano M. da Silva, 12 - Sheila	± 12	Fossa
2	Rua João da Silva Lessa, lote 16 q:U - Sérgio	11	Fossa
3	Rua Germano M. da Silva, 14 - Luciana	10	Valão (incerteza)
4	Reta da Piranema, casa 1, Q: f - Nilda	± 13	Valão (incerteza)
5	Rua Jorge Alípio Goançalves, lote 10, Q:u - Augusta	10	Fossa
6	Reta de Santa Rosa, lote 17 - Lena	11	Fossa
7	Escola Estadual Piranema	± 9,5	Fossa
8	Rua Leontina, lote 11, Q:a - Leni	± 14	Valão
9	Rua 14, lote 9, Q:a - Pará (oficina)	± 12	Valão (incerteza)
10	Rua Manoel Martins, nº 4, Q:q - Márcia	10	Fossa
11	Rua Maria Rocha Pereira, nº18, Q:c - Maria	9	Fossa (incerteza)
12	Rua Pastor Manoel Matias, 27 - Antônio	± 11	Valão
13	Rua Erci P. Guimarães, lote 17, Q: q - Vera	9	Fossa
14	Rua Laurindo Filho, 66 - Jonas	11	Fossa

A água captada dos poços é utilizada principalmente no abastecimento doméstico, e também na irrigação de pequenas hortas particulares e para a dessedentação de animais domésticos (cachorro, gato, galinhas e porcos). Os moradores muitas vezes não sabem informar ao certo os dados construtivos dos poços, como profundidade ou mesmo o destino dado ao esgoto doméstico.

4.2 Características físico-químicas da água subterrânea

O nível freático e as principais características físico-químicas das águas dos poços das amostragens realizadas em março, junho e outubro de 2004 encontram-se nas Tabelas 4.2, 4.3. e 4.4, respectivamente. Os dados completos, incluindo o nível freático, dados físicos do levantamento mensal e os resultados analíticos dos demais analitos, encontram-se no Anexo 2.

Tabela 4.2: Principais dados de caracterização física e química das águas dos catorze poços da amostragem realizada em março de 2004. Dados em mg/L, exceto quando indicado.

Poço	NE (m)	T(°C)	pH	CE(mS/cm)	Eh (mV)	Ca	Fe	Mg	Mn	Na	K	F ⁻	Cl ⁻	Br ⁻	NO ₃ ⁻	SO ₄ ⁻²	HCO ₃ ⁻
1	3,6	26,1	5,44	0,231	395	8,20	0,430	3,66	0,31	29,2	3,1	0,10	51,5	0,11	1,3	3,9	43
2	3,9	26,5	4,92	0,183	542	1,96	0,011	1,28	0,80	31,2	2,7	0,02	40,6	0,12	21,0	1,0	10
3	2,9	26,0	4,82	0,252	524	3,75	0,019	4,69	0,14	34,4	4,0	0,02	45,0	0,13	56,1	3,0	12
4	2,7	27,3	4,81	0,205	540	3,04	0,016	3,61	0,069	26,0	4,4	0,03	29,2	0,09	57,0	3,7	7,2
5	2,8	26,3	4,88	0,312	500	3,48	0,130	4,08	0,064	50,0	4,3	0,03	60,5	0,15	55,1	17,0	4,8
6	3,3	26,1	4,88	0,224	528	2,23	0,022	2,38	0,12	37,2	4,8	0,02	55,2	0,12	21,8	3,7	7,7
7	3,3	26,5	5,30	0,160	487	2,16	0,034	2,09	0,16	22,8	4,0	0,02	27,4	0,10	15,1	8,7	15
8	3,7	26,3	5,28	0,218	508	2,89	0,017	4,19	0,10	27,2	6,1	0,03	35,5	0,08	54,5	4,6	12
9	2,9	26,5	4,96	0,181	499	1,28	0,099	3,64	0,086	25,0	5,8	0,02	30,2	0,06	38,3	4,6	7,7
10	3,3	26,3	5,16	0,227	533	6,32	0,016	3,95	0,77	25,0	5,9	0,04	35,6	0,09	41,5	4,3	15
11	3,0	26,3	5,01	0,200	597	4,69	0,003	3,08	0,35	27,5	2,9	0,04	27,8	0,09	45,8	4,4	9,6
12	3,3	26,0	5,35	0,179	505	2,52	0,022	1,90	0,12	30,0	3,0	0,05	29,5	0,11	29,6	5,8	17
13	2,7	25,8	5,00	0,136	580	1,86	0,005	1,67	0,18	18,4	5,8	0,02	26,7	0,07	19,9	2,4	7,7
14	3,0	26,1	5,72	0,420	311	6,75	14,30	11,10	0,08	55,0	10,4	0,10	72,6	0,16	12,9	30,3	97

NE: nível estático; CE= condutividade elétrica; ALD: abaixo do limite de detecção.

Tabela 4.3: Principais dados de caracterização física e química das águas dos catorze poços da amostragem realizada em junho de 2004. Dados em mg/L, exceto quando indicado.

Poço	NE (m)	T(°C)	pH	CE(mS/cm)	Eh (mV)	Ca	Fe	Mg	Mn	Na	K	F ⁻	Cl ⁻	NO ₃ ⁻	SO ₄ ⁻²	HCO ₃ ⁻
1	4,4	25,5	4,85	0,241	383	10	0,272	3,9	0,26	32	ALD	0,10	60,9	1,5	3,4	44
2	5,0	25,7	4,64	0,186	536	2,1	0,008	1,5	0,09	32	3,0	ALD	43,3	28,6	0,83	7,7
3	3,9	25,4	4,64	0,242	497	2,7	0,019	2,6	0,13	38	3,7	0,063	64,2	19,5	1,5	15
4	4,1	25,7	4,67	0,168	552	2,5	0,006	3,3	0,06	24	4,3	ALD	29,5	36,4	5,4	5,8
5	4,0	25,6	4,73	0,168	429	1,4	0,416	1,1	0,07	30	2,5	0,049	51,4	2,89	2,4	8,7
6	4,1	25,5	4,80	0,217	511	2,3	0,023	2,4	0,12	35	5,3	ALD	59,3	17,7	2,9	8,7
7	4,4	25,6	5,28	0,141	461	2,0	0,044	2,1	0,15	21	4,4	ALD	26,6	16,0	7,4	14
8	4,5	26,0	5,16	0,258	523	3,7	0,013	5,7	0,13	33	7,0	ALD	42,8	67,9	4,3	12
9	3,7	25,0	4,92	0,162	519	1,1	0,022	3,2	0,07	22	6,2	ALD	31,1	27,9	5,4	7,7
10	4,5	26,0	5,00	0,217	505	5,3	0,010	3,5	0,70	27	5,5	0,046	42,5	38,8	3,5	13
11	4,0	25,7	4,37	0,202	526	4,7	ALD	3,4	0,35	28	3,4	ALD	34,4	48,8	3,9	9,7
12	4,3	25,6	4,90	0,203	478	3,0	0,040	2,4	0,17	33	3,8	ALD	41,7	31,6	4,0	15
13	4,8	25,1	4,09	0,152	503	2,0	ALD	2,1	0,19	20	6,8	ALD	33,1	22,5	1,8	5,8
14	3,7	25,3	5,02	0,421	318	8,2	4,78	12	0,07	56	11	0,12	76,4	5,1	39	82

NE: nível estático; CE= condutividade elétrica; ALD: abaixo do limite de detecção.

Tabela 4.4: Principais dados de caracterização física e química das águas de treze poços da amostragem realizada em outubro de 2004.

Dados em mg/L, exceto quando indicado.

Poço	NE (m)	T(°C)	pH	CE(mS/cm)	Eh (mV)	Ca	Fe	Mg	Mn	Na	K	F ⁻	Cl ⁻	Br ⁻	NO ₃ ⁻	SO ₄ ⁻²	HCO ₃ ⁻
1	6,35	25,8	5,66	0,198	389	5,7	0,330	2,6	0,20	27	2,7	0,12	46,5	0,085	3,4	1,76	33
2	5,4	25,9	5,11	0,182	518	2,0	0,006	1,4	0,08	30	2,9	0,023	35,7	0,097	29,2	4,32	7,7
3	5,1	25,2	4,70	0,228	492	2,9	0,053	3,5	0,12	33	3,2	0,021	47,7	0,113	36,1	4,29	9,7
4	5,2	25,8	5,14	0,186	571	2,4	0,015	3,7	0,08	24	4,0	0,024	37,9	0,123	29,8	5,92	5,8
5	6,0	25,5	5,88	0,174	375	2,2	1,054	1,8	0,13	28	2,4	0,052	44,3	0,129	8,1	2,38	17
6	6,0	25,7	5,10	0,252	480	2,8	0,025	2,9	0,14	36	5,5	0,031	64,8	0,119	25,1	4,25	8,7
7	5,7	26,1	5,35	0,182	460	2,8	0,073	2,9	0,22	23	4,9	0,028	38,2	ALD	22,6	7,27	14
8	7,5	26,0	5,10	0,206	506	3,4	0,005	4,5	0,14	25	5,0	0,023	40,5	ALD	44,6	4,18	11
9	5,7	25,8	5,12	0,176	501	1,2	0,027	3,3	0,07	22	5,7	0,028	34,4	ALD	34,1	6,96	8,7
10	7,1	26,0	5,23	0,215	509	4,4	0,007	3,0	0,55	26	5,2	0,026	44,2	0,096	41,9	3,73	14
11	6,0	25,6	5,05	0,220	527	5,2	ALD	3,8	0,41	28	3,4	0,027	40,4	ALD	56,0	4,59	11
12	5,7	25,1	5,21	0,173	500	2,0	0,031	1,4	0,12	27	3,2	0,044	36,0	0,105	32,6	4,11	12
13	4,7	25,5	5,08	0,110	564	1,5	ALD	1,3	0,15	14	4,8	0,022	24,8	ALD	18,4	2,11	7,7

NE: nível estático; CE= condutividade elétrica; ALD: abaixo do limite de detecção.

O tipo hidroquímico obtido a partir dos resultados analíticos das três amostragens da água subterrânea no bairro Piranema foi cloretada sódica, utilizando para esta finalidade o Diagrama de Piper (Figura 4.1). A posição da água no diagrama também pode auxiliar a identificar a composição da rocha matriz ou sua provável fonte. Conforme indicado pela Figura 4.2, as águas subterrâneas analisadas possuem influência da água do mar, o que é plausível, dada a proximidade da costa (aproximadamente 20 km).

Quando os valores dos sólidos totais dissolvidos (STD) são inseridos no diagrama de Piper, observa-se uma tendência a formar uma linha reta apontando em direção ao sódio (Na^+) no triângulo dos cátions e na direção do cloreto (Cl^-), no triângulo dos ânions, com os valores dos STD aumentando nestas direções. Segundo Hounslow (1995), este tipo de direcionamento indica contaminação por NaCl, derivado de águas subterrâneas mais salgadas ou de uma mistura onde um dos componentes é salgado.

O bromo é escasso nas rochas, mas na água do mar sua concentração é significativa (67 mg/L; Hounslow 1995) e o comportamento geoquímico do Br^- é similar ao do cloreto (Hem 1985). O brometo é encontrado também em pequenas concentrações na água da chuva oceânica, na qual a razão molar Br/Cl tende a ser pouco menor que na água do mar, pois a dissolução da halita (presente nos aerossóis marinhos) produz soluções ricas em cloreto, mas relativamente mais empobrecidas em brometo. As razões Br/Cl das águas dos poços do Bairro Piranema têm esta característica, comparadas com a da água do mar (Tabela 4.5).

Segundo Hounslow (1995) o cloreto é usualmente assumido como de origem do sal marinho, e próximo ao oceano a água da chuva é praticamente constituída por uma solução de NaCl, enquanto para o interior dos continentes os sais dissolvidos na água da chuva são principalmente sulfato de cálcio ou bicarbonato de cálcio, devido a interação pedosfera (ou litosfe) com os gases atmosféricos.

Tabela 4.5. Razão Cl/Br na água subterrânea nos meses de março e outubro de 2004. Concentrações em mmol/L.

Poço	mar/04			out/04		
	Cl	Br	10 ³ x Br/Cl	Cl	Br	10 ³ x Br/Cl
1	1,4523	0,0014	0,964	1,3122	0,0011	0,838
2	1,1467	0,0015	1,308	1,0083	0,0012	1,190
3	1,2692	0,0016	1,261	1,3457	0,0014	1,040
4	0,8237	0,0011	1,335	1,0697	0,0015	1,402
5	1,7070	0,0019	1,113	1,2506	0,0016	1,279
6	1,5563	0,0015	0,964	1,8273	0,0015	0,821
7	0,7715	0,0013	1,685	1,0761	ALD	
8	1,0015	0,0010	0,999	1,1434	ALD	
9	0,8534	0,0008	0,937	0,9699	ALD	
10	1,0029	0,0011	1,097	1,2478	0,0012	0,962
11	0,7854	0,0011	1,401	1,1400	ALD	
12	0,8319	0,0014	1,683	1,0153	0,0013	1,280
13	0,7529	0,0009	1,195	0,6983	ALD	
14	2,0472	0,0020	0,977	-	-	-
Água do mar	535,9	0,839	1,6			

ALD = abaixo do limite de detecção.

Com o programa WATEVAL (Hounslow, 1995), que permite avaliar a qualidade dos dados e, entre outras funções, fazer uma dedução da composição mineralógica dos sedimentos que formam o aquífero, obteve-se também que a provável fonte dos cátions e ânions na água subterrânea na área de estudo é a água do mar ou água salina (*brine*).

Portanto, tem-se como provável fonte das águas subterrâneas no aquífero Piranema os aerossóis marinhos e a chuva oceânica, formada pela evaporação da água do mar.

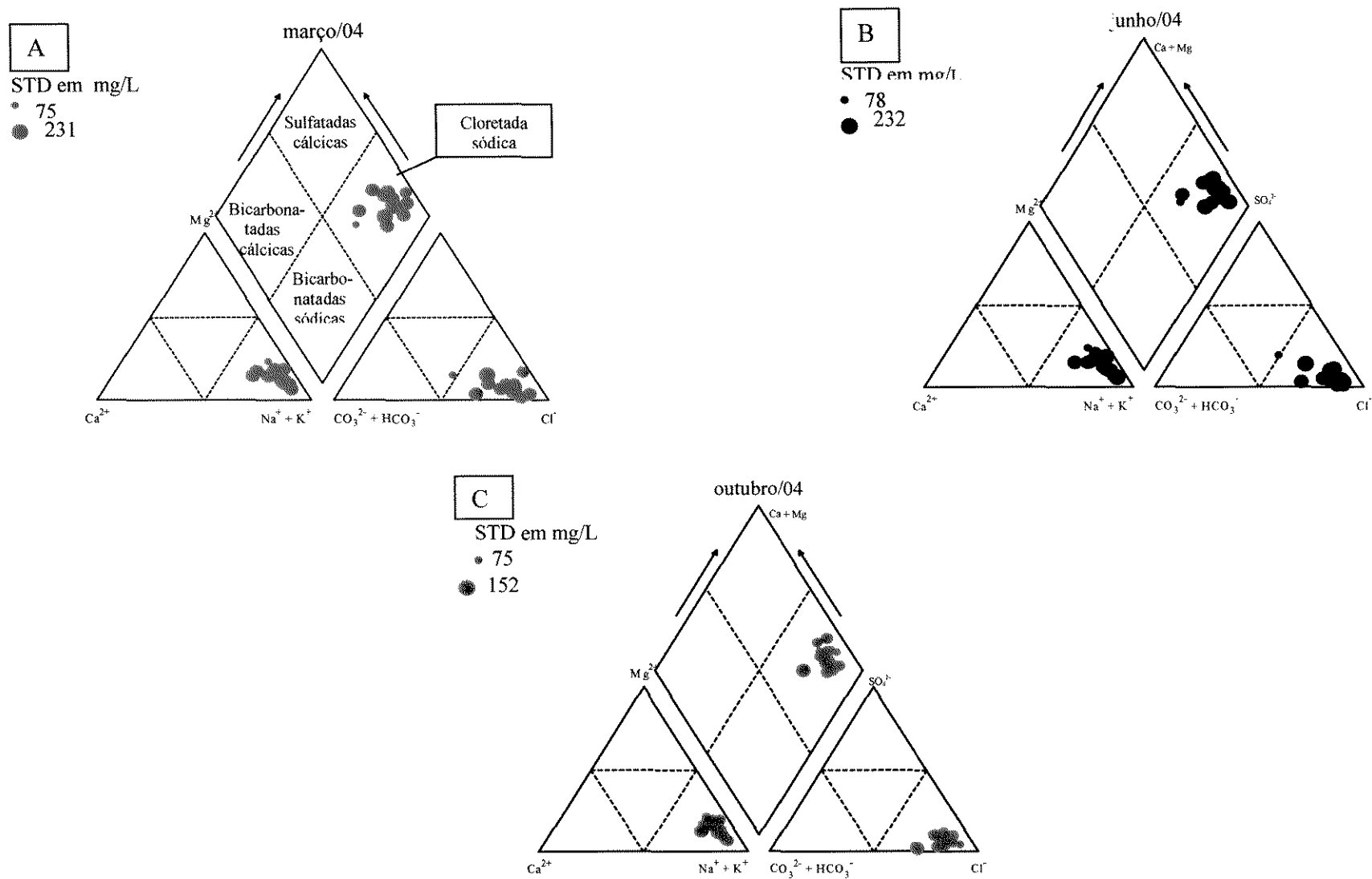


Figura 4.1: Classificação hidroquímica pelo Diagrama de Piper das análises de março/04 (A), junho/04 (B) e outubro/04 (C).

1. Gipsita
2. Calcita
3. Dolomita
4. Riolito
5. Basalto
6. Folhelho
7. Agua do mar
8. Água salina

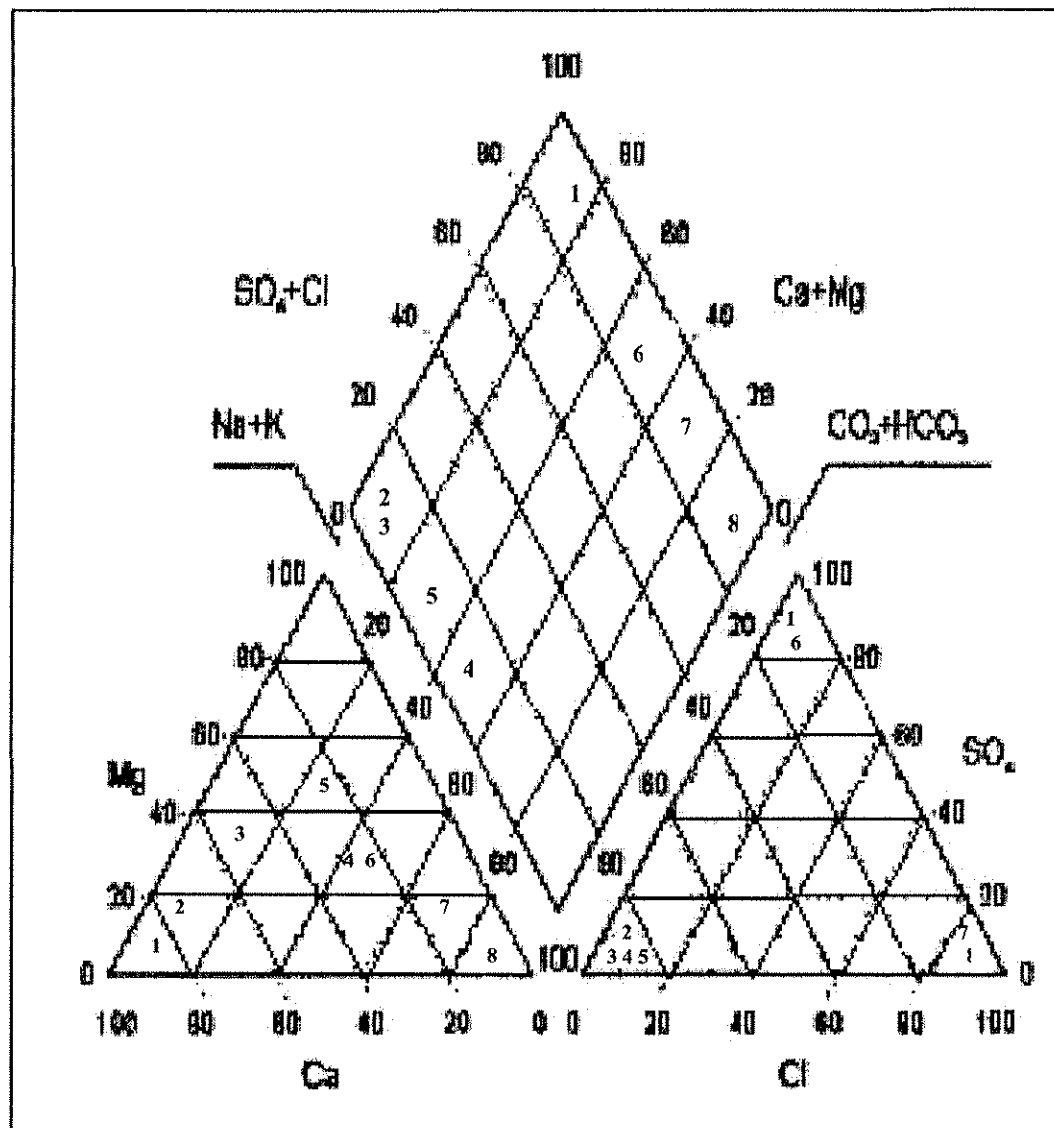


Figura 4.2: Posição no Diagrama de Piper de águas subterrâneas de diferentes tipos de rocha. Fonte: Hounsflow (1995).

4.3 Temperatura

Conforme os dados apresentados na Figura 4.3, a temperatura da água subterrânea não apresentou grandes variações durante o ano hidrológico. Foram registrados valores médios de 26,2 °C nos meses de verão e de 25,4 °C nos meses de inverno. Em média ocorre uma variação de 1,7 °C entre as estações de verão e inverno, a maior variação ocorreu no poço 4 (2,6 °C). Também é observado que alguns poços sistematicamente apresentam valores mais altos e/ou mais baixos (poços 1, 2, 3 e 4), enquanto outros parecem não possuir qualquer tipo de tendência com relação a valores mais baixos ou mais altos, este fato pode ser justificado pelos diferentes aspectos construtivos (profundidade e exposição do poço à radiação solar) ou pela interferência de contaminantes que podem estar alterando a tendência constatada em alguns poços.

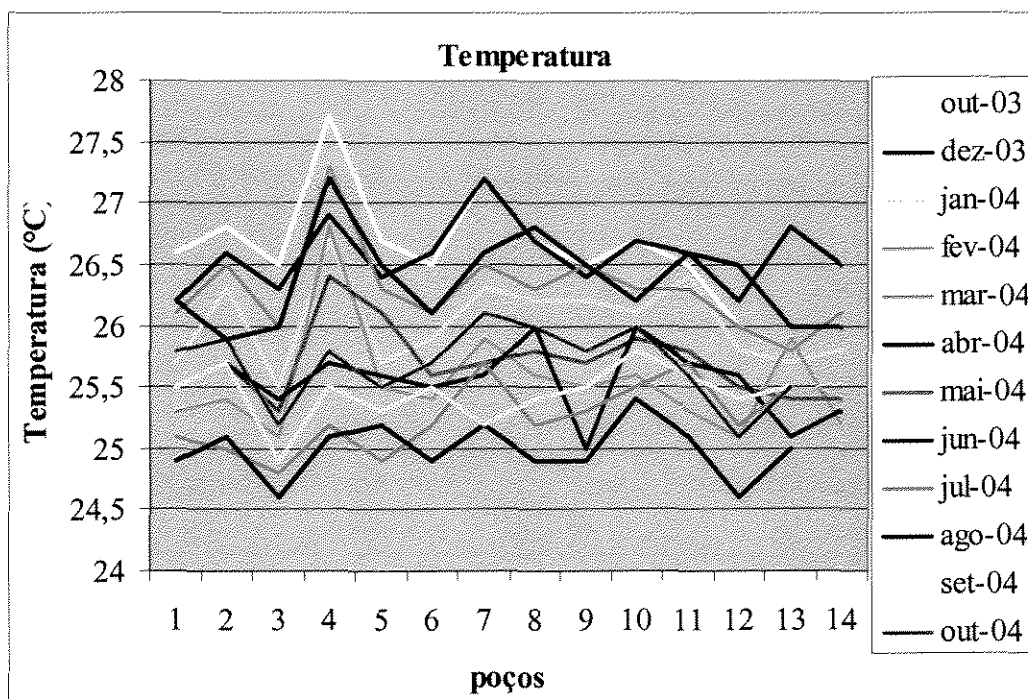


Figura 4.3: Distribuição dos valores da temperatura da água subterrânea entre os meses de out/03 e out/04.

4.4 pH

De modo geral, os valores de pH são levemente ácidos, mantendo-se próximos entre os meses de amostragem e variando entre 4 e 6,5 no período de um ano, com média de 5 (Figura 4.4). Os valores mais altos de pH foram observados no poço 14.

Segundo a Portaria nº 518 de 2004 do Ministério da Saúde “a água potável deve estar em conformidade com o padrão de aceitação de consumo, recomendando-se que no sistema de distribuição, o pH da água seja mantido na faixa de 6,0 a 9,5”. Com relação aos baixos valores de pH, isto pode ser atribuído a presença de CO₂, pois segundo Hem (1985) a zona insaturada do solo pode ser substancialmente enriquecida por CO₂, devido à respiração de plantas e a oxidação de matéria orgânica, principalmente em aquíferos livres e rasos.

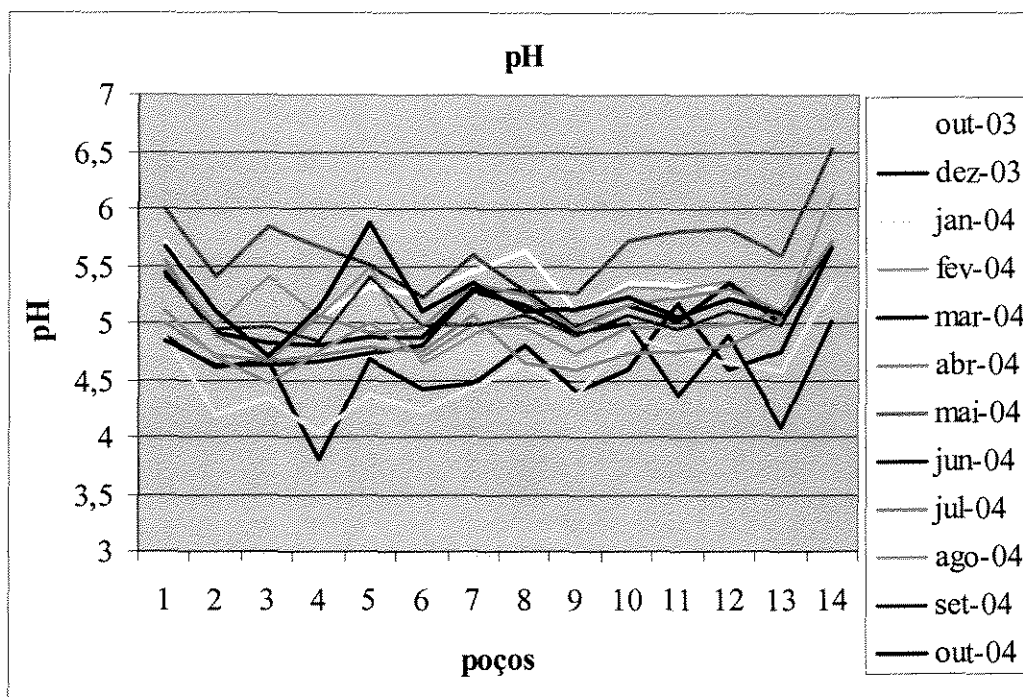


Figura 4.4: Distribuição dos valores do pH da água subterrânea entre os meses de out/03 e out/04.

4.5 Eh

Conforme observado na Figura 4.5 o Eh medido é característico de ambiente oxidante com média de 470 mV no período de out/03 à out/04. Os menores valores foram registrados nos poços 1 e 14 (médias de 370 mV e 295 mV, respectivamente). O Eh não apresentou variações significativas no período de análise, ficando em média entre 380 mV e 510 mV. A maior variação no valor de Eh é observado no poço 5 (variação de 148 mV). No mês de março de 2004, foram observados os maiores valores médios de Eh (503 mV).

Novamente é observado que alguns poços sistematicamente apresentam valores mais altos e/ou mais baixos (principalmente os poços 1, 2, 3, 4 e 14), enquanto os demais poços parecem

não possuir qualquer tipo de tendência. A contaminação da água subterrânea por efluentes domésticos pode interferir nos valores de Eh, causando sua depleção.

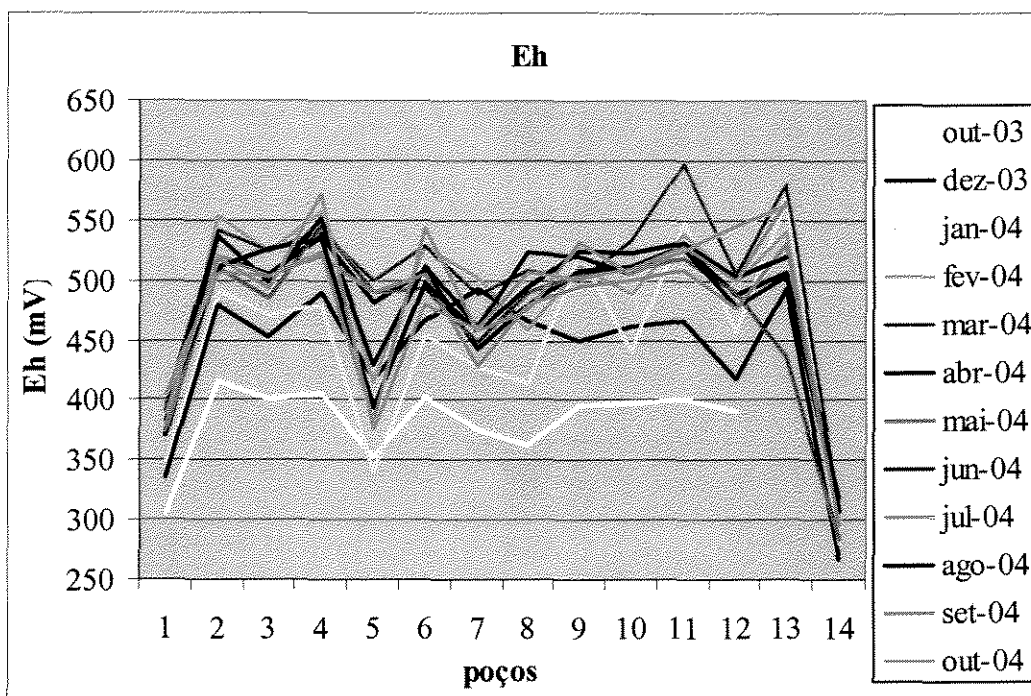


Figura 4.5: Distribuição dos valores do Eh da água subterrânea entre os meses de out/03 e out/04.

4.6 Condutividade elétrica

A condutividade elétrica está relacionada à concentração de sólidos totais dissolvidos em uma solução e em alguns trabalhos é usada como um indicador de áreas com elevadas concentrações de nitrato na água subterrânea (Araújo, 2001; Cagnon, 2003). Com exceção do poço 14, cuja água apresentou elevada condutividade elétrica (média de 0,43 mS/cm), atribuída à maior concentração de Fe_I (mais pronunciada na amostragem de março de 2004) e vários outros íons, os demais poços apresentaram valores médios entre 0,15 mS/cm e 0,25 mS/cm. Novamente a maioria dos poços apresenta sistematicamente valores mais altos e/ou mais baixos (principalmente os poços 1, 2, 3 e 4), enquanto outros parecem não possuir qualquer tipo de tendência (poços 5, 11 e 12). Valores anômalos da condutividade elétrica são observados na Figura 4.6 para o poço 8. Comparando o período seco com o chuvoso, não foram observadas diferenças significativas na condutividade elétrica, apenas uma pequena redução no seu valor médio no período seco. Esta pode ser justificada pela elevação do nível estático no período chuvoso, que favorece um pequeno aumento nos valores da condutividade elétrica causado pela

maior proximidade das fossas e do nível estático, uma vez que os efluentes também são ricos em sais dissolvidos.

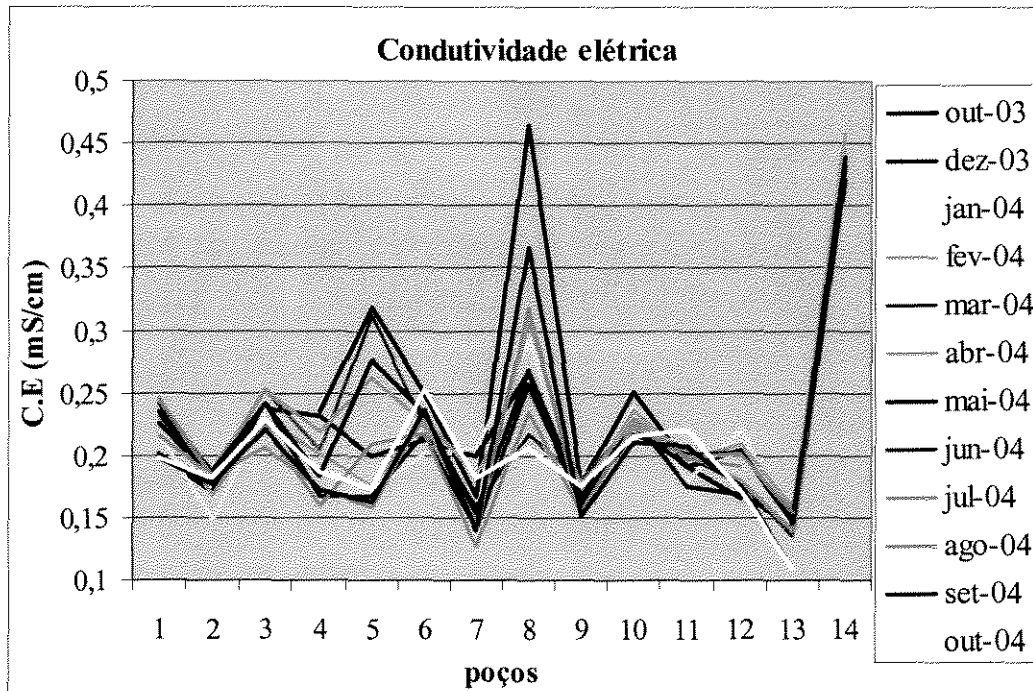


Figura 4.6: Distribuição dos valores da condutividade elétrica da água subterrânea entre os meses de out/03 e out/04.

4.7 Nível estático

Os níveis estáticos na área de estudo variaram de forma significativa entre os períodos de chuva e de seca (item 1.4.1), ocorrendo em média uma variação de 3 m. A maior foi observada no poço 8, com 4 m. Nos meses chuvosos, em média, o nível estático fica à 2,5 m de profundidade, e nos meses de seca, à 5,5 m. Admitindo-se que o fundo das fossas esteja aproximadamente à 2 m de profundidade, ter-se-ia as fossas em contato direto com o aquífero nos meses chuvosos, comprometendo o funcionamento do sistema séptico e também a qualidade da água subterrânea.

Os maiores valores do nível (maior profundidade) são observados em quase todas as amostragens nos poços 8 e 10, uma possível indicação do uso excessivo destes poços (Figura 4.7). Embora tenha ocorrido o cuidado de não serem amostrados os poços logo após o uso da bomba, alguns dados podem representar a recuperação do nível após longo período de bombeamento.

O valor estimado de recarga (1) no período de amostragem pode ser calculado utilizando a variação média do nível estático (3 m), a área de estudo (aproximadamente 1 km²) e a porosidade efetiva de 23% (obtido pelo Projeto Estudos Hidrogeológicos dos Aquíferos Intergranulares a Oeste do Rio Guandu, Município de Seropédica/RJ em 2003). A recarga é obtida pela expressão:

$$\text{recarga} = A \times \Delta NA \times \eta \quad (\text{Eq. 4.1})$$

onde, A=área, ΔNA = variação do nível estático e η = porosidade efetiva

$$\text{recarga} = [(1000 \text{ m} \times 1000 \text{ m}) \times 3 \text{ m}] \times 0,23 = 690\,000 \text{ m}^3 \text{ (ou } 690 \text{ mm)}$$

Portanto, no período de amostragem houve em média uma perda de 690 000 m³ ou 6,9E+8 L de água no aquífero em uma área de 1 km².

De acordo com os dados da Estação Pluviométrica de Santa Cruz no Rio de Janeiro (GeoRio-Alerta Rio), o total de chuvas acumulado em um ano (out/03 a out/04) foi de 1443 mm, ou seja, a recarga do aquífero representa 48% do total das chuvas acumuladas em um ano e aproximadamente 52% representa o escoamento e a evapotranspiração.

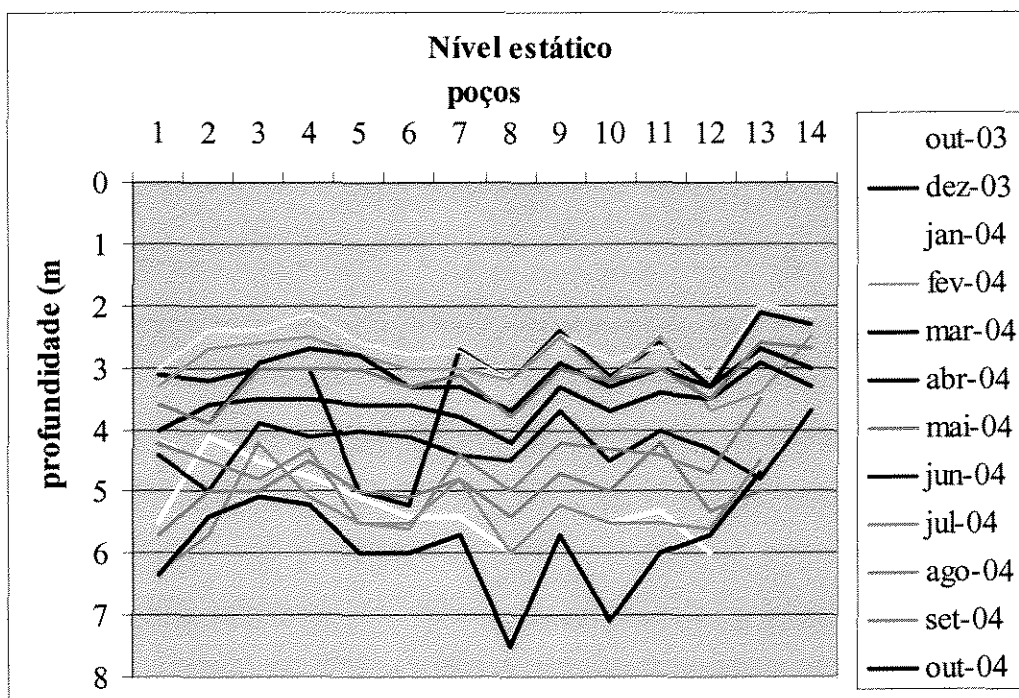


Figura 4.7: Distribuição dos valores do nível estático da água subterrânea entre os meses de out/03 e out/04.

4.8 Carga hidráulica

Conforme descrito no item 3.2, o mapa potenciométrico da área foi elaborado com base nos dados de cota altimétrica e de nível estático dos 14 poços monitorados para os meses de março, junho e outubro de 2004 (Tabela 4.6), possibilitando definir as direções preferenciais de fluxo no aquífero para os respectivos períodos. De acordo com o R.E.H.A.I.O.R.G. (2003), a direção geral do fluxo subterrâneo é na direção norte-noroeste para sul – sudeste. De modo geral, nos mapas potenciométricos (Figuras 4.8 a 4.10) a direção preferencial do fluxo acompanha essa mesma direção, no entanto, na região dos poços 1, 2 e 5 por serem topograficamente mais elevados causam uma direção local de leste-nordeste para oeste-sudoeste. Devido a grande variação sazonal dos níveis estáticos, ocorrem diferenças significativas entre os mapas potenciométricos de março, junho e outubro de 2004. No mapa potenciométrico correspondente a março (Figura 4.8), a zona de descarga do fluxo local subterrâneo encontra-se no poço 8, enquanto em junho ela está localizada no poço 10, e também nos poços 2 e 13 devido à redução da carga hidráulica nestes poços, em comparação aos mapas de março e outubro. No mapa do mês de outubro/04 (Figura 4.10) todas as linhas de fluxo convergem para a região próxima ao poço 8, o que pode indicar a presença de um cone de depressão causado pela extração excessiva de água subterrânea.

Tabela 4.6: Cálculo da carga hidráulica.

poços	Cota altimétrica	Março/04		Junho/04		Outubro/04	
		Nível estático	Carga hidráulica	Nível estático	Carga hidráulica	Nível estático	Carga hidráulica
1	5,45	3,6	1,85	4,4	1,05	6,3	-0,85
2	5,62	3,9	1,72	5,0	0,62	5,4	0,22
3	5,55	2,9	2,65	3,9	1,65	5,1	0,45
4	5,70	2,7	3,00	4,1	1,60	7,5*	-1,80
5	5,65	2,8	2,85	4,0	1,65	6,0	-0,35
6	5,35	3,3	2,05	4,1	1,25	8,0*	-2,65
7	5,45	3,3	2,15	4,4	1,05	5,7	-0,25
8	5,25	3,7	1,55	4,5	0,75	7,5	-2,25
9	5,38	2,9	2,48	3,7	1,68	5,7	-0,32
10	5,18	3,3	1,88	4,5	0,68	7,1	-1,92
11	5,15	3,0	2,15	4,0	1,15	n.l.	n.l.
12	5,10	3,3	1,80	4,3	0,80	5,7	-0,60
13	5,50	2,7	2,80	4,8	0,70	4,7	0,80
14	5,75	3,0	2,75	3,7	2,05	m	m

m = proprietário mudou-se; n.l. = não lido; *= provável recuperação do nível após bombeamento por longo tempo

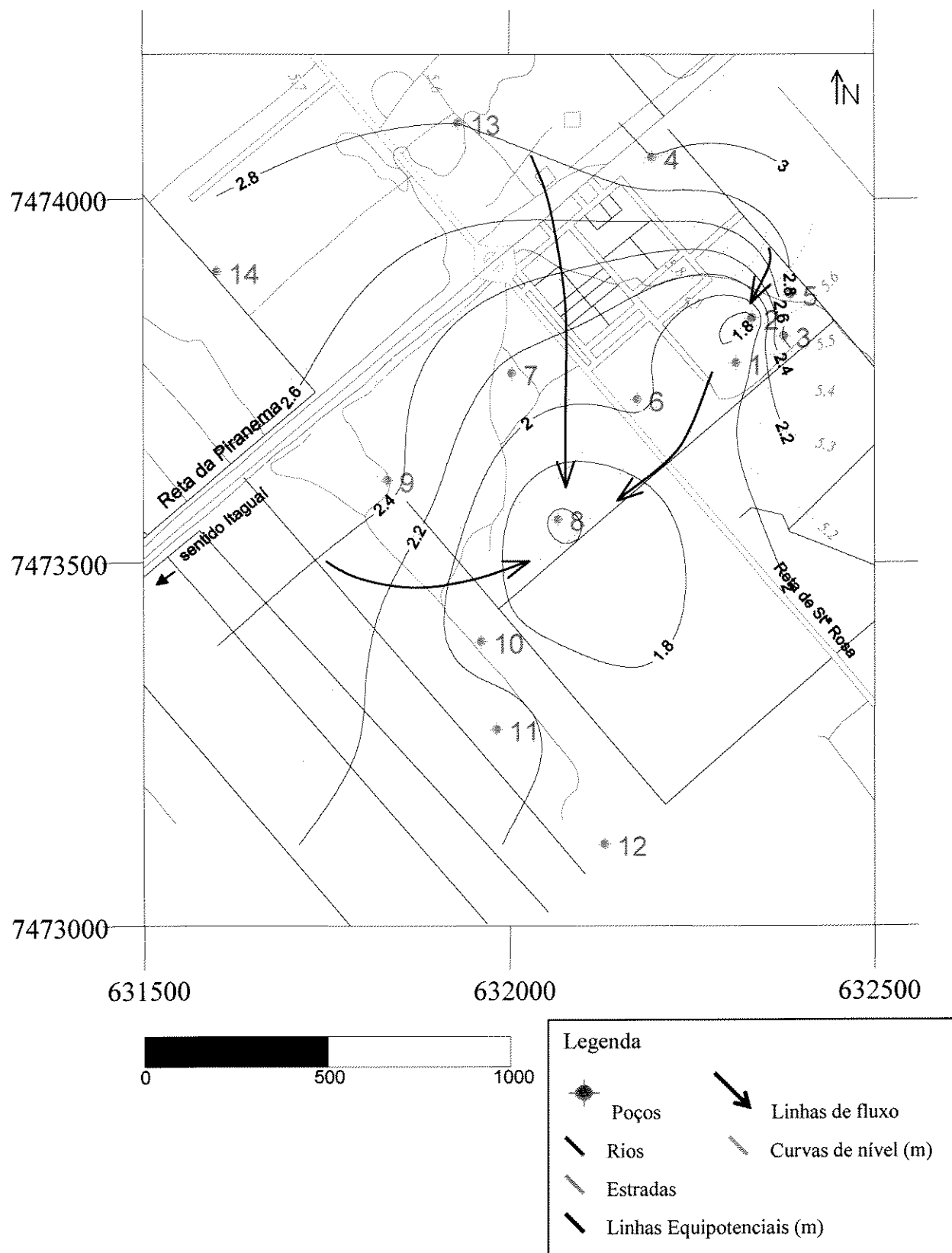


Figura 4.8: Mapa potenciométrico de março/04.

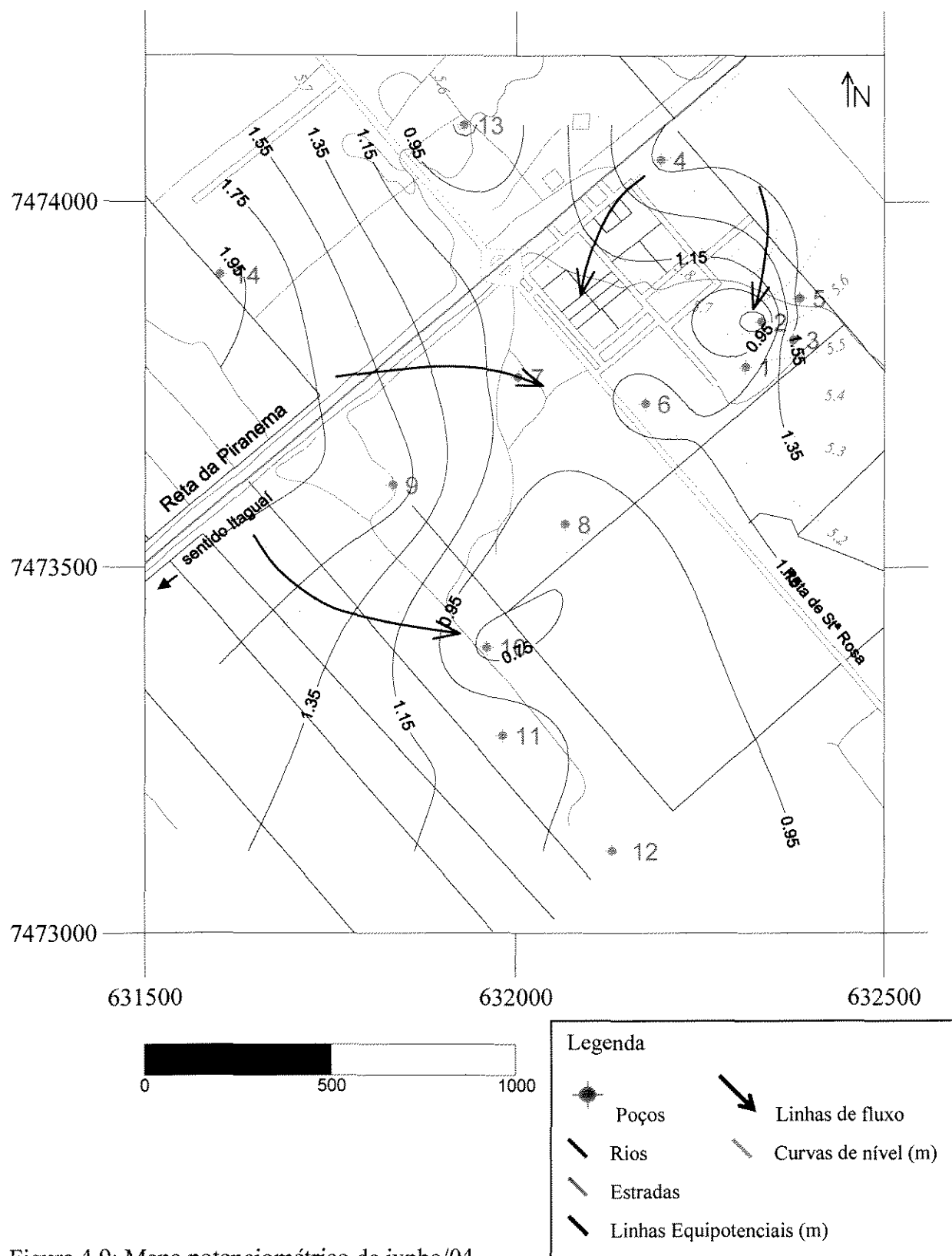


Figura 4.9: Mapa potenciométrico de junho/04.

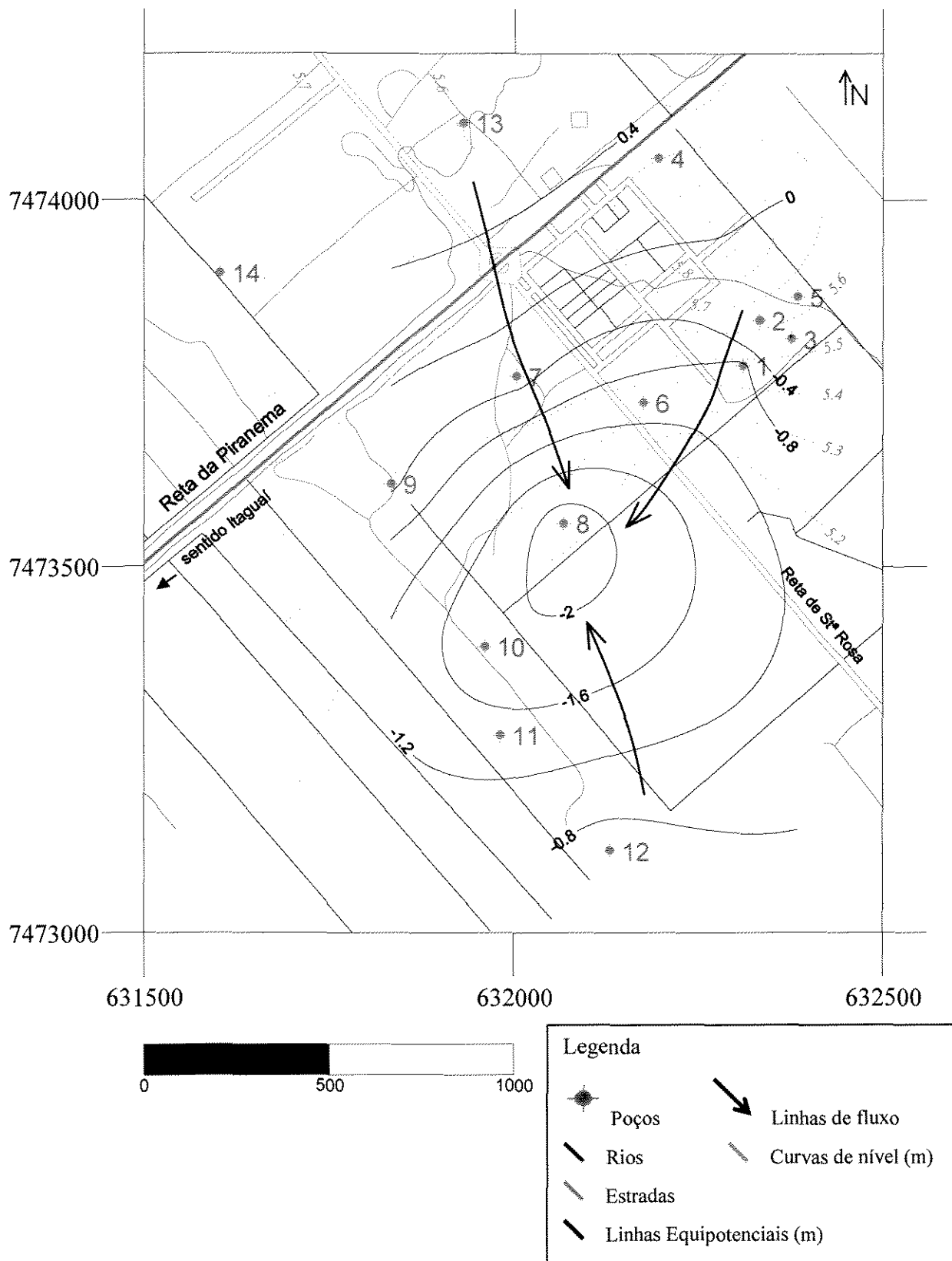


Figura 4.10: Mapa potenciométrico de outubro/04.

O poço 8 apresentou a menor carga hidráulica nos meses de março e outubro, e o poço 2 em junho. A distância da superfície potenciométrica em relação ao nível do mar geralmente é pequena, variando entre 2,85 m e -1,92 m. Portanto, em períodos de seca a superfície potenciométrica pode ficar abaixo do nível do mar (Figura 4.10).

4.9 Distribuição espacial e temporal do nitrato, nitrito e amônio

O nitrogênio dissolvido na forma de íons nitrato (NO_3^-) é o contaminante mais comum encontrado nas águas subterrâneas. Por processos naturais sua concentração raramente é superior a 5 mg/L em águas subterrâneas. No entanto, em águas poluídas por fontes antrópicas sua concentração facilmente ultrapassa 10 mg/L de nitrato (NO_3^-), indicando a contaminação.

Em março/04, 36 % dos poços apresentaram concentrações de nitrato acima do VMP pelo Ministério da Saúde (45 mg/L de NO_3^-), enquanto em junho e outubro de 2004 somente 14% ultrapassaram este limite. A maior concentração de nitrato foi obtida no mês de junho, no poço 8, com aproximadamente 68 mg/L de NO_3^- . As concentrações médias de nitrato (NO_3^-) no bairro Piranema nos meses de março, junho e outubro de 2004 foram: 33,6 mg/L, 26,1 mg/L e 29,4 mg/L, respectivamente (Tabela 4.7).

Aumentos consecutivos nas concentrações de nitrato foram observados nos poços 1, 2, 6, 7, 11 e 12 e somente nos poços 5 e 14 houve uma redução significativa na sua concentração de março à outubro de 2004. No entanto, concentrações de nitrito e amônio também foram obtidos nestes dois últimos poços. Apenas nos poços 8 e 11 as concentrações de nitrato estiveram próximas ou superiores à 45 mg/L nas três campanhas de análise química (Figura 4.11). As concentrações de nitrato do mês de março são ligeiramente superiores aos demais (Tabela 4.7), mas teoricamente nos meses de maior precipitação pluviométrica se esperaria uma concentração mais baixa, decorrente de uma maior diluição do contaminante. Porém, no mês de março e nos anteriores (janeiro e fevereiro) a subida do lençol freático, possibilitou a aproximação e até mesmo o contato direto com as fossas, e conseqüentemente a elevação das concentrações de nitrato, já que os valores mais oxidantes foram observados neste mês, o que favoreceu a nitrificação.

Tabela 4.7: Concentração dos compostos de nitrogênio analisados. Dados em mg/L.

Poços	Março/04			Junho/04			Outubro/04		
	NO ₃ ⁻	NO ₂ ⁻	NH ₄ ⁺	NO ₃ ⁻	NO ₂ ⁻	NH ₄ ⁺	NO ₃ ⁻	NO ₂ ⁻	NH ₄ ⁺
1	1,3	ALD	ALD	1,5	ALD	1,19	3,4	ALD	ALD
2	21,0	ALD	ALD	28,6	ALD	0,57	29,2	ALD	ALD
3	56,1	ALD	0,53	19,5	ALD	1,55	36,1	ALD	0,63
4	57,0	ALD	ALD	36,4	ALD	0,12	29,8	ALD	ALD
5	55,1	ALD	ALD	2,9	ALD	ALD	8,1	0,06	0,07
6	21,8	ALD	ALD	17,7	ALD	ALD	25,1	ALD	ALD
7	15,1	ALD	0,08	16,0	ALD	ALD	22,6	ALD	0,60
8	54,5	ALD	0,78	67,9	ALD	ALD	44,6	ALD	0,75
9	38,3	ALD	ALD	27,9	ALD	ALD	34,1	ALD	ALD
10	41,5	ALD	1,36	38,8	ALD	0,66	41,9	ALD	2,10
11	45,8	ALD	ALD	48,8	ALD	ALD	56,0	ALD	ALD
12	29,6	ALD	ALD	31,6	ALD	ALD	32,6	ALD	ALD
13	19,9	ALD	ALD	22,5	ALD	ALD	18,4	ALD	ALD
14	12,9	0,30	ALD	5,1	3,16	ALD	m	m	m
Média	33,6	-	-	26,1	-	-	29,4	-	-

ALD = abaixo do limite de detecção, m = o proprietário mudou-se. ■ Acima do VMP (valor máximo permissível).

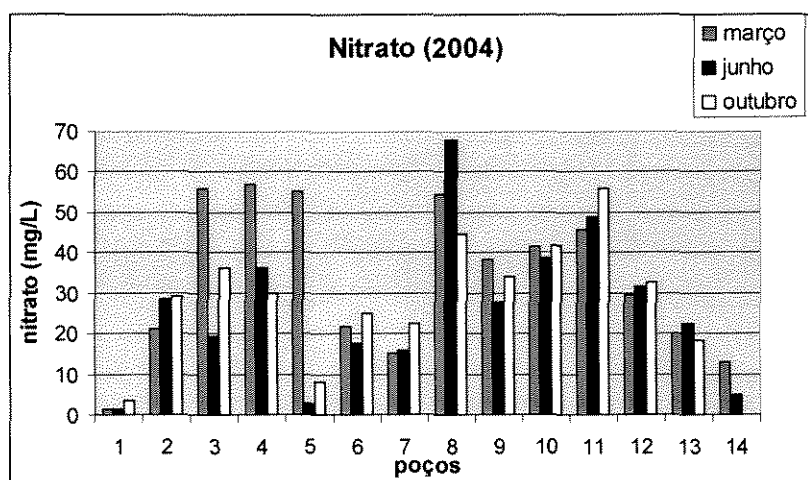


Figura 4.11: Distribuição da concentração de nitrato.

As concentrações de nitrito (NO_2^-) ficaram abaixo do limite de detecção (0,004 mg/L), exceto no poço 14 nos meses de março e junho e do poço 5 em outubro (0,06 mg/L de NO_2^-). Concentrações de amônio (Tabela 4.7) foram encontradas nas três campanhas. A presença desta espécie é favorecida por um ambiente menos oxidante e, portanto, menos favorável às reações de nitrificação, ou apenas por não ter transcorrido tempo suficiente para que os processos de nitrificação ocorressem, caracterizando contaminação recente. Concentrações elevadas (> 1 mg/L), foram determinadas nos três meses, e embora o poço 1 não esteja contaminado com altas concentrações de nitrato, concentrações anômalas de amônio foram detectadas no mês de junho/04, o que evidencia a poluição recente. Ainda em relação ao amônio, observa-se que as concentrações, quando superiores ao limite de detecção, estão acima do valor limite estabelecido pelo EPA de 0,06 mg/L de NH_4^+ .

Nos mapas de isoconcentração de nitrato (Figuras 4.12, 4.13 e 4.14) observa-se que concentrações de nitrato entre 4 e 45 mg/L foram medidas em toda a área de estudo, com tendência a distribuírem-se em formato de “ilha” circular. Nos meses de março e junho (Figuras 4.12 e 4.13, respectivamente) foi identificada uma ilha com centro na concentração de nitrato do poço 8 e em outubro (Figura 4.14) no poço 11, no entanto ainda atingindo o poço 8. Isto pode ser explicado pela estabilidade do nitrato em ambientes oxidantes, e por não ser adsorvido pelas partículas sólidas do solo, move-se livremente acompanhando o fluxo subterrâneo local. A “ilha” de nitrato coincide com a região de descarga da água subterrânea nos três meses analisados.

Na parte norte dos mapas, observa-se que concentrações de nitrato inferiores a 4 mg/L (VRQ) são obtidas, nas três campanhas, no poço 1. No entanto, os poços próximos ao poço 1 possuem concentrações mais elevadas (principalmente no mês de março/04). As concentrações menores de nitrato no poço 1 podem ser favorecidas por vários fatores, como aspectos construtivos do poço (maior distância fossa-poço, maior profundidade do poço) e até mesmo condições menos oxidantes.

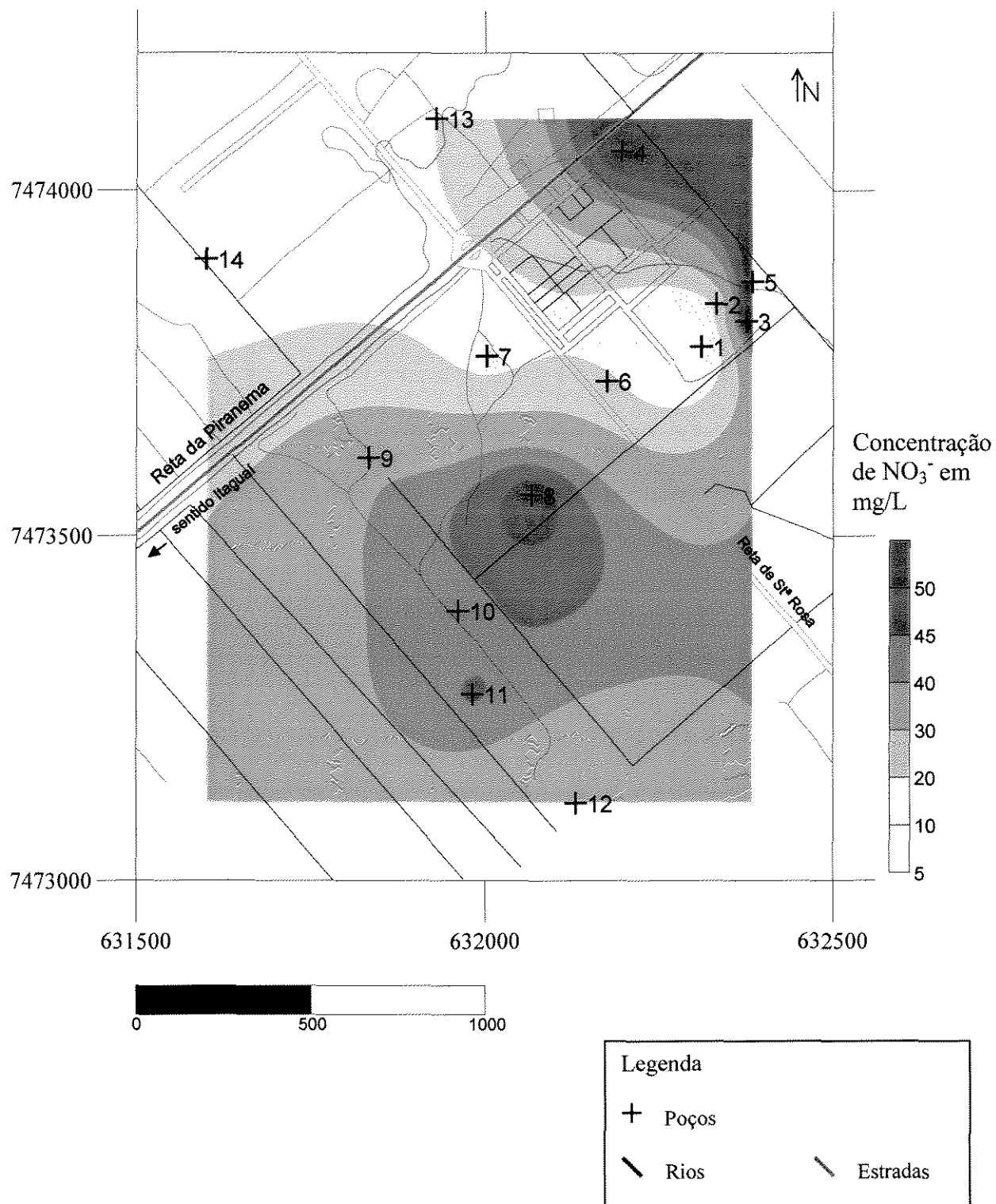


Figura 4.12: Concentrações de nitrato (NO_3^-) no mês de março de 2004.

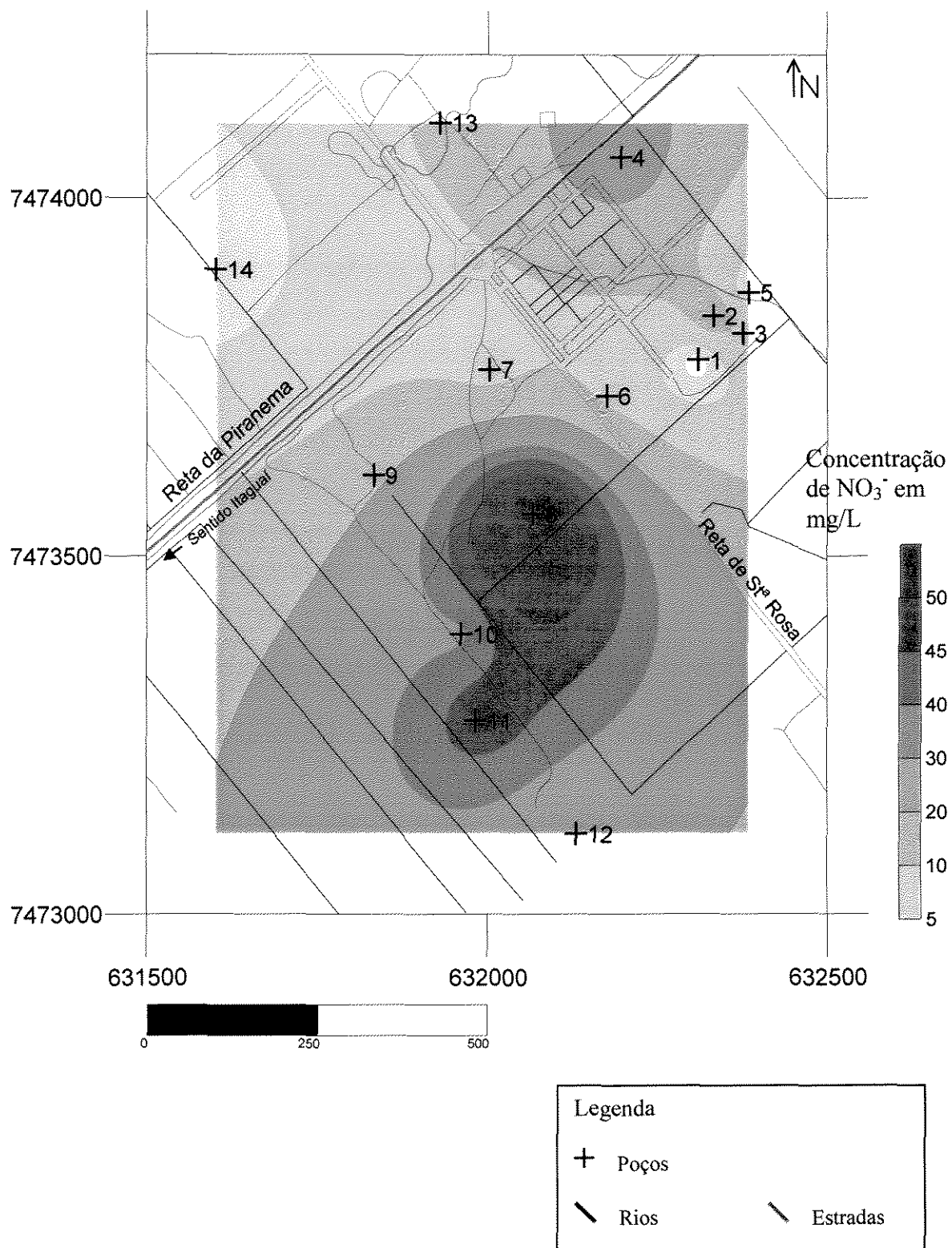


Figura 4.13: Concentrações de nitrato (NO_3^-) no mês de junho de 2004.

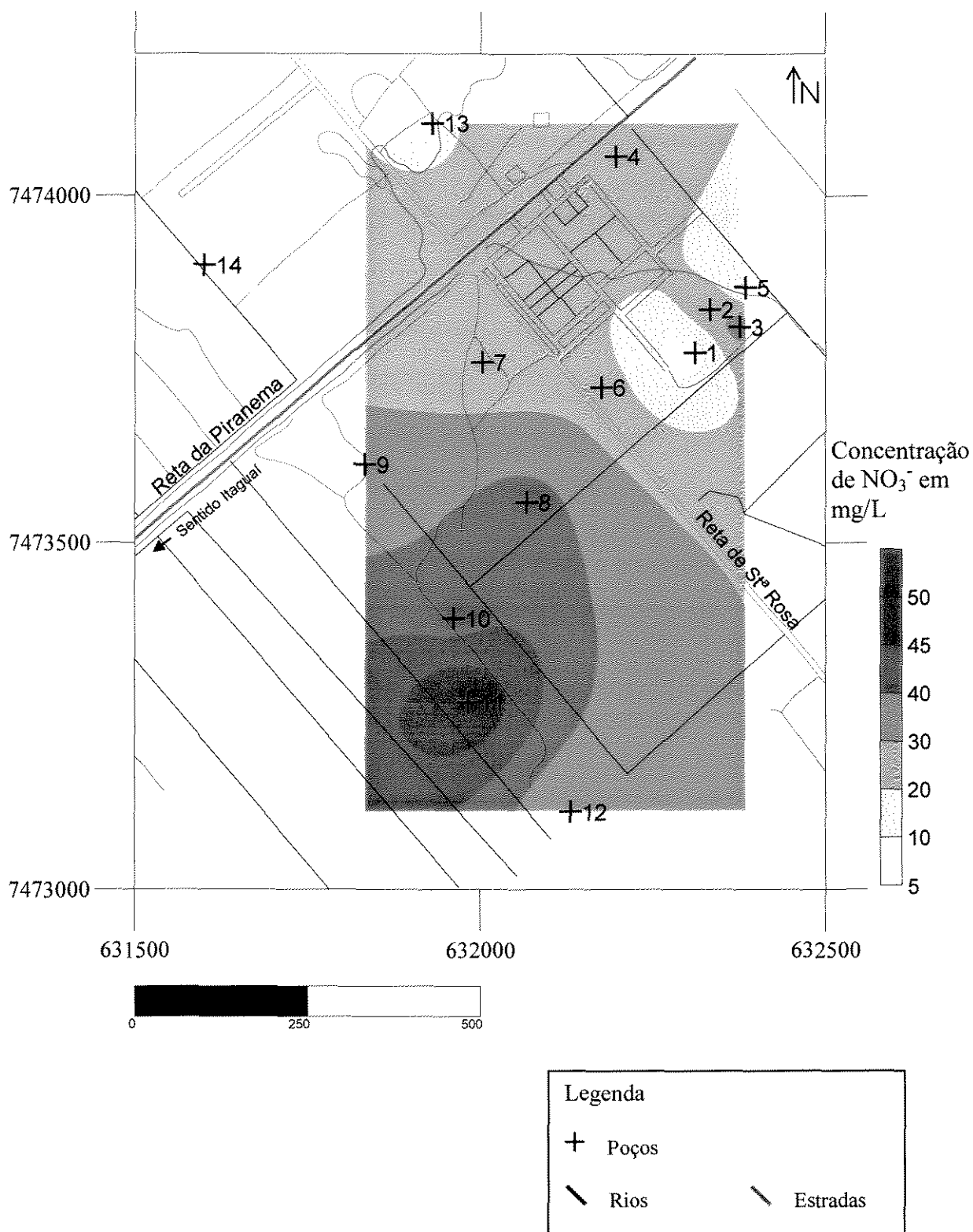


Figura 4.14: Concentrações de nitrato (NO_3^-) no mês de outubro de 2004.

A concentração de nitrato não apresenta correlação com os demais parâmetros ou com outros elementos químicos analisados (Tabela 4.8). Em muitos trabalhos, foi constatada correlação positiva entre a concentração de nitrato e a condutividade elétrica, porém isto não foi observado nos dados obtidos. O valor máximo para a correlação (r) nitrato:CE foi obtido no mês de outubro ($r = 0,4$). Contudo altas correlações positivas foram obtidas para cloreto e condutividade elétrica ($r = 0,9$), o que, junto com as correlações negativas de cloreto e nitrato indica que cloreto e nitrato não têm a mesma fonte.

Tabela 4.8: Correlação (r) entre NO_3^- e CE, NA, pH, Eh, Cl, Na e alcalinidade (Ak). Concentrações em mg/L.

r (NO_3^-)	CE	NA	pH	Eh	Cl	Na	Ak
mar/04	0,02	-0,4	-0,6	0,5	-0,2	0,1	-0,1
jun/04	-0,1	0,2	0,0	0,7	-0,5	0,2	-0,1
out/04	0,4	0,3	-0,7	0,6	-0,1	0,1	0,4

NA = Nível estático; CE = condutividade elétrica.

4.10 Especiação

A utilização de programas hidrogeoquímicos, como o PHREEQC, tem como um dos seus principais objetivos compreender e analisar os impactos naturais e antrópicos em sistemas aquáticos. O PHREEQC é um programa de computador que simula as reações químicas e processos de transporte em águas naturais e contaminadas. Dentre as modelagens que podem ser efetuadas PHREEQC estão a especiação e a determinação de índices de saturação, equilíbrio/desequilíbrio de minerais ou gases, mistura de águas diferentes, dentre outros.

A modelagem realizada permitiu obter dados de especiação química e a determinação do índice de saturação. Os modelos de especiação química são usados em situações onde a possibilidade de dissolução ou precipitação de minerais precisa ser conhecida, como no tratamento da água, armazenamento e recuperação de aquíferos e injeção em poços.

Os dados utilizados na modelagem são: temperatura, pH, pe, condutividade elétrica e concentração de cátions e ânions. Os resultados dos cálculos efetuados pelo programa incluem

balanço de cargas (Tabela 4.9), força iônica, distribuição das espécies e índice de saturação de fases sólidas.

Tabela 4.9: Balanço de cargas das análises.

Poço	Março/04 (%)	Junho/04 (%)	Outubro (%)
1	-1,6	-5,8	-0,6
2	2,4	0,4	2,1
3	-1,9	-3,1	0,1
4	-1,4	3,3	2,0
5	-0,8	-1,3	-1,1
6	3,7	0,9	-1,2
7	3,3	3,1	0
8	-1,7	-0,3	-1,7
9	4,5	4,7	-1,4
10	2,9	-0,1	-0,7
11	3,0	-0,2	-2,5
12	2,3	0,3	-5,0
13	6,7	6,4	1,4
14	-1,2	1,6	-

A distribuição das espécies é muito semelhante nas três campanhas. Os cátions Na^+ , K^+ , Ca^{+2} , Ba^{2+} e Mg^{+2} ocorrem principalmente como cátions livres (96% a 100%) e menos de 4% encontram-se na forma de complexos com sulfato (SO_4^-) e/ou bicarbonato (HCO_3^-). O Fe_t , presente de forma significativa somente no poço 14 distribui-se 99% como Fe^{+2} , que geralmente está na forma de cátion livre, e raramente forma complexo com sulfato (FeSO_4). Os ânions Cl^- , NO_3^- , NO_2^- e o cátion NH_4^+ ocorrem 100% na forma dos respectivos cátions e ânions livres. O SO_4^{2-} ocorre principalmente como ânion livre e menos de 5% forma complexos com Mg^{+2} , Ca^{+2} e Na^+ . O C^{+4} ocorre entre 80% e 99% como H_2CO_3 , o que é esperado em ambientes com o pH obtido.

Nenhuma amostra apresentou fases supersaturadas e, portanto não ocorre precipitação de fases minerais.

Devido a pouca profundidade das águas analisadas, da matriz sedimentar constituída por sedimentos de difícil dissolução (principalmente quartzo e feldspato) e por se tratar de aquífero localmente livre, sujeito a variações significativas do nível estático, reforça proveniência dos íons cloreto e sódio predominante a partir da água da chuva. A proximidade com o mar propicia tais

condições, mas há um possível acréscimo na concentração destes elementos proveniente de fontes antrópicas e da dissolução do feldspato como origem do sódio. A menor concentração do bicarbonato pode ser explicada pelos baixos valores do pH, de caráter ácido em toda a área de estudo. Quanto ao ânion sulfato, obtido com baixas concentrações quando comparado com os demais elementos, sua presença pode estar condicionada ao ambiente geológico, formado por camadas essencialmente arenosas e localmente sem a presença de níveis orgânicos significativos. A ausência de minerais contendo cálcio e magnésio, e a alta mobilidade destes elementos podem explicar suas baixas concentrações. A também baixa concentração do cátion potássio pode estar associada à difícil dissolução dos minerais presentes nos sedimentos na região, como também na sua intensa participação em processos de troca iônica, da facilidade de ser adsorvido por minerais de argila e ainda por ser bastante utilizado pelos vegetais.

Com relação às concentrações dos íons menores, o ferro apresentou baixas concentrações, estando próximas ou pouco acima do VMP (0,3 mg/L pela Portaria 518 de 2004) nos poços 1 e 5, e excessivamente altas no poço 14. Altas concentrações de ferro geralmente estão associadas à presença de minerais ferromagnesianos ou óxidos e/ou hidróxidos de ferro que constituem muitas vezes o material de cimentação (Feitosa, 1997). A água do poço 14 difere física e quimicamente dos demais poços, pois possui histórico de contaminação por óleo utilizado em geradores. Em março, foram detectadas concentrações de arsênio acima do VMP pela mesma Portaria (0,01mg/L) nos poços 1, 2 e 3 (Anexo 2). A provável origem do As nestes poços pode ser antrópica, como a utilização de inseticidas ou herbicidas à base de arsênio, já que não existem históricos de concentração de arsênio superiores a 0,01mg/L na região. Segundo Feitosa (1997), águas subterrâneas com concentrações de As inferiores a 0,1 mg/L de arsênio são comuns. O manganês também apresentou concentrações acima do VMP pela Portaria 518 de 2004 (0,1 mg/L) em grande parte das amostras. Fluoreto e estrôncio quando detectados apresentaram baixas concentrações. Os elementos-traço ficaram próximos ou abaixo dos respectivos limites de detecção (Anexo 2).

4.11 Velocidade de fluxo na zona não saturada

A velocidade de infiltração da água na zona não saturada foi estimada com base na equação de velocidade da água subterrânea derivada da combinação entre a Lei de Darcy e a equação da velocidade hidráulica, utilizando-se:

$$V = (K_v / \eta) \times (dh / dL) \text{ (Eq. 4.2)}$$

Onde, V = velocidade de fluxo

K_v = condutividade hidráulica vertical

η = porosidade efetiva

dh / dL = gradiente hidráulico; utilizou-se $dh / dL = 1$ para escoamento vertical na zona não saturada (Heath, 1983).

Todos os dados utilizados para o cálculo da velocidade hidráulica vertical foram obtidos do P.E.H.A.I.O.R.G. (2003), e constam na descrição da hidrogeologia (item 1.3). Adotou-se os valores de condutividade hidráulica vertical (K_v) obtidos em dois locais próximos ao bairro Piranema, o primeiro com $K_v = 1,0 \text{ e-}5 \text{ cm/s}$ e o segundo com $K_v = 2,0 \text{ e-}4 \text{ cm/s}$, ambos para 100 cm de profundidade e média de $\eta = 23\%$.

$$1) \ K_v = 1,0 \text{ e-}5 \text{ cm/s} = 0,00864 \text{ m/dia}$$

$$V = (0,00864 \text{ m/dia}) / 0,23 = 0,03756 \text{ m/dia}$$

O tempo que o contaminante levaria para atingir o aquífero foi calculado para duas profundidades de nível estático:

- 3 m (meses chuvosos) = 80 dias
- 5 m (meses secos) = 133 dias

$$2) \ K_v = 2,0 \text{ e-}4 \text{ cm/s} = 0,1728 \text{ m/dia}$$

$$V = (0,1728 \text{ m/dia}) / 0,23 = 0,7513 \text{ m/dia}$$

O tempo que o contaminante levaria para atingir o aquífero foi calculado para duas profundidades de nível estático:

- 3 m (meses chuvosos) = 4 dias
- 5 m (meses secos) = 7 dias

Assim, o contaminante levaria entre 80 e 133 dias para atingir a água subterrânea se a velocidade vertical for de 0,00864 m/dia, e entre 4 e 7 dias para atingir a água subterrânea se a velocidade vertical for de 0,1728 m/dia. No entanto, comparando-se estes dados com os do nível estático (item 4.7), nota-se pela variação do nível estático entre os meses de análise, que a velocidade mais coerente na área de estudo é a maior, de 0,1728 m/dia.

Embora os dados usados no cálculo da velocidade vertical não tenham sido obtidos no bairro Piranema, eles são referências com relação ao tempo que o contaminante levaria para atingir o aquífero na área de estudo.

5 CONCLUSÕES

As águas subterrâneas do aquífero Piranema, coletadas no bairro Piranema, localizado no município de Seropédica – RJ, estão parcialmente contaminadas por nitrato, sendo a sua fonte antrópica e multi-pontual oriunda do sistema de saneamento *in situ* do tipo fossa séptica e valas negras.

Devido ao aquífero ser livre e os sedimentos da formação Piranema serem constituídos principalmente por quartzo e feldspato, de difícil dissolução e ainda pela rápida circulação da água na zona não saturada, a composição química da água subterrânea (classificada como cloretada-sódica) tem provavelmente a sua origem na água da chuva e em aerossóis marinhos, devido à não transcorrer tempo suficiente para a sua interação com os sedimentos da região.

A concentração do nitrato varia sazonalmente com o nível freático e as direções de fluxo, e também é afetada pelo uso excessivo dos poços, o que facilita o transporte do contaminante para as áreas de descarga. Isto foi comprovado pelo fato das concentrações mais elevadas de nitrato ($> 45 \text{ mg/L}$) coincidirem, nas três amostragens, com a região de descarga do fluxo local de água subterrânea. Variações temporais do contaminante entre as estações seca e úmida foram observadas, no entanto não foram suficientes para modificar o cenário de contaminação das águas subterrâneas.

Os parâmetros físico-químicos não apresentaram uma relação clara com as concentrações de nitrato.

A condutividade elétrica não se mostrou, neste trabalho, um bom indicador de áreas com concentrações elevadas de nitrato. Isto se deve à composição cloretada-sódica da água subterrânea, que contribui preponderantemente para o valor da condutividade elétrica. Concentrações elevadas de nitrato se refletem em valores de condutividade elétrica proporcionais, mas isto só poderia ser notado, caso a salinidade da água fosse menor.

Com relação à distribuição das espécies, os cátions (Na^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} e K^+) de forma geral, ocorrem na forma livre, só reagindo em pequena proporção com HCO_3^- e SO_4^{2-} para formar complexos. O Cl^- ocorre 100% como íon livre e para os dados disponíveis, C, N e S ocorrem predominantemente nas respectivas formas oxidadas. A presença de NH_4^+ em alguns poços indica que a contaminação pode ser recente, não tendo transcorrido tempo suficiente para sua oxidação. Nenhuma fase mineral é precipitada.

O seguinte modelo para a contaminação das águas subterrâneas no bairro Piranema é sugerido:

- o contínuo aporte de matéria orgânica, derivado do lançamento do esgoto “*in natura*”, é atenuado e “estocado” nas camadas superiores não saturadas do solo.
- devido à existência de oxigênio na zona não saturada do solo, a matéria orgânica é degradada e oxidada.
- durante a recarga do aquífero livre na estação chuvosa (estimada em 48% da precipitação anual), o nível da água subterrânea sofre rápida ascensão, aproximando-se ou atingindo as fossas e sumidouros, contaminando diretamente a água subterrânea. Na estação seca o nitrato é carreado pela água da chuva, percolando os sedimentos das camadas superiores até atingir a água subterrânea. Em ambas as estações, após atingir a água subterrânea, o nitrato é carreado pelo fluxo local (advecção), concentrando-se em regiões de descarga do fluxo local, caracterizado pelas “ilhas” de nitrato.

A recomendação proposta é que haja o controle das atividades e fontes poluidoras, ou seja, a implantação e o gerenciamento de um sistema de saneamento que garanta a coleta e o tratamento do efluente gerado no bairro, e a desativação das fossas sépticas e valas negras geradoras de poluição na água subterrânea utilizada no abastecimento em todo o bairro. Isto possibilitaria a redução das concentrações de nitrato e também diminuiria a probabilidade de contato da população com agentes microbiológicos patogênicos, proporcionando a melhoria na qualidade de vida da população que reside no bairro Piranema. Recomenda-se ainda que medidas sejam adotadas para um bom gerenciamento do uso da água subterrânea, pelo cadastro e localização dos poços particulares, das fossas e valões, e a conscientização da população da importância da utilização racional da água e a preservação da sua qualidade.

É sugerido ainda que sejam realizados estudos para uma melhor caracterização da hidrodinâmica do aquífero no bairro Piranema, que permitirão a elaboração de um modelo matemático de fluxo mais preciso, tendo em vista a importância deste aquífero dentro do contexto regional.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Adam J.W.H. 1980. Health aspects of nitrate in drinking-water and possible means of denitrification - Literature review. *Water Sa*, 6:79-84.
- Addiscott T.M. & Benjamin N. 2004. Nitrate and human health. *Soil Use and Management*, 20:98-104.
- Alaburda J. & Nishihara L. 1998. Presença de compostos de nitrogênio em águas de poços. *Rev. de Saúde Pública*, 32(2):160-165.
- Araújo P.P. 2001. *Variações sazonais dos componentes nitrogenados, em aquífero livre na zona urbana de Santa Izabel do Pará, noroeste do estado do Pará*. Dissertação de Mestrado, Centro de Geociências, Universidade Federal do Pará, 113 p.
- Silva A.R. & Araújo T.M. 2003. Qualidade da água do manancial subterrâneo em áreas urbanas de Feira de Santana (Ba). *Ciência & Saúde Coletiva* 8(4):1019-1028.
- Barbosa C.F., Guedes F.S. e Tubbs Filho D. 2002. Contaminação por nitrato das águas subterrâneas no Bairro de Piranema, limítrofe aos Municípios de Seropédica e Itaguaí, RJ. XII Jornada de Iniciação Científica da UFRuralRJ.
- Batalha B. H. L. 1989. Fossa Séptica. CETESB, São Paulo, 2.ed, 20 p.
- Braga B., Hespanhol I., Conejo J.G.L., Barros M.T.L., Spencer M., Porto M., Nucci N., Juliano N., Eiger S. 2002. *Introdução à Engenharia Ambiental*. 1. ed. Prentice Hall, Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, 305pp.
- Cagnon F.A. 2003. *Origem e hidroquímica do nitrato nas águas subterrâneas do aquífero Adamantina em Urânia, SP*. Dissertação de Mestrado, Instituto de Geociências, Universidade de São Paulo, 148 p.
- Carvalho L.G. 2001. *Geofísica e Topografia Aplicadas a Pesquisa Mineral de Areia nos Lotes 445 e 446 em Piranema - Município de Seropédica - RJ*. (Monografia de Graduação) Departamento de Geociências, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, 105 p.
- Cesarino A. 2002. *Seleção de materiais para remediação de aquíferos contaminados por nitrato através de barreiras reativas*. Dissertação de mestrado, Instituto de Geociências, Universidade de São Paulo, 97 p.
- Chapelle, F.H. 2000. *Ground-water microbiology and geochemistry*. 2. ed. John Wiley & Sons. 477 pp.

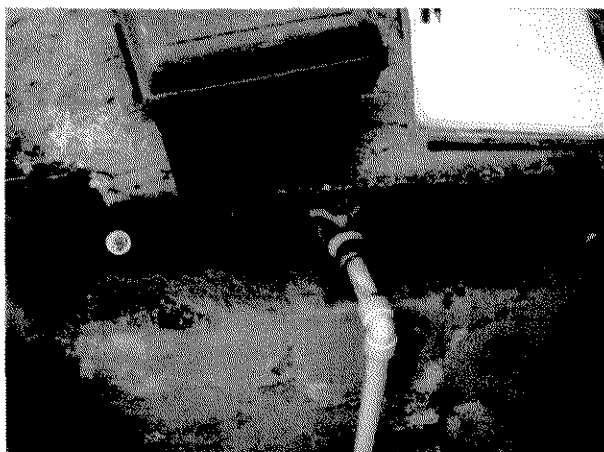
- Clark I. & Fritz P. 1997. *Environmental isotopes in hydrogeology*. Lewis Publishers, New York, 328 pp.
- Comly H.H. 1945. Cyanosis in infants caused by nitrates in well water. *Journal of the American Medical Association*, **129**:112-116.
- Emsley J. 1994. The consumer's good chemical guide – Separating facts from fiction about everyday products. Corgi Books, pp.:216-245.
- Feitosa F.A.C. & Manoel Filho J. 1997. *Hidrogeologia: Conceitos e aplicações*. CPRM, Fortaleza, 412 pp.
- Fewtrell L. 2004. Drinking-Water Nitrate, Methemoglobinemia, and Global Burden of Disease: a discussion. *Environmental Health Perspect*, **112**(14):1371-1374.
- Follet R.F. 1989. Nitrogen management and ground water protection. Elsevier, Amsterdam, pp.: 35-75.
- Foster S.S.D. & Hirata R. 1988. *Determinación del riesgo de contaminación de aguas subterráneas: una metodología basada en datos existentes*. 2. ed. Centro Panamericano de Ingeniería y Ciencias del ambiente, Peru, 81 pp.
- Freeze R.A. & Cherry J.A. 1979. *Groundwater*. Prentice Hall, Nova Jérsei, EUA, 604 pp.
- Freitas M.B., Brilhante O.M.E., Almeida L. 2001. Importância da análise de água para a saúde pública em duas regiões do Estado do Rio de Janeiro: enfoque para coliformes fecais, nitrato e alumínio. *Revista Saúde Pública*, **17**(3):651-660.
- GeoRio-Alerta Rio. Disponível em: <http://www.2rio.rj.gov.br/georio/site/alerta>. Acesso em dezembro de 2004.
- Góes M.H.B. 1994. *Diagnóstico Ambiental por Geoprocessamento do Município de Itaguaí (RJ)*. Tese de Doutorado, Instituto de Geografia – UNESP, 518 p.
- Heath R.C. 1983. *Hidrologia de água subterrânea básica*. U.S.Geological Survey Water-Supply 2220, 84 pp.
- Hem J.D. 1985. *Study and Interpretation of the Chemical Characteristics of Natural Water*. U.S.Geological Survey Water-Supply 2254, 263 pp.
- Hirata R. 2000a. Estudo da contaminação por nitrato no Distrito de Tibiriça, Bauru. São Paulo, DAE/Igc-USP. (Relatório Técnico). In Cagnon, 2003.
- Hirata R. 2000b. Recursos Hídricos. In Teixeira W., Toledo M.C., Fairchild T., Taioli F. *Decifrando a Terra*. Oficina de Textos, São Paulo, pp.: 421-444.

- Hounsflow A.W. 1995. *Water quality data: analysis and interpretation*. ed. Lewis Publishers, New York, USA, 397 pp.
- Johnson C.J. & Kross B.C. 1990. Continuing importance of nitrate contamination of groundwater and wells in rural areas. *American Journal of Industrial Medicine*, **18**:449-456.
- Keeney D. R. 1987. Sources of nitrate to ground water. *Critical Reviews in Environmental Control*, **16**:257-304.
- Lundberg J.O., Weitzberg E., Cole J. A., Benjamin N. 2004. Perspectives: Nitrate, bacteria and human health. *Nature Reviews*, **2**:593-602.
- Mattos C.C.L.V. 1998. Boletim Agrometeorológico da UFRRJ-1996. *Floresta e Ambiente*, UFRuralRJ, **5**(1):208-215.
- Merkel B.J. & Friedrich P.B. 2002., Praxisorientierter Leitfaden zur numerischen Modellierung von Beschaffenheit, contamination und sanierung aquatischer systeme springer. *Grundwasserchemie*, 219 pp.
- Monsores A.L.M. 2003. *Estudos Hidrogeológicos e Hidroquímicos em Aquíferos Fraturados – Bacia Superior do Córrego do Açude, Distrito de Raposo, Itaperuna-RJ*. Dissertação de Mestrado, Instituto de Geociências, Universidade Federal do Rio de Janeiro. 170 p.
- MS (Ministério da Saúde). Portaria nº 518 de 25 de março de 2004. *Normas de potabilidade da água destinada ao consumo humano*. 15p.
- Nordstrom D.K. & Wilde F.D. 1998. *Reduction-Oxidation Potential (Electrode Method)*. U.S.Geological Survey, TWRI, book 9. 20 p.
- OMS (Organização Mundial de Saúde). 1993. *Guidelines for drinking-water quality*. Geneva, **1**:52-57.
- Parkhurst D.L. & Appelo C.A.J. 1999. User's guide to PHREEQC - A computer program for speciation, reaction-path, 1D-transport, and inverse geochemical calculations: U.S. Geological Survey Water - Resources Investigations Report. (<http://water.usgs.gov/software>)
- Projeto Areia Seropédica, 2000. Mineração Aguapeí S.A. Relatório de Impacto Ambiental, RIMA. Rio de Janeiro. 228 p.
- Projeto Estudos Hidrogeológicos dos Aquíferos Intergranulares a Oeste do Rio Guandu, Município de Seropédica/RJ. 2003. DRM/RJ – Departamento de Recursos Minerais do Estado do Rio de Janeiro (Relatório Técnico Final). 234 pp.
- Radojevic M. & Bashkim V.N. 1999. *Practical Environmental Analysis*. 466 p.

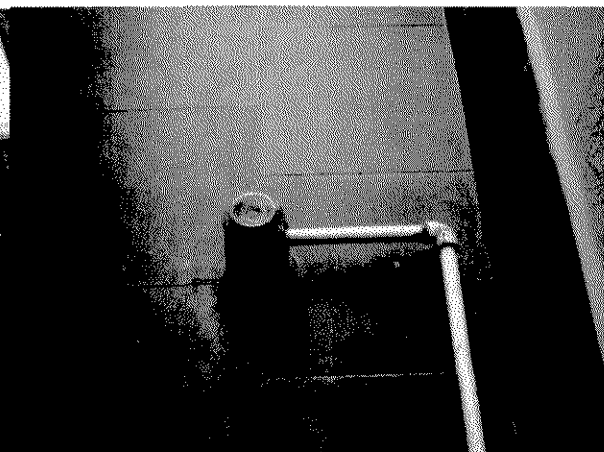
- Rivers C.N., Barret M.H., Hiscock K.M., Dennis P.F., Feast N.A., Lerner D.N. 1996. Use of nitrogen isotopos to identify nitrogen contamination of the Sherwood Sandstone Aquifer beneath the city of Nottingham, United Kingdom. *Hidrogeology Journal*, **4**:90-102.
- Robertson W., Cheryy J.A., Sudicky E.A. 1991. Groundwater contamination from two small septic systems on sand aquifers. *Grounwater*, **29**:82-92.
- São Paulo (Estado), Decreto nº 12.486, de 20.10.78 – NTA 60 – Águas de consumo Alimentar.
- SEMADS/GTZ. 2001. Projeto Planágua, Ambiente das águas no Estado do Rio de Janeiro e Bacia de Sepetiba, Rio de Janeiro. Coord. William Weber, 180 pp. (www.serla.rj.gov.br/planagua/)
- Silveira N.V.V., Yabuku H.Y., Duarte M., Takahashi M.Y., Chicourrel E.L. Níveis de nitritos, nitratos e sorbatos em queijos curados comercializados na cidade de São Paulo. *Rev. Instituto Adolfo Lutz*, São Paulo, **51**(1/2):37-40.
- SIPE – Fundação Instituto de Desenvolvimento Econômico e Social do Rio de Janeiro. *Indicadores Climatológicos do Estado do Rio de Janeiro*. 1978. 156 pp.
- Teixeira W., Toledo M.C., Fairchild T., Taioli F. 2000. *Decifrando a Terra*. Oficina de Textos, São Paulo. 568 pp.
- Thorntwaite C.W., Mather J.R. 1955. The Water Balance. Publications in Climatology. Drexel Institute of Technology. Laboratory of Climatology, New Jersey, **8**(1):2-104.
- USEPA – United States Environmental Protection Agency. 1994. Nitrogen Control (manual). *Technomic Publishing Company*, pp.:35-36.
- Varnier C.L. & Hirata R. 2002. Contaminação da água subterrânea por nitrato no Parque Ecológico do Tietê – São Paulo, Brasil. *Rev. da Associação Brasileira de Águas subterrâneas*, **16**:77-82.
- Wakida F.T., Lerner D.L. 2005. Non-agricultural sources of groundwater nitrate: a review and case study. *Water Research*, **39**:3-16.
- Walton G. 1951. Survey of literature relating to infant methaemoglobinaemia due to nitrate-contaminated water. *American Journal of Public Health*, **41**:986-996.

ANEXO 1

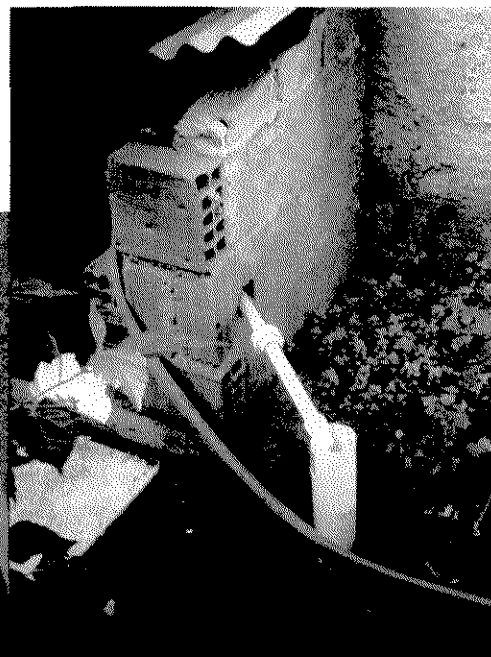
Fotos dos 14 poços monitorados de outubro de 2003 à outubro de 2004



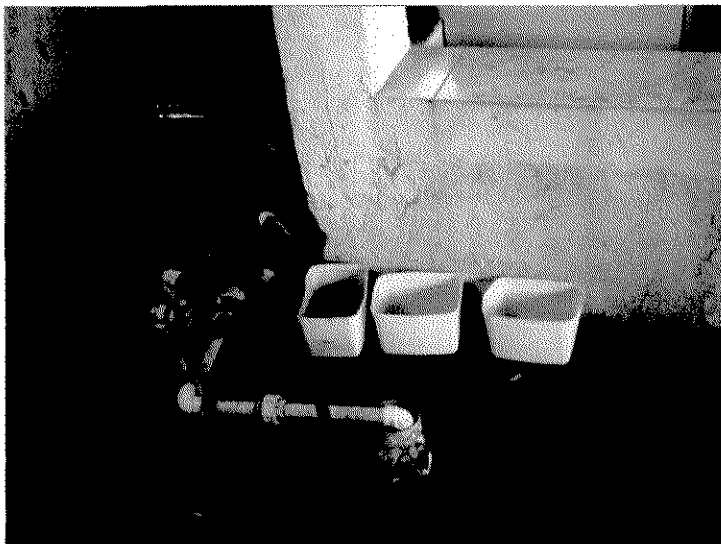
Poço 1



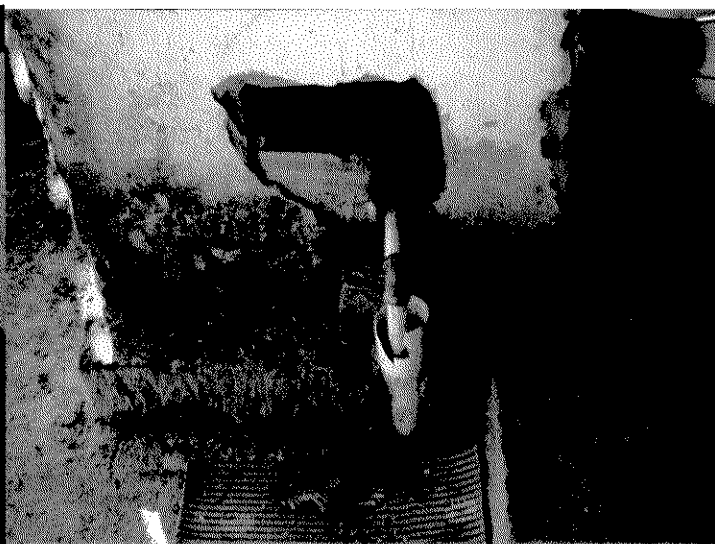
Poço 2



Poço 3



Poço 4



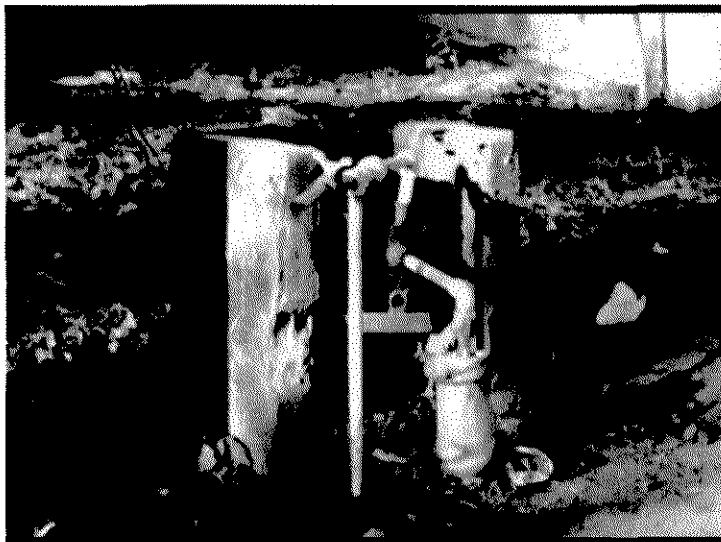
Poço 5



Poço 6



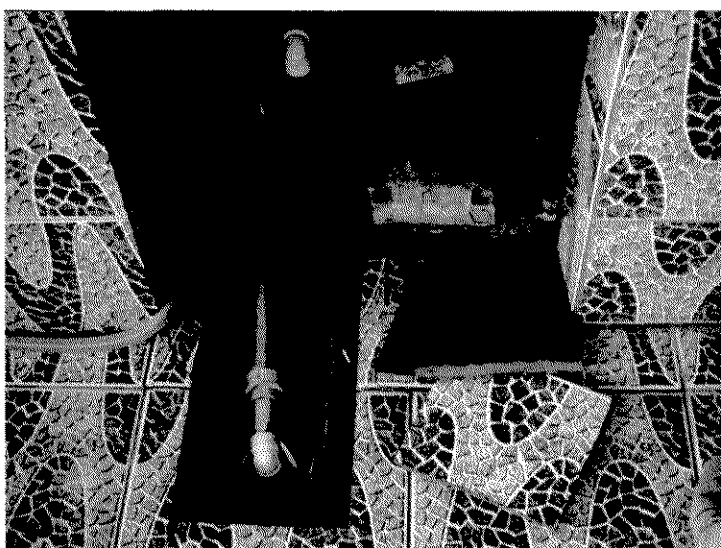
Poço 7



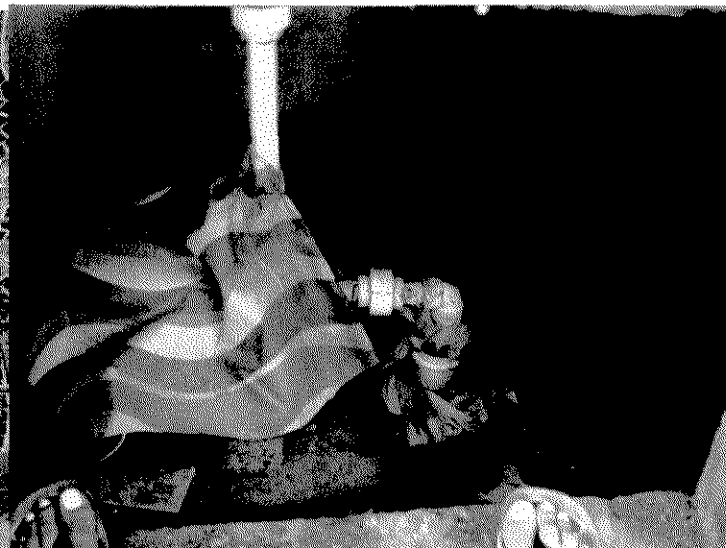
Poço 8



Poço 9



Poço 10



Poço 11



Poço 12



Poço 13



Poço 14

ANEXO 2

Tabela 1a. Resultados de análises químicas das amostras coletadas em março – LAMIN (Laboratório de Análises Minerais – CPRM).

Poços	mg/L																
	Al	As	B	Ba	Ca	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Li	Mg	Mn	Mo	Ni	Pb	Se
1	ALD	0,04	ALD	0,303	8,20	ALD	0,010	ALD	ALD	0,430	0,005	3,66	0,308	ALD	ALD	ALD	ALD
2	ALD	0,03	ALD	0,188	1,96	ALD	ALD	ALD	0,01	0,011	0,008	1,28	0,800	ALD	ALD	ALD	ALD
3	ALD	0,03	ALD	0,471	3,75	ALD	0,004	ALD	0,01	0,019	0,006	4,69	0,137	ALD	ALD	ALD	ALD
4	ALD	ALD	ALD	0,509	3,04	ALD	ALD	ALD	0,01	0,016	0,005	3,61	0,069	ALD	ALD	ALD	ALD
5	ALD	ALD	0,045	0,350	3,48	ALD	ALD	ALD	ALD	0,130	0,003	4,08	0,064	ALD	ALD	ALD	ALD
6	ALD	ALD	ALD	0,282	2,23	ALD	ALD	ALD	ALD	0,022	0,008	2,38	0,119	ALD	ALD	ALD	ALD
7	ALD	ALD	ALD	0,256	2,16	ALD	0,005	ALD	ALD	0,034	0,006	2,09	0,159	ALD	ALD	ALD	ALD
8	ALD	ALD	0,019	0,252	2,89	ALD	0,004	ALD	ALD	0,017	0,003	4,19	0,105	ALD	ALD	ALD	ALD
9	ALD	ALD	ALD	0,385	1,28	ALD	0,004	ALD	0,01	0,099	0,004	3,64	0,086	ALD	ALD	ALD	ALD
10	ALD	ALD	ALD	0,470	6,32	ALD	0,035	ALD	ALD	0,016	0,005	3,95	0,770	ALD	ALD	ALD	ALD
11	ALD	ALD	ALD	0,276	4,69	ALD	0,016	ALD	ALD	0,003	0,006	3,08	0,354	ALD	ALD	ALD	ALD
12	ALD	ALD	ALD	0,196	2,52	ALD	0,004	ALD	0,01	0,022	0,004	1,90	0,123	ALD	ALD	ALD	ALD
13	ALD	ALD	0,015	0,169	1,86	ALD	ALD	ALD	ALD	0,005	0,004	1,67	0,176	ALD	ALD	ALD	ALD
14	ALD	ALD	0,053	0,483	6,75	ALD	0,005	ALD	ALD	14,300	ALD	11,10	0,082	ALD	ALD	ALD	ALD
Branco	ALD	ALD	ALD	ALD	ALD	ALD	ALD	ALD	ALD	ALD	ALD	ALD	ALD	ALD	ALD	ALD	ALD
duplicata	ALD	0,01	ALD	0,303	8,29	ALD	0,011	ALD	ALD	0,43	0,005	3,68	0,309	ALD	ALD	ALD	ALD
LD	0,1	0,01	0,002	0,002	0,01	0,001	0,002	0,02	0,01	0,002	0,001	0,01	0,001	0,005	0,002	0,005	0,02

A duplicata refere-se ao poço 1.

LD = Limite de detecção; ALD = abaixo do limite de detecção.

Tabela 1b. Resultados de análises químicas das amostras coletadas em março – LAMIN (Laboratório de Análises Minerais – CPRM).

Poços	mg/L												
	Sr	Zn	Be	Ti	Na	K	F ⁻	Cl ⁻	NO ₂ ⁻	Br ⁻	NO ₃ ⁻	PO ₄ ³⁻	SO ₄ ⁻²
1	0,10	0,010	ALD	ALD	29,2	3,1	0,10	51,48	ALD	0,11	1,3	ALD	3,9
2	0,03	0,009	ALD	ALD	31,2	2,7	0,02	40,65	ALD	0,12	21,0	ALD	1,0
3	0,08	0,011	ALD	ALD	34,4	4,0	0,02	44,99	ALD	0,13	56,1	ALD	3,0
4	0,06	0,015	ALD	ALD	26,0	4,4	0,03	29,20	ALD	0,09	57,0	ALD	3,7
5	0,05	0,013	ALD	ALD	50,0	4,3	0,03	60,51	ALD	0,15	55,1	ALD	17,0
6	0,04	0,017	0,001	ALD	37,2	4,8	0,02	55,17	ALD	0,12	21,8	ALD	3,0
7	0,04	0,006	ALD	ALD	22,8	4,0	0,02	27,35	ALD	0,10	15,1	ALD	8,7
8	0,05	0,015	ALD	ALD	27,2	6,1	0,03	35,50	ALD	0,08	54,5	ALD	4,6
9	0,04	0,015	ALD	ALD	25,0	5,8	0,02	30,25	ALD	0,06	38,3	ALD	4,6
10	0,11	0,016	ALD	ALD	25,0	5,9	0,04	35,55	ALD	0,09	41,5	ALD	4,3
11	0,08	0,023	ALD	ALD	27,5	2,9	0,04	27,84	ALD	0,09	45,8	ALD	4,4
12	0,05	0,018	ALD	ALD	30,0	3,0	0,05	29,49	ALD	0,11	29,6	ALD	5,8
13	0,04	0,004	ALD	ALD	18,4	5,8	0,02	26,69	ALD	0,07	19,9	ALD	2,4
14	0,13	0,008	ALD	ALD	55,0	10,4	0,10	72,57	0,3	0,16	12,9	ALD	30,3
Branco	ALD	ALD	ALD	ALD	0,2	ALD	ALD	0,32	ALD	ALD	ALD	ALD	ALD
duplicata	0,10	0,010	ALD	ALD	28,8	3,0	0,11	51,12	ALD	0,13	1,3	ALD	3,9
LD	0,02	0,001	0,001	0,05	0,2	0,1	0,01	0,01	0,1	0,05	0,1	0,2	0,1

A duplicata refere-se ao poço 1.

LD = Limite de detecção; ALD = abaixo do limite de detecção.

Tabela 2a. Resultados de análises químicas das amostras coletadas em junho (Laboratório de ICP do DMG-IGc/USP)

	mg/L												
Poços	Na	K	Mg	Ca	Ba	Al	Cr	Cu	Fe	Mn	Sr	Zn	PO ₄ ³⁻
1	32	0,50	3,91	9,96	0,34	ALD	ALD	ALD	0,27	0,26	0,11	0,02	ALD
2	32	3,05	1,52	2,07	0,22	ALD	ALD	0,004	0,01	0,09	0,03	0,02	ALD
3	38	3,68	2,60	2,71	0,31	ALD	ALD	ALD	0,02	0,13	0,05	0,01	ALD
4	24	4,27	3,34	2,54	0,33	ALD	ALD	ALD	0,01	0,06	0,06	0,02	ALD
5	30	2,49	1,14	1,41	0,13	ALD	ALD	0,006	0,41	0,07	0,02	0,01	ALD
6	35	5,35	2,44	2,30	0,29	ALD	ALD	0,003	0,02	0,12	0,04	0,03	ALD
7	21	4,44	2,06	2,02	0,25	ALD	ALD	ALD	0,04	0,15	0,04	0,01	ALD
8	33	6,95	5,70	3,68	0,34	0,02	ALD	ALD	0,01	0,13	0,07	0,03	ALD
9	22	6,25	3,21	1,13	0,34	ALD	ALD	0,009	0,02	0,07	0,03	0,03	ALD
10	27	5,46	3,47	5,29	0,41	ALD	ALD	0,002	0,01	0,70	0,09	0,03	ALD
11	28	3,37	3,45	4,73	0,31	ALD	ALD	0,003	ALD	0,35	0,08	0,03	ALD
12	33	3,77	2,38	2,97	0,26	ALD	ALD	0,003	0,04	0,17	0,05	0,02	ALD
13	20	6,79	2,07	1,99	0,22	ALD	ALD	ALD	ALD	0,19	0,04	0,03	ALD
14	56	11,46	11,98	8,19	0,39	ALD	ALD	ALD	4,78	0,07	0,14	0,01	ALD
Branco	ALD	ALD	ALD	ALD	ALD	ALD	ALD	ALD	ALD	ALD	ALD	ALD	ALD
duplicata	32	3,50	4,00	9,60	0,34	ALD	ALD	ALD	0,27	0,25	0,1	0,01	ALD
LD	0,1	0,5	0,1	0,1	0,006	0,01	0,002	0,001	0,002	0,01	0,006	0,01	0,2

A duplicata refere-se ao poço 1.

LD = Limite de detecção; ALD = abaixo do limite de detecção.

Tabela 2b. Resultados de análises químicas das amostras coletadas em junho – (Laboratório de Geoquímica IG/UNICAMP)

Poços	mg/L					
	F ⁻	Cl ⁻	NO ₃ ⁻	SO ₄ ⁻²	NO ₂ ⁻	Br ⁻
1	0,10	60,9	1,52	3,37	ALD	ALD
2	ALD	43,3	28,6	0,83	ALD	ALD
3	0,06	64,2	19,5	1,52	ALD	ALD
4	ALD	29,5	36,4	5,42	ALD	ALD
5	0,05	51,4	2,89	2,43	ALD	ALD
6	ALD	59,3	17,7	2,89	ALD	ALD
7	ALD	26,6	16,0	7,35	ALD	ALD
8	ALD	42,8	67,9	4,29	ALD	ALD
9	ALD	31,1	27,9	5,37	ALD	ALD
10	0,05	42,5	38,8	3,54	ALD	ALD
11	ALD	34,4	48,8	3,92	ALD	ALD
12	ALD	41,7	31,6	3,99	ALD	ALD
13	ALD	33,1	22,5	1,84	ALD	ALD
14	0,12	76,4	5,09	39,3	3,16	ALD
Branco	ALD	0,20	0,39	ALD	ALD	ALD
duplicata	0,11	61,4	1,62	3,47	ALD	ALD
LD	0,014	0,041	0,011	0,028	0,013	0,013

A duplicata refere-se ao poço 1.

LD = Limite de detecção; ALD = abaixo do limite de detecção.

Tabela 3a. Resultados de análises químicas das amostras coletadas em outubro (Laboratório de ICP do DMG-IGc/USP)

Poços	mg/L												
	Na	K	Mg	Ca	Ba	Al	Cr	Cu	Fe	Mn	Sr	Zn	PO ₄ ³⁻
1	27	2,7	2,6	5,7	0,245	ALD	ALD	ALD	0,330	0,20	0,067	0,02	ALD
2	30	2,9	1,3	2,0	0,201	ALD	ALD	ALD	0,006	0,08	0,033	0,02	ALD
3	33	3,2	3,5	2,9	0,385	ALD	ALD	0,003	0,053	0,12	0,062	0,03	ALD
4	24	4,0	3,7	2,4	0,445	0,03	ALD	0,001	0,015	0,08	0,064	0,02	ALD
5	28	2,4	1,8	2,2	0,174	ALD	ALD	ALD	1,054	0,13	0,034	0,01	ALD
6	36	5,5	2,9	2,8	0,346	0,02	ALD	0,004	0,025	0,14	0,052	0,02	ALD
7	23	4,9	2,9	2,8	0,358	ALD	ALD	ALD	0,073	0,22	0,051	0,03	ALD
8	25	5,0	4,5	3,4	0,347	ALD	ALD	0,024	0,005	0,14	0,069	0,02	ALD
9	22	5,7	3,3	1,2	0,376	0,02	ALD	0,008	0,027	0,07	0,036	0,02	ALD
10	26	5,2	3,0	4,4	0,383	ALD	ALD	0,001	0,007	0,55	0,075	0,02	ALD
11	28	3,4	3,8	5,1	0,337	ALD	ALD	ALD	ALD	0,41	0,087	0,03	ALD
12	27	3,2	1,4	2,0	0,201	ALD	ALD	0,008	0,031	0,12	0,032	0,02	ALD
13	14	4,8	1,3	1,5	0,130	ALD	ALD	ALD	ALD	0,15	0,027	0,02	ALD
Branco	ALD	ALD	ALD	ALD	ALD	ALD	ALD	ALD	ALD	ALD	ALD	ALD	ALD
duplicata	27	2,7	2,6	5,7	0,238	0,01	ALD	ALD	0,331	0,2	0,066	0,01	ALD
LD	0,1	0,5	0,1	0,1	0,006	0,01	0,002	0,001	0,002	0,01	0,006	0,01	0,2

A duplicata refere-se ao poço 1.

LD = Limite de detecção; ALD = abaixo do limite de detecção.

Tabela 3b. Resultados de análises químicas das amostras coletadas em outubro – (Laboratório de Geoquímica IG/UNICAMP)

	mg/L					
Poços	F ⁻	Cl ⁻	NO ₃ ⁻	SO ₄ ⁻²	NO ₂ ⁻	Br ⁻
1	0,12	47,5	3,43	1,76	ALD	0,085
2	0,023	35,7	29,2	4,32	ALD	0,097
3	0,021	47,7	36,1	4,29	ALD	0,113
4	0,024	37,9	29,8	5,92	ALD	0,123
5	0,052	44,3	8,13	2,38	0,06	0,129
6	0,031	64,8	25,1	4,25	ALD	0,119
7	0,028	38,2	22,6	7,27	ALD	ALD
8	0,023	40,5	44,6	4,18	ALD	ALD
9	0,028	34,4	34,1	6,96	ALD	ALD
10	0,026	44,2	41,9	3,73	ALD	0,096
11	0,027	40,4	56,0	4,59	ALD	ALD
12	0,044	36,0	32,6	4,11	ALD	0,105
13	0,022	24,8	18,4	2,11	ALD	ALD
Branco	ALD	0,08	0,21	0,04	ALD	ALD
duplicata	0,08	50,1	3,48	1,71	ALD	ALD
LD	0,005	0,014	0,004	0,009	0,004	0,004

Duplicata refere-se ao poço 1.

LD = Limite de detecção; ALD = abaixo do limite de detecção.

Tabela 4. Resultados de determinação de alcalinidade (mg/L)

	HCO_3^-		
Poços	Março	Junho	Outubro
1	43	44	33
2	10	7,7	7,7
3	12	15	9,7
4	7,2	5,8	5,8
5	4,8	8,7	17
6	7,7	8,7	8,7
7	15	14	14
8	12	12	11
9	7,7	7,7	8,7
10	15	13	14
11	9,6	9,7	11
12	17	15	12
13	7,7	5,8	7,7
14	97	82	-

Tabela 5. Resultados de pH

poços	out-03	dez-03	jan-04	fev-04	mar-04	abr-04	mai-04	jun-04	jul-04	ago-04	set-04	out-04
1	5,70	4,88	4,87	5,47	5,44	5,54	6,00	4,85	5,00	5,10	5,40	5,66
2	5,11	4,62	4,20	4,99	4,92	4,90	5,41	4,64	4,72	4,70	5,00	5,11
3	-	4,67	4,33	5,40	4,82	4,66	5,84	4,64	4,67	4,47	5,00	4,70
4	5,06	3,80	4,04	5,06	4,81	5,07	5,66	4,67	4,72	4,75	4,80	5,14
5	5,31	4,68	4,37	5,50	4,88	4,92	5,51	4,73	4,79	5,00	5,40	5,88
6	5,24	4,42	4,22	4,65	4,88	4,97	5,22	4,80	4,75	4,70	5,00	5,10
7	5,45	4,47	4,43	4,90	5,30	5,35	5,60	5,28	5,07	4,99	5,00	5,35
8	5,64	4,81	4,65	5,15	5,28	5,24	5,28	5,16	4,65	4,97	5,10	5,10
9	5,10	4,40	4,37	5,10	4,96	4,95	5,27	4,92	4,59	4,74	4,90	5,12
10	5,35	4,60	4,90	5,32	5,16	5,16	5,72	5,00	4,74	4,96	5,10	5,23
11	5,33	5,18	4,76	5,30	5,01	5,22	5,80	4,37	4,75	4,97	5,00	5,05
12	5,28	4,60	4,65	5,36	5,35	5,30	5,82	4,90	4,80	4,99	5,10	5,21
13	-	4,75	4,58	5,05	5,00	5,10	5,60	4,09	5,03	5,00	5,00	5,08
14	-	5,67	5,33	6,12	5,72	5,72	6,52	5,02	m	m	m	m
Média	5,32	4,68	4,55	5,24	5,11	5,15	5,66	4,79	4,79	4,90	5,05	5,21

m = mudou-se

Tabela 5. Resultados de Eh (mV)

poços	out-03	dez-03	jan-04	fev-04	mar-04	abr-04	mai-04	jun-04	jul-04	ago-04	set-04	out-04
1	304	336	348	373	395	371	374	383	379	390	404	389
2	415	480	491	553	542	519	509	536	519	511	506	518
3	-	453	471	522	524	504	484	497	502	526	503	492
4	405	489	480	557	540	536	545	552	519	535	522	571
5	352	418	341	414	500	481	490	429	490	394	382	375
6	402	466	454	527	528	507	492	511	504	497	543	480
7	375	492	428	501	487	443	448	461	427	457	457	460
8	362	466	414	458	508	480	489	523	479	495	475	506
9	396	450	523	511	499	507	504	519	494	525	531	501
10	396	461	441	488	533	511	508	505	499	523	505	509
11	400	466	548	538	597	527	517	526	508	531	524	527
12	390	418	458	498	505	488	490	478	476	502	544	500
13	-	492	568	539	580	506	436	503	530	520	562	564
14	-	266	280	300	311	307	284	318	m	m	m	m
Média	382	453	459	498	518	491	483	494	458	493	497	492

m = mudou-se

Tabela 6. Resultados da condutividade elétrica (mS/cm)

poços	out-03	dez-03	jan-04	fev-04	mar-04	abr-04	mai-04	jun-04	jul-04	ago-04	set-04	out-04
1	0,226	0,201	0,217	0,246	0,231	0,234	0,235	0,241	0,245	0,215	0,198	0,198
2	0,182	0,170	0,148	0,167	0,183	0,189	0,180	0,186	0,184	0,184	0,177	0,182
3	-	0,238	0,236	0,229	0,252	0,252	0,241	0,242	0,224	0,206	0,220	0,228
4	0,235	0,232	0,188	0,201	0,205	0,219	0,184	0,168	0,159	0,174	0,173	0,186
5	0,319	0,200	0,173	0,176	0,312	0,262	0,277	0,168	0,209	0,158	0,163	0,174
6	0,250	0,213	0,202	0,229	0,224	0,226	0,234	0,217	0,218	0,235	0,237	0,252
7	0,167	0,200	0,206	0,185	0,160	0,150	0,155	0,141	0,128	0,140	0,140	0,182
8	0,464	0,267	0,293	0,251	0,218	0,309	0,268	0,258	0,235	0,319	0,367	0,206
9	0,177	0,159	0,162	0,169	0,181	0,174	0,168	0,162	0,155	0,154	0,152	0,176
10	0,251	0,230	0,239	0,237	0,227	0,230	0,223	0,217	0,223	0,225	0,211	0,215
11	0,191	0,176	0,181	0,197	0,200	0,203	0,192	0,202	0,200	0,198	0,207	0,220
12	0,166	0,169	0,220	0,210	0,179	0,180	0,204	0,203	0,201	0,192	0,175	0,173
13	-	0,143	0,137	0,160	0,136	0,140	0,146	0,152	0,155	0,151	0,109	0,110
14	-	0,432	0,446	0,459	0,420	0,445	0,439	0,421	m	m	m	m
média	0,230	0,200	0,200	0,204	0,208	0,213	0,208	0,213	0,195	0,200	0,177	0,186

Obs: a média está calculada sem o poço 14.

m = mudou-se

Tabela 7. Resultados do nível estático (metros)

poços	out-03	dez-03	jan-04	fev-04	mar-04	abr-04	mai-04	jun-04	jul-04	ago-04	set-04	out-04
1	5,5	3,1	3,0	3,3	3,6	4,0	3,6	4,4	4,2	5,7	6,3	6,3
2	4,1	3,2	2,4	2,7	3,9	3,6	3,9	5,0	4,5	5,0	5,7	5,4
3	-	3,0	2,4	2,6	2,9	3,5	3,0	3,9	4,8	5,0	4,2	5,1
4	4,7	3,0	2,1	2,5	2,7	3,5	3,0	4,1	4,3	4,5	5,1	5,2
5	5,1	5,0	2,6	2,8	2,8	3,6	3,0	4,0	5,5	5,0	5,5	6,0
6	5,4	5,2	2,8	3,0	3,3	3,6	3,3	4,1	5,6	5,1	5,5	6,0
7	5,4	2,7	2,7	3,0	3,3	3,8	3,1	4,4	4,4	4,8	4,8	5,7
8	6,0	3,2	3,2	3,2	3,7	4,2	3,8	4,5	5,0	5,4	6,0	7,5
9	5,2	2,4	2,4	2,5	2,9	3,3	3,0	3,7	4,2	4,7	5,2	5,7
10	5,5	3,1	2,9	3,2	3,3	3,7	3,2	4,5	4,3	5,0	5,5	7,1
11	5,3	2,6	2,6	2,5	3,0	3,4	3,0	4,0	4,4	4,2	5,5	n.l.
12	6,0	3,3	3,1	3,7	3,3	3,5	3,5	4,3	4,7	5,3	5,6	5,7
13	-	2,1	2,0	3,4	2,7	2,9	2,6	4,8	3,5	5,0	4,5	4,7
14	-	2,3	2,2	2,5	3,0	3,3	2,7	3,7	m	m	m	m
média	5,3	3,1	2,6	2,9	3,2	3,6	3,2	4,2	4,6	5,0	5,3	5,4

m = mudou-se; n.l. = não lido

Tabela 8. Resultados da temperatura (°C)

poços	out-03	dez-03	jan-04	fev-04	mar-04	abr-04	mai-04	jun-04	jul-04	ago-04	set-04	out-04
1	26,6	26,2	25,7	25,3	26,1	26,2	25,5	25,5	25,1	24,9	25,5	25,8
2	26,8	26,6	26,3	25,4	26,5	25,9	25,7	25,7	25,0	25,1	25,7	25,9
3	-	26,3	25,5	25,1	26,0	26,0	25,3	25,4	24,8	24,6	24,9	25,2
4	27,7	26,9	26,7	26,8	27,3	27,2	26,4	25,7	25,2	25,1	25,5	25,8
5	26,7	26,4	25,7	25,5	26,3	26,5	26,1	25,6	24,9	25,2	25,3	25,5
6	26,5	26,6	25,9	25,4	26,1	26,1	25,6	25,5	25,2	24,9	25,5	25,7
7	27,2	27,2	26,3	25,9	26,5	26,6	25,7	25,6	25,7	25,2	25,2	26,1
8	26,7	26,7	26,2	25,6	26,3	26,8	25,8	26,0	25,2	24,9	25,4	26,0
9	26,5	26,4	26,2	25,5	26,5	26,5	25,7	25,0	25,3	24,9	25,5	25,8
10	26,7	26,7	26,1	25,6	26,3	26,2	25,9	26,0	25,5	25,4	25,8	26,0
11	26,5	26,6	26,4	25,3	26,3	26,6	25,8	25,7	25,7	25,1	25,6	25,6
12	26,0	26,2	25,8	25,1	26,0	26,5	25,5	25,6	25,2	24,6	25,4	25,1
13	-	26,8	25,7	25,9	25,8	26,0	25,4	25,1	25,5	25,0	25,5	25,5
14	-	26,5	25,8	25,2	26,1	26,0	25,4	25,3	m	m	m	m
média	26,7	26,6	26,0	25,5	26,3	26,4	25,7	25,6	25,3	25,0	25,4	25,7

m = mudou-se