



Universidade Federal do Pará
Centro de Geociências
Curso de Pós-Graduação em Geologia e Geoquímica

**VARIAÇÕES SAZONAIS DOS COMPONENTES NITROGENADOS, EM
AQUÍFERO LIVRE NA ZONA URBANA DE SANTA IZABEL DO PARÁ,
NORDESTE DO ESTADO DO PARÁ.**

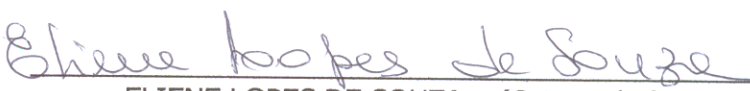
TESE APRESENTADA POR

PAULO PONTES ARAÚJO

Como requisito parcial à obtenção do Grau de Mestre em
Ciências na Área de GEOLOGIA.

Data de Aprovação: **28 / 08 / 2001**

Comitê de Tese:


ELIENE LOPES DE SOUZA (Orientador)


JOÃO MANOEL FILHO


ANTONIO CARLOS FELICE NICOLA SAVERIO
TANCREDI

Belém

Com alegria e orgulho reverencio a memória de meu pai, José Araújo, a quem agradeço o estímulo fraterno, moral e intelectual, indispensável à minha formação pessoal e profissional.

À minha querida mãe, Ursula Pontes Araújo, a quem reverencio e agradeço por todos os belos exemplos de amor, humildade, caráter e de alegria de viver.

À minha amada e querida filha, Luciana Paiva Pontes Araújo, pelo orgulho que sinto ao testemunhar seu elevado nível de competência profissional e vislumbrar a maravilhosa pessoa meiga e carinhosa em que você se transformou.

Ao meu amado e querido filho, Marcos Paiva Pontes Araújo, pelo orgulho e respeito que tenho por desfrutar de seu amor e amizade, esperando que este trabalho lhe sirva, cada vez mais, como estímulo aos seus estudos.

AGRADECIMENTOS

Este trabalho tornou-se possível pelas bênçãos de DEUS e pelo precioso apoio prestado por pessoas e entidades, às quais expresso aqui a minha eterna gratidão.

À Profa. Dra. Eliene Lopes de Souza, minha orientadora do Centro de Pesquisa em Geologia e Geoquímica da Universidade Federal do Pará (CPGG-UFGPA), pelas críticas contundentes, porém dentro de um relacionamento sincero e amigável, por sua imparcialidade, pelo seu caráter, pelo seu elevado nível profissional e por sua orientação no desenvolvimento deste trabalho.

Ao Serviço Geológico do Brasil-CPRM, órgão em que trabalho, pelo apoio material e técnico, agradeço através dos colegas: Presidente Umberto Raimundo Costa, José Armindo Pinto, Thales de Queiróz Sampaio, Cássio Roberto da Silva, Valter José Marques, Almir Araújo Pacheco, Alexandre Dias de Carvalho, Raimundo Lourenço Cardoso e Luiz Otávio Lima do Amaral.

Ao Centro de Pesquisa em Geologia e Geoquímica da Universidade Federal do Pará (CPGG), órgão em que concluí este trabalho, agradeço aos professores e colegas: Prof. Dr. Waterloo Napoleão de Lima, Prof. Dr. José Luís Gouveia, Prof. Dr. José Augusto Corrêa, Márcia Gaspar, Homero Júnior, Natalina, Luiz Cláudio, e demais colegas.

Aos funcionários da biblioteca do CPGG, pelo apoio na ocasião das consultas.

A Seção de Meio Ambiente do Instituto Evandro Chagas/FUNASA, pela realização da coleta e análise dos parâmetros físico-químicos, assim como pelo apoio material e técnico, que tornou possível a conclusão deste trabalho, agradeço através dos amigos: Coordenadora Dra. Elisabeth Conceição Santos, M. Sc. Edilson da Silva Brabo, José Góes dos Santos, Dolores Dias dos Santos, Schirley Dias dos Santos, Elivan Rodrigues Vale, Helder Abdon Gaspar e M. Sc. Maria de Fátima Lima de Assis.

Ao Prof. Dr. Antônio Carlos F. N. S. Tancredi, pela sua amizade e solidariedade, por sua dedicação em resolver problemas técnicos, dar sugestões e

tornar possível a execução de tarefas fundamentais na etapa de coleta de informações, assim como pelas sugestões como membro da Comissão Examinadora.

Ao Prof. Dr. João Manoel Filho, por sua atenciosidade, por seu respeito ao ser humano, pelo incentivo no desenvolvimento de outros trabalhos acadêmicos e pela leitura do texto.

Ao colega Eduardo Marechal Tagliarini, pela amizade de longos anos, por sua ajuda em alguns gráficos e participação em trabalhos de campo.

Ao meu filho Marcos Paiva Pontes Araújo, por sua ajuda, de forma participativa, nos trabalhos de campo.

À Josiane Macêdo de Oliveira, meu agradecimento pela ajuda incansável e fundamental na digitalização e pela sua arte na elaboração de tabelas gráficas e mapas, através de diversos programas computacionais.

Ao colega das horas incertas Abrahão Serfaty pela leitura parcial do texto.

E principalmente, a Andréa Matos Pontes Araújo, minha amada esposa, com quem tive a sorte de compartilhar e viver os muitos sonhos que tornamos realidade.

SUMÁRIO

DEDICATÓRIA	i
AGRADECIMENTOS	ii
LISTA DE ILUSTRAÇÕES	vii
RESUMO	1
ABSTRACT	4
1. INTRODUÇÃO	6
1.1. APRESENTAÇÃO.....	6
1.2. OBJETIVOS	7
1.3. LOCALIZAÇÃO E ACESSO.....	7
2. FISIOGRAFIA/ASPECTOS SOCIOECONÔMICOS E AMBIENTAIS.....	8
2.1. HIDROGRAFIA E RELEVO.....	8
2.2. CLIMA.....	9
2.3. SOLOS.....	9
2.4. SOCIOECONOMIA.....	11
2.5. SANEAMENTO BÁSICO.....	12
3. GEOLOGIA REGIONAL.....	14
3.1. ASPECTOS GEOTECTÔNICOS.....	14
3.2. UNIDADES LITOESTRATIGRÁFICAS.....	14
3.2.1. Formação Pirabas	15
3.2.2. Grupo Barreiras	18
3.2.3. Sedimentos Pós-Barreiras	18
3.2.4. Sedimentos Recentes	19
4. GEOLOGIA LOCAL.....	21
5. QUADRO HIDROGEOLÓGICO	24

5.1. HIDROGEOLOGIA REGIONAL.....	24
5.2. HIDROGEOLOGIA LOCAL.....	26
6. METODOLOGIA	28
6.1. CONSIDERAÇÕES PRELIMINARES.....	28
6.2. SELEÇÃO DOS POÇOS PARA ANÁLISES HIDROQUÍMICAS E DOS INDICADORES DA QUALIDADE DAS ÁGUAS.....	30
6.3. TRABALHOS DE CAMPO.....	30
6.3.1. Coleta de Água	30
6.3.2. Coleta de Amostras da Zonas Não Saturada	32
6.3.3. Determinação da Condutividade Hidráulica e da Velocidade do Fluxo no Aqüífero Livre	32
6.3.4. Avaliação dos Índices de Vulnerabilidade à Contaminação	37
6.4. TRABALHOS DE LABORATÓRIO.....	39
6.4.1. Análises de Água	39
6.4.2. Análises Granulométricas	39
6.4.3. Porosidade Total da Zona Não Saturada	40
7. TRATAMENTO DOS DADOS PRÉ-EXISTENTES	42
7.1. DISTRIBUIÇÃO DE NITRATO NO AQÜÍFERO LIVRE EM 1994.....	42
7.2. POTENCIOMETRIA E FLUTUAÇÃO DO LENÇOL FREÁTICO.....	45
7.3. VULNERABILIDADE NATURAL DO AQÜÍFERO LIVRE.....	47
8. REVISÃO DA LITERATURA	54
8.1. ORIGEM E OCORRÊNCIA DOS COMPOSTOS NITROGENADOS.....	54
8.2. SISTEMAS DE SANEAMENTO.....	60
8.3. PROBLEMÁTICA DA CONTAMINAÇÃO POR NITRATO NA SAÚDE PÚBLICA.....	64
8.4. NORMAS DE POTABILIDADE.....	66
9. QUALIDADE DAS ÁGUAS ESTUDADAS	69
9.1. PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS.....	72
9.1.1. Temperatura	72
9.1.2. pH	72
9.1.3. Condutividade Elétrica	74

9.2. COMPONENTES NITROGENADOS.....	77
9.2.1. Amônio (NH_4^+)	77
9.2.2. Nitrato (NO_3^-).....	79
9.2.3. Evolução Temporal dos Compostos Nitrogenados NH_4^+ e NO_3^-	83
9.2.4. Estimativa da Distribuição Espacial de Nitrato nas Águas Freáticas	84
9.3. COLIFORMES FECAIS E TOTAIS.....	90
10. ESTIMATIVA DA VELOCIDADE DE FLUXO	95
10.1. VELOCIDADE DE FLUXO NA ZONA NÃO SATURADA.....	95
10.2. VELOCIDADE DE FLUXO NA ZONA SATURADA.....	99
11. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES	104
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	106

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

FIGURAS

Figura 1	Localização da cidade de Santa Isabel do Pará, onde situa-se a área de estudo.....	7
Figura 2	Distribuição média mensal da precipitação pluviométrica anual e da evapotranspiração real no período de 1961 a 1990. As setas representam os meses de coleta de águas subterrâneas para análise.....	10
Figura 3	Lineamentos neotectônicos relacionados a zonas de transferências e zonas normais do Sistema Distensivo Terciário-Quaternário. ZT: zonas transferentes, ZN: zonas normais: eixo distensivo da Bacia Terciário-Quaternário, às proximidades da cidade de Santa Isabel do Pará (modificado de IGREJA <i>et al.</i> , 1990).....	16
Figura 4.1 -	Perfil litológico do poço PT-01/89 SIZ-FSESP. Fonte: Fundação Nacional de Saúde (1989).....	22
Figura 4.2 -	Mapa geológico da área estudada.....	23
Figura 6.1 -	Localização dos poços cadastrados, em 1994, e selecionados para o presente estudo. Projeto de Informações Hidrogeológicas-PIH.....	29
Figura 6.2 -	Esquema para avaliação do índice de vulnerabilidade natural de aquíferos (adaptado de Foster, 1987).....	38
Figura 7.1 -	Isotéres de nitrato, no ano de 1994.....	44
Figura 7.2 -	Superfície potenciométrica do aquífero livre, durante o período mais chuvoso de 1994.....	47

Figura 7.3 -	Variação do lençol freático nas zonas de expansão e antiga da cidade de Santa Isabel do Pará entre o período seco de 1999 e o chuvoso de 2000.....	49
Figura 7.4 -	Histograma das amostras dos furos F1, F2 e F3 pela freqüência simples (%)......	50
Figura 7.5 -	Vulnerabilidade natural o aquífero Pós-Barreiras na zona urbana de Santa Isabel do Pará.....	52
Figura 8.1 -	Diagrama de pH e Eh do nitrogênio (Starr, 1988).....	55
Figura 8.2 -	Comportamento das espécies de nitrogênio em subsuperfície (modificado de Freeze & Cherry, 1979).....	56
Figura 8.3 -	Equilíbrio amônio-amoniaco em função do pH segundo Klee, (apud Fenzl, 1988).....	57
Figura 8.4 -	Representação de um sistema de fossa e sumidouro ou fossa absorvente para 5 pessoas (modificado de Batalha, 1989).....	61
Figura 8.5 -	Configuração de uma fossa séptica (modificado de Batalha, 1989).....	62
Figura 8.6 -	Perfil esquemático de um sistema séptico convencional incluindo fossa séptica, esgoto e pluma de contaminação de água subterrânea (modificado de Batalha, 1989).....	63
Figura 9.1 -	Locais de amostragem de água na cidade de Santa Isabel do Pará.....	71
Figura 9.2 -	Distribuição dos valores de temperaturas nos períodos seco (novembro de 1999) e chuvoso (abril de 2000).....	73
Figura 9.3 -	Distribuição dos valores de pH nas águas estudadas.....	75
Figura 9.4 -	Distribuição dos valores de condutividade elétrica ($\mu\text{S} / \text{cm}$) nas águas estudadas.....	76
Figura 9.5 -	Distribuição da concentração de amônio nas águas estudadas.....	79

Figura 9.6 -	Distribuição da concentração de nitrato nas águas estudadas.....	80
Figura 9.7 -	Teores de nitrato obtidos em 1994 e atuais.....	81
Figura 9.8 -	Variação de amônio (NH_4^+) e nitrato (NO_3^-) entre os períodos seco e chuvoso.....	83
Figura 9.9 -	Correlação entre o nitrato e a condutividade elétrica.....	85
Figura 9.10 -	Condutividade elétrica, ano de 2001 (período seco).....	87
Figura 9.11 -	Relação entre isoteores de nitrato em 1994 e condutividade elétrica em 2001.....	88
Figura 9.12 -	Distribuição de coliformes fecais e totais nas águas estudadas.....	94
Figura 10.1 -	Valores de <i>slug test</i> (inserção da sonda).....	101
Figura 10.2 -	Valores de <i>slug test</i> (retirada da sonda).....	101

TABELAS

Tabela 3 -	Coluna estratigráfica do município de Santa Isabel do Pará.....	17
Tabela 5.1 -	Características dos poços dos aquíferos do Grupo Barreiras, em âmbito regional (SEICOM, 1995).....	25
Tabela 5.2 -	Transmissividade e características dos poços dos aquíferos da formação Pirabas, em âmbito regional (modificado de SEICOM, 1995).....	26
Tabela 6.2 -	Série de peneiras utilizadas no processo de peneiramento.....	40
Tabela 7.1 -	Valores de nitrato obtidos através de análises realizadas durante o período chuvoso de 1994.....	43
Tabela 7.2 -	Dados coletados nos poços selecionados (Figura 6.1), durante a estação mais chuvosa do ano de 1994, na cidade de Santa Isabel do Pará.....	46

Tabela 7.3 -	Flutuação do lençol freático nas zonas de expansão e antiga da cidade de Santa Isabel do Pará entre os períodos seco de 1999 e chuvoso de 2000.....	48
Tabela 7.4 -	Profundidade do nível estático, parâmetros G, O e D e índices de vulnerabilidade natural para aquíferos do Pós-Barreiras (período chuvoso).....	53
Tabela 8.1 -	Espécies de nitrogênio em subsuperfície. Starr, 1988.....	55
Tabela 8.2 -	Concentrações de um efluente de fossa séptica (Monteiro,1997).	64
Tabela 8.3 -	Padrão de potabilidade vigente no país estabelecido pela Portaria 36/90 do Ministério da Saúde e valores estabelecidos pela Organização Mundial de Saúde (OMS) e modificado de Feitosa <i>et al.</i> , 1997.....	68
Tabela 9.1 -	Identificação dos locais de amostragem de águas subterrâneas freáticas em Santa Isabel do Pará.....	69
Tabela 9.2 -	Parâmetros físico-químicos, químicos e bacteriológicos das águas subterrâneas durante o período seco de 1999.....	70
Tabela 9.3 -	Parâmetros físico-químicos, químicos e bacteriológicos das águas subterrâneas durante o período chuvoso de 2000.....	70
Tabela 9.4 -	Teores de nitrato nas águas de poços durante os anos de 1994 e 1999/2000.....	82
Tabela 9.5 -	Valores de condutividade elétrica obtidos no período seco de 2001.....	89
Tabela 10.1 -	Ensaio de infiltração em sedimentos pelo método do rebaixamento acima do lençol freático (ABGE, 1996). Furo F3 (zona de expansão).....	98
Tabela 10.2 -	Ensaio de infiltração em sedimentos pelo método do rebaixamento acima do lençol freático (ABGE, 1996). Furo F2 (zona antiga).....	99
Tabela 10.3 -	Valores para recuperação do nível d'água para o poço testado.	100

Tabela 10.4 - Valores de condutividade hidráulica (K) em cm/s para alguns materiais geológicos (modificada de Fetter, 1988)..... 102

RESUMO

O trabalho foi desenvolvido na cidade de Santa Isabel do Pará, cuja população é estimada em 45.000 habitantes, abastecidos principalmente por poços tubulares e escavados rasos, com profundidades entre 1,50 e 20 m. Estima-se que cerca de 15 % da área urbana total seja coberta por rede de esgoto. Na área ocorrem aquíferos confinados da Formação Pirabas e, aquíferos livres do Pós - Barreiras e Sedimentos Recentes. O estudo teve como objetivo principal avaliar as variações dos componentes nitrogenados (NH_4^+ e NO_3^-) na água do aquífero livre do Pós - Barreiras, considerando-se as condições sanitárias da área, assim como os efeitos da sazonalidade e das características hidrogeológicas locais. Avaliou-se ainda a presença de coliformes fecais e totais. Inicialmente, foram utilizados os dados físicos e de análises físico-químicas preexistentes, obtidos pela CPRM em 1994, em 33 poços cadastrados (Projeto PIH). O tratamento destas informações permitiu elaborar mapas: de vulnerabilidade natural dos aquíferos livres; de isoteores de nitrato e de superfície potenciométrica. Desses 33 poços, foram selecionados dois conjuntos para este estudo: um situado na zona antiga e outro na de expansão da cidade. A água do aquífero livre foi coletada nos períodos seco (novembro de 1999) e chuvoso (abril de 2000). As análises para amônio e nitrato, bem como bacteriológicas foram realizadas no laboratório do Instituto Evandro Chagas. Os sedimentos da zona não saturada, classificados como areia média a grossa, possuem condutividade hidráulica entre 10^{-3} a 10^{-4} cm / s, com a velocidade do fluxo variando entre 0,80 (zona antiga) e 5 m / dia (zona de expansão), indicando uma maior compactação do solo na zona antiga. Com base nessas velocidades e na profundidade do lençol freático próximo aos locais dos ensaios de infiltração, nas zonas antiga 9,02 m e de expansão 3,70 m, tem-se que nesta última contaminantes conservativos (a exemplo do nitrato) oriundos de fossas e / ou da superfície do solo levariam cerca de dezoito horas para atingir o lençol freático. Por outro lado, na zona antiga da cidade, o tempo necessário para esses contaminantes atingirem o aquífero seria da ordem de onze dias. Os aquíferos livres do Pós - Barreiras possuem

condutividade hidráulica: $K = 8,30 \times 10^{-4}$ cm / s, porosidade total entre de 0,18 e 0,21 e velocidade de fluxo de 0,03 m / dia. Considerando-se os tempos de trânsito eficientes na degradação de patogênicos (210 dias), o raio de proteção dos poços que captam o aquífero livre deve ser no mínimo de 6,30 m. Contudo, tratando-se de contaminantes como o nitrato, devem ser analisadas a diluição e fatores de desnitrificação, de modo a proteger a saúde pública. A exceção de um poço, observa-se que na zona de expansão, relativamente nova e de menor concentração populacional, os poços apresentam nas duas amostragens (1994 e 1999) valores de nitrato significativamente menores, variando de 4,5 a 13,5 mg / L, registrados no período chuvoso. Por outro lado, na zona antiga, os teores encontram-se entre 12,8 e 29,9 mg / L, referentes ao mesmo período, sugerindo uma tendência de aumento dos teores de nitrato nas águas, com o passar do tempo. Os teores de amônio se mostraram maiores no período chuvoso, sendo os teores mais altos chegando a 0,710 e 1,520 mg / L obtidos na zona antiga. Em alguns poços o aumento de nitrato durante o período seco, foi acompanhado por uma redução no teor de amônio, sugerindo reações de oxidação de NH_4^+ , originando NO_3^- (nitrificação). Tendo por base o coeficiente de correção entre os parâmetros de condutividade elétrica o teor de nitrato, observa-se um aumento da área contaminada por nitrato entre os anos de 1994 e 2001, principalmente, na zona antiga. Grande parte das águas subterrâneas registra a presença de coliformes, com valores máximos de coliformes fecais e totais de 1.040 e 22.600 NMP / 100 mL, respectivamente. Observa-se que há um aumento do amônio do período seco para o chuvoso, ao mesmo tempo que ocorre o acréscimo de coliformes fecais e totais. Esses dados sugerem que, durante o período chuvoso, o transporte de amônio, coliformes fecais e totais, para a água subterrânea, se processa de uma forma mais eficaz. Os índices de vulnerabilidade do aquífero livre variam de moderado a extremo. A presença de amônio nas águas, em valores acima de 0,06 mg / L, mostra um forte indício de contaminação por esgotos, lixo, ou outros dejetos ricos em matéria orgânica. Em alguns poços, as concentrações de nitrato estão próximas ou acima do estabelecido pelos padrões de potabilidade, que é de 45 mg / L. A correlação entre a condutividade elétrica (C.E.) e os teores de nitratos no lençol freático sugere que cerca de 45 % da cidade de Santa

Isabel do Pará estejam com águas do aquífero livre impróprias para o consumo humano. Os aquíferos da Formação Pirabas constituem-se na melhor alternativa de água potável.

ABSTRACT

The work was developed in the city of Santa Isabel of Pará, whose population is estimated at 45.000 inhabitants, provisioned mainly by shallow tubular and dug wells, with depths between 1,50 and 20 m. It was assumed that about 15% of the urban area is covered by sewer systems. In the area occurs Pirabas Formation confined aquifers and Pós – Barreiras and Recent Sediments shallow groundwater. The main purpose of this study was to evaluate the variations of nitrogenados components in the Pós-Barreiras unconfined aquifers by considering the sanitary conditions of the area as well as the local effects of the seasonal and hydrogeological characteristics. In addition it was evaluated the presence of fecal and total coliforms. In the beginning in was used the physical and physical-chemical data available in the CPRM files composed by 33 wells (Project PIH). These informations were elaborated in order to get natural vulnerability of the shallow groundwater and iso values of nitrates and surface potenciométrica maps. From the total of 33 wells it was select two groups: one placed in the old zone and the other at the zone of expansion of the city. The water of the shallow groundwater was collected in dry season (november, 1999) and rainy season (april of 2000). The analysis for ammonium and nitrate, as well as bacteriological were accomplished in the laboratory at the Instituto Evandro Chagas. The sediments of the insaturated zone, classified as medium sand the thick, possess hydraulic conductivity between 10^{-3} to 10^{-4} cm / s, with the speed of the flow varying between 0,80 (old zone) and 5 m / day (expansion zone), indicating a compacting of the soil in the old zone. With bases in those speeds and in the depth of the layer of shallow groundwater near to the places of the infiltration test, in the old zone 9,02 m and zone of expansion 3,70 m, is had that in this last preservative pollutants (as the example of nitrate) originating from of fossas and / or of the surface of the soil they would take about eighteen hours to reach the water table. On the other hand, in the old zone of the city, the time necessary for those pollutants reach the water table it would be about eleven days. The shallow groundwater from the Pós - Barreiras possess hydraulic conductivity: $K = 8,30 \times 10^{-4}$ cm / s, total porous among of 0,18 and 0,21 and speed of flow of 0,03 m / day. Being considered the efficient times of traffic

in the pathogen's degradation (210 days), the ray of protection of the wells that capture the shallow groundwater it should be at least 6,30 m. However, being pollutants like nitrate, the dilution and desnitrificação factors should be analyzed, in a way to protect the public health. The exception of a well, is observed that in the expansion zone, relatively new and of smaller concentration in population, the wells presented in the two samplings (1994 and 1999) values of nitrate significantly smaller, varying from 4,5 to 13,5 mg / L, registered in the rainy period. On the other hand, in the old zone, the levels meet between 12,8 and 29,9 mg / L, referring to the same period, suggesting a tendency of increase of the levels of nitrate in the waters, with passing of time. The level of ammonium were shown to be larger in the rainy period, being the highest levels arriving to 0,710 and 1,520 mg / L obtained in the old zone. In some wells the increase of nitrate during the dry period, it was accompanied by a reduction in the levels of ammonium, suggesting reactions of oxidation of NH_4^+ , originating NO_3^- (nitrificação). Tends for base the correction coefficient between the parameters of electric conductivity and level of nitrate, an increase of the area is observed contaminated by nitrate between the years of 1994 and 2001, mainly, in the old zone. Great part of the underground waters registers the coliformes presence, with maximum values of fecal and total coliformes of 1.040 and 22.600 NMP / 100 mL, respectively. It is observed that there is an increase in the ammonium from the dry period to the rainy, at the same time that happens the increment of fecal and total coliformes. These facts suggest that, during the rainy period, the transport of ammonium, fecal and total coliforms, to the underground water, is processed in a more effective way. The indexes of vulnerabilidade of the shallow groundwater vary moderate I carry to an extreme it. The presence of ammonium in the waters, in values above 0,06 mg / L, shows a strong indication of contamination from sewers, garbage, or other rich dejections in organic matter. In some wells, the concentrations of nitrate are close or above the established for the drinkable patterns, that it is of 45 mg / L. The correlation among the electric conductivity (C.E.) and the nitrate levels in the shallow groundwater suggest that about 45% of the city of Santa Isabel of Pará are with waters of the inappropriate shallow groundwater for the human consumption. Pirabas Formation aquifers is constituted as the best alternative of drinkable water.

1 INTRODUÇÃO

1.1 APRESENTAÇÃO

Este trabalho foi desenvolvido na cidade de Santa Isabel do Pará, situada no nordeste do Estado do Pará. A cidade possui uma população estimada em 45.000 habitantes e apresenta um quadro ambiental composto por precipitações pluviométricas elevadas, solos com expressivas taxas de infiltração, grande número de fossas e poços (tubulares e escavados). Os aquíferos livres constituem-se na principal fonte de abastecimento de água da população de baixa renda.

No que concerne ao esgotamento sanitário, é comum observar-se que os dejetos domésticos são lançados diretamente sobre o solo ou em sistemas de fossas do tipo seca e / ou negras cujos efluentes constituem um risco constante de contaminação das águas subterrâneas por nitratos, sais, microrganismos patogênicos e outros. Essas águas com elevado potencial de transmissão de doenças são captadas pela população através de poços rasos.

De acordo com a Organização Mundial de Saúde (UNICEF, OPS / OMS, ANESAPA, 1988), a interação fossa / poço é a causa da má qualidade das águas de poços utilizadas para abastecimento humano.

O quadro acima descrito é um reflexo da inexistência, nos países em desenvolvimento, de uma política de saneamento como ação preventiva de saúde.

1.2 OBJETIVOS

O objetivo principal deste trabalho é avaliar as variações dos teores de componentes nitrogenados na água do aquífero livre, considerando-se como principais fontes dessas substâncias os efluentes de fossas aplicados no solo. Para tanto, foram avaliados os efeitos da sazonalidade e as características hidrogeológicas locais. Objetiva-se também realizar uma análise das variações sazonais do nível estático e a sua interferência na qualidade da água do lençol freático. A partir dos dados obtidos procura-se mostrar em mapa as possíveis áreas

da cidade onde a água do lençol freático se apresenta imprópria para o consumo humano.

1.3 LOCALIZAÇÃO E ACESSO

A área estudada é representada pela cidade de Santa Isabel do Pará, localizado na região nordeste do Estado do Pará, a 35 Km de Belém. O município faz limites com outros cinco, sendo Santo Antônio do Tauá ao norte, Castanhal a leste, Bujaru e Inhangapi ao sul, e Benevides a oeste. A cidade localiza-se entre os paralelos $01^{\circ} 17' 15''$ e $01^{\circ} 18' 40''$ e entre os meridianos $48^{\circ} 09' 54''$ e $48^{\circ} 10' 33''$ (Figura 1).

O principal acesso à área é feito através de vias rodoviárias como a BR-316 e rodovias estaduais, integrando as diversas localidades existentes na região.

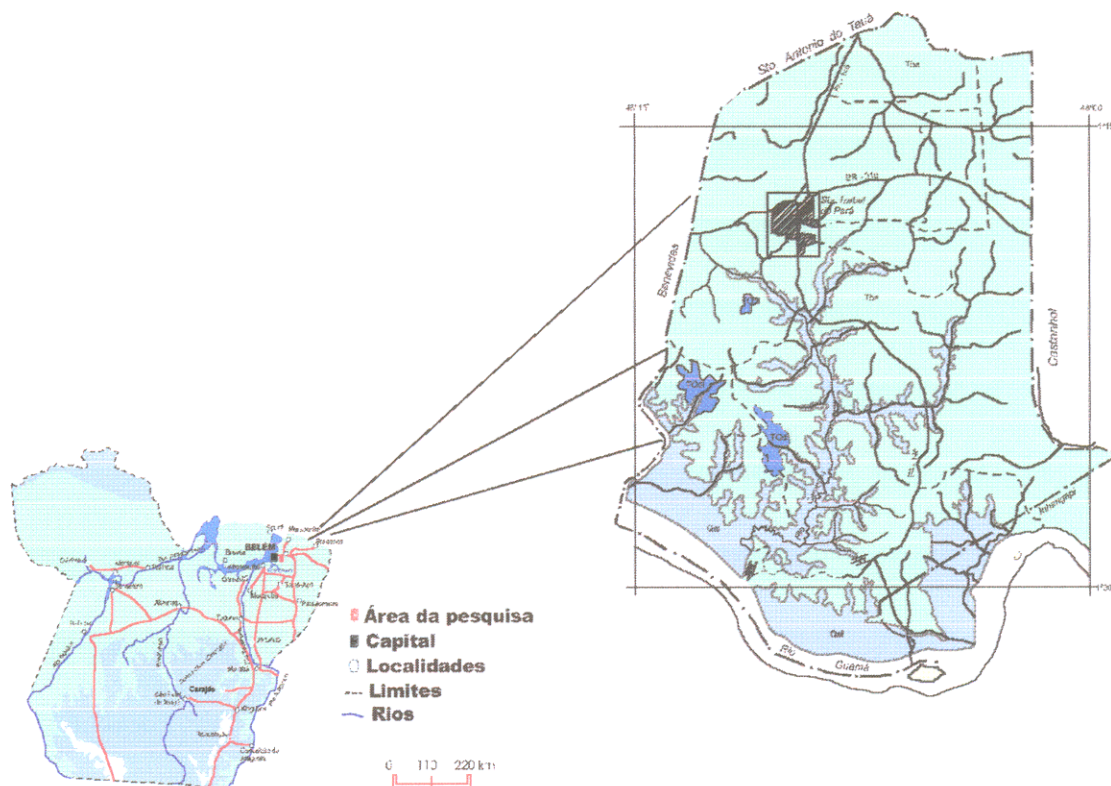


Figura 1 Localização da cidade de Santa Isabel do Pará, onde situa-se a área de estudo.

2 FISIOGRAFIA / ASPECTOS SOCIOECONÔMICOS E AMBIENTAIS

2.1 HIDROGRAFIA E RELEVO

O município de Santa Isabel do Pará está compreendido entre duas unidades hidrográficas de extensão regional que são os rios Maguari e Guamá. São rios perenes, de porte médio, provenientes de terrenos sedimentares. No domínio da área de estudo, a principal drenagem é o igarapé Santa Isabel, perene, afluente do rio Maguari. Existem ainda na área de estudo tributários do igarapé Santa Isabel, nem todos perenes em seus altos cursos, sendo que a grande maioria destes recebe descargas de esgotos domésticos.

As formas de relevo identificadas caracterizam-se por ondulações muito suaves, contornando áreas baixas recobertas de aluviões onde, por vezes, ocorrem zonas com interceptação do lençol freático. Nos locais mais elevadas, com cotas da ordem de 50 m, destacam-se morrotes baixos, compostos por cascalho e laterita. O concrecionamento do horizonte B dos solos (horizonte laterítico) contribui para a evolução dos processos de escoamento, erosão, transporte e aplainamentos. Todos esses processos são comuns em áreas onde ocorre a escassez da cobertura vegetal (Penteado, 1967).

De forma genérica, podem ser vistos dois tipos de feições morfológicas principais: planície aluvionar e superfície de aplainamento.

A planície aluvionar ocorre de maneira expressiva no âmbito da cidade. As altitudes topográficas situam-se em geral abaixo de 10 m.

A superfície de aplainamento corresponde ao restante da área urbana. O relevo é suavemente ondulado, com cotas topográficas em torno de 30 m, marcada por morrotes que atingem 50 m e pequenas depressões com cotas menores que 20 m, onde se formam lagoas no período chuvoso.

2.2 CLIMA

Na região estudada, as amplitudes térmicas são inferiores a 7° C. Nas horas de maior insolação, a temperatura fica em torno de 30° C, enquanto que, durante a madrugada, a temperatura situa-se em torno de 23° C.

A época mais chuvosa ocorre de dezembro a maio, enquanto que a menos chuvosa se estende de junho a novembro, com déficit de água nos meses de outubro e novembro.

De acordo com Penteado (*apud* Sauma Filho, 1996), o clima nesta mesorregião é classificado, segundo o sistema Koppen (Brasil. DNOS, 1968), como do tipo "Afi", sendo:

A: clima tropical chuvoso, no qual a temperatura média do mês mais frio é superior a 18° C.

f: ocorrência de chuva durante todo o ano, condicionando o tipo de vegetação conhecida como selva tropical, visto que o mês de menor cota pluviométrica é superior a 60 mm.

i: o clima não apresenta variação estacional sensível, uma vez que a oscilação anual de temperatura é inferior a 5° C, ocorrendo maior amplitude térmica diária que anual, sendo compatível com a latitude. Em função da baixa latitude, os raios solares tendem à verticalidade durante todo o ano resultando em um ambiente térmico elevado, com temperatura média anual de 25,9° C, cujos valores normais máximos e mínimos são de 31,4° C e 22,4° C, respectivamente. A Figura 2 apresenta o valor médio mensal, a variação anual da precipitação pluviométrica e a evapotranspiração real no período de 1961 a 1990.

2.3 SOLOS

Segundo Vieira e Santos (1987), no nordeste do Estado do Pará são identificados sete tipos de solos: latossolo amarelo (LA), podzólico vermelho amarelo

(Pv), concrecionário laterítico (CL), plintossolo (P), areias quartzosas (podzol hidromórfico) (AQ), hidromórficos gleizados (HG) e solos de mangue (SM).

Na cidade de Santa Isabel do Pará, o solo predominante é o Latossolo Amarelo (LA) enquanto que às margens do igarapé Santa Isabel (região de baixadas), domina o tipo Gley Úmido (Brasil, CIPGC, 1981).

Os LA são formados em relevo plano, sob cobertura vegetal de floresta densa. São solos com perfís profundos, argilosos, com baixo conteúdo de carbono orgânico, ácidos a fortemente ácidos, apresentando baixa saturação em bases e pouco férteis. A origem é associada a sedimentos holocênicos e, por vezes, terciários (Moreira, 1966).

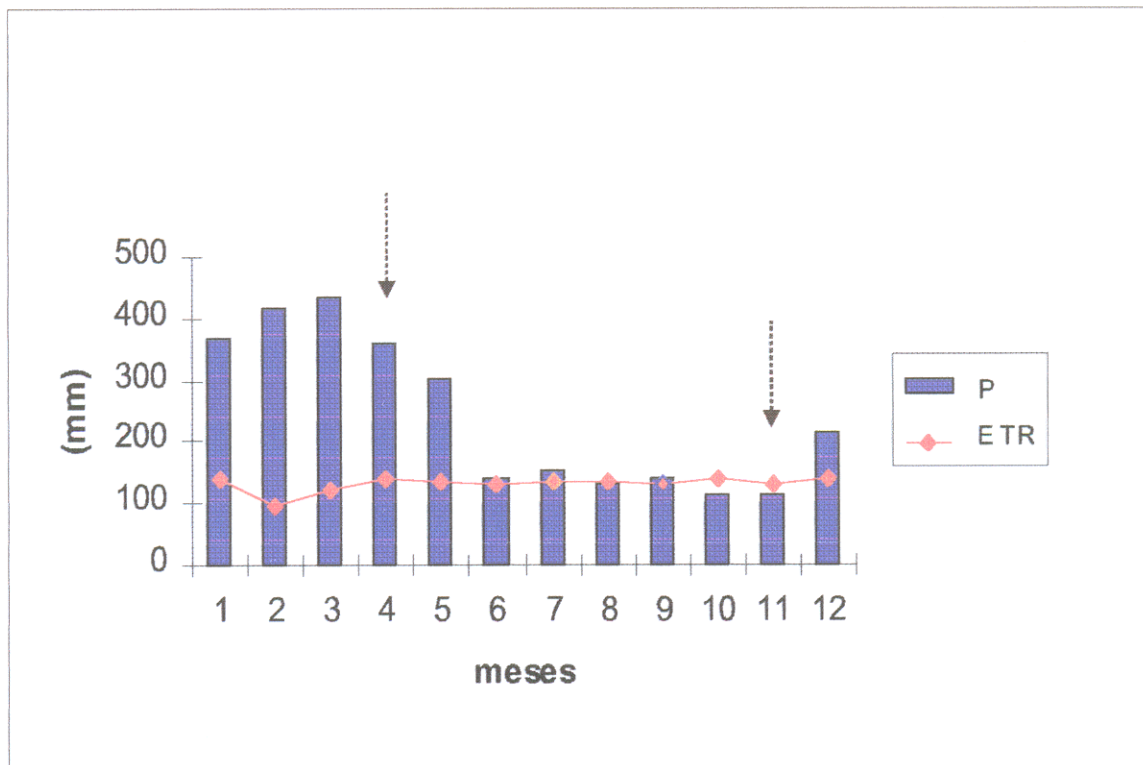


Figura 2 Distribuição média mensal da precipitação pluviométrica anual e da evapotranspiração real no período de 1961 a 1990. As setas representam os meses de coleta de águas subterrâneas para análise.

Os solos do tipo Gley Úmido têm origem em sedimentos argilo-sílticos e são pouco profundos. Formam-se em relevo plano, são pouco permeáveis e predominam às margens do igarapé Santa Isabel e de seus afluentes menores.

Segundo Moreira (1966), além dos tipos citados acima, em Santa Isabel do Pará, associados à sua topografia, ainda ocorrem três tipos de solos: 1) solos de igapó, que são encharcados, inconsistentes e ácidos; 2) solos de várzea, que ficam encharcados durante o período chuvoso mais intenso e; 3) solos de terra firme, que são secos e soltos, sendo porém lixiviados e ácidos, devido à intensa pluviosidade.

2.4 SOCIOECONOMIA

Segundo Brito e Maués (1992), na mesorregião do nordeste do Estado do Pará, a agricultura é a principal atividade econômica. Dentre os produtos agrícolas destacam-se a pimenta-do-reino, a malva e o cacau. Na produção de gêneros alimentícios, estão em evidência a mandioca além de frutas como a banana, mamão, laranja, abacate e acerola. Outro significativo segmento da agricultura está relacionado à extração da madeira, açaí, palmito e dendê. A pecuária vem se desenvolvendo de forma ainda incipiente no município.

Em relação à mineração, destaca-se a extração de material de classe II, comumente utilizado na construção civil. Em geral, este tipo de atividade mineral é exercida sem o licenciamento ambiental exigido pela legislação pertinente.

No que diz respeito à rede rodoviária, a mesorregião do nordeste do Pará é servida de boa infra-estrutura. Suas principais vias são a rodovia federal BR-316 e demais vias estaduais, dentre as quais destacam-se a rodovia PA-451, que liga o município de Santa Isabel do Pará às localidades de Bujaru, Concórdia do Pará e Tomé-Açú, e a rodovia PA-236, situada ao norte da sede municipal, que liga às cidades de Santo Antônio do Tauá, Colares, Vigia e São Caetano de Odívalas.

2.5 SANEAMENTO BÁSICO

Segundo o Serviço Autônomo de Águas e Esgotos de Santa Isabel do Pará (SAAE / SIP), a cidade de Santa Isabel do Pará dispõe de rede de abastecimento de água tratada em 95 % da zona urbana. Contudo, estima-se que 70% dos moradores utilizam poços particulares para suprimento de suas necessidades, principalmente, por razões econômicas e devido à qualidade duvidosa da água servida por poços públicos.

No âmbito do aquífero livre da área estudada, a captação de água é feita basicamente através de poços tubulares com 100 mm de diâmetro, os quais perfazem cerca de 30 % do total, e de poços escavados com diâmetro aproximado de 80 cm, ambos com profundidade máxima de 20 m.

A captação da água nos poços tubulares é realizada através de bombas centrífugas, com capacidade de exploração entre 1 e 3 m³ / h. Nos poços escavados, normalmente, é utilizado balde de alumínio sustentado por cabo de sisal ou, mais raramente, bomba manual.

Segundo as normas construtivas da Associação Brasileira de Águas Subterrâneas (1992), os poços tubulares devem apresentar uma proteção sanitária entre o tubo de boca e a formação, feita em cimento e água (1 parte de cimento para 25 partes de água), com espessura mínima de 3". A profundidade de cimentação deve ser proporcional à situação geológica e geográfica que se encontra o poço. Ao redor do poço deve ser construída uma laje de proteção com área mínima de três metros quadrados e com declive do centro (boca do poço) para as bordas. A laje deve apresentar espessura mínima de dez centímetros, sendo feita de concreto e fundida no local.

Na área estudada, os poços, em geral, não seguem nenhuma dessas técnicas construtivas. Para a construção de poços escavados, recomenda-se que as paredes sejam revestidas com tijolos, cimento ou tubos de concreto até a profundidade de 3 metros, para evitar a infiltração das águas superficiais. Deve ser construída acima da superfície do solo, uma proteção de alvenaria com altura mínima de 0,50 m. O fundo do poço deve ser preenchido, de baixo para cima, com

cascalho, areia grossa e areia fina, que funcionaria como filtro. O poço deve ser fechado com tampa de concreto de superfície lisa e de fácil desinfecção. O poço deve ficar totalmente fechado, de modo a impedir a entrada de águas pluviais e de outros contaminantes (UNICEF, OPS / OMS, ANESAPA, 1988). Com base nas observações de campo os poços escavados da cidade de Santa Isabel do Pará, não seguem essas recomendações.

Quando a captação da água for realizada através de bomba, as partes mecânicas não podem soltar graxas e óleos, e quando feita com a utilização de balde, o cabo de sustentação deve ser de preferência de material plástico. Na área estudada o balde, com corda de sisal, é utilizado por grande parte das residências. o que pode ser considerado um dos principais veículos de contaminantes, já que na maioria dos caso não apresenta os cuidados higiênicos adequados.

As águas servidas, de modo geral, devem ser desviadas das proximidades das fontes de captação de água potável. O perímetro de proteção em torno do poço deve estar livre e limpo das atividades que possam vir a contaminá-lo. A OMS estabelece um raio de 30 a 300 metros, a partir do ponto de captação, cercados e protegidos com telas, como “um perímetro imediato de proteção sanitária”. Contudo, em Santa Isabel do Pará, nenhum poço público ou particular, apresenta o perímetro de proteção. Grande parte não possui sequer algum tipo de proteção corretamente construído.

3 GEOLOGIA REGIONAL

3.1 ASPECTOS GEOTECTÔNICOS

A geotectônica da área estudada insere-se na história geológica do Terciário da Amazônia. O arcabouço estrutural do embasamento da região, influenciou fortemente a geomorfologia atual, encaixando-se diretamente em sua estruturação ou, ainda, decorrente de reativações e ajustes tectônicos mais recentes. Essa relação é refletida em toda a borda leste da bacia Amazônica e Plataforma Continental Adjacente (Pinheiro, 1987).

Segundo Igreja *et al.* (1990), no nordeste do Estado do Pará, existiriam movimentações neotectônicas ativas. Os registros tectono-estruturais mais importantes na Bacia Terciário-Quaternário estariam vinculados ao Grupo Barreiras (incluindo as Lateritas Imaturas) e ao calcário da Formação Pirabas, nos quais seriam comuns descontinuidades.

Os movimentos de extensão neotectônicos, teriam gerado dois grandes grupos de falhas no preenchimento sedimentar Terciário-Quaternário, sendo: A – Feixe com direção N50E e N60E com mergulhos acentuados para NW e que incorpora movimentações essencialmente normais; B – Feixe com direção N45W a N55W e mergulhos subverticais com características francamente transcorrentes e compressão geral sinistral, representando as falhas transferentes do sistema distensivo neotectônico que denuncia a direção de estiramento máximo com transporte das massas tectônicas de SE para NW (Figura 3).

3.2 UNIDADES LITOESTRATIGRÁFICAS

No município de Santa Isabel do Pará podem ser individualizadas quatro unidades litológicas: a Formação Pirabas, o Grupo Barreiras, os Sedimentos Pós-Barreiras e os Sedimentos Recentes, cuja disposição estratigráfica é apresentada na Tabela 3.

3.2.1 Formação Pirabas

Esta formação, de idade miocênica, é constituída por calcários, com intercalações de margas, arenitos e folhelhos (Almaraz e Formoso, 1971; Almaraz, 1979; Ferreira, 1982; Truckenbrodt, 1981). A divisão desta unidade é feita em três fácies: Castelo (basal), Capanema (intermediária) e Baunilha Grande (no topo). A primeira é representada por calcários fossilíferos com grãos de quartzo disseminados. Na fácies Capanema predominam calcários dolomíticos argilosos enquanto que a fácies Baunilha Grande é representada por argilas cinza-escuro com restos de vegetais piritizados (Ferreira, 1966; Truckenbrodt, 1981).

O mineral mais abundante nos calcários é a calcita com baixo teor de magnésio enquanto que a dolomita ocorre em menor proporção (Almaraz, 1979; Truckenbrodt, 1981).

No perfil estudado por Truckenbrodt (1981), às proximidades de Capanema, os argilominerais presentes são, em ordem de abundância, esmectita rica em ferro (nontronita), caolinita e ilita.

Os sedimentos Pirabas, depositados em ambiente marinho de águas rasas e quentes, contêm uma paleofauna que abrange diversos grupos taxonômicos marinhos, destacando-se os grupos *Mollusca*, *Bryozoa*, *Echinodermata*, *Coelenterata* e *Arthropoda* (Petri, 1957; Ferreira, 1966; Fernandes, 1984).

Esta unidade geológica é datada com base em seu registro fossilífero como pertencente ao Mioceno Inferior (Maury, 1924). O topo desta unidade EM Santa Isabel do Pará ocorre a uma profundidade que varia de 50 a 120 m. Estes dados corroboram com os estimados com base em poços descritos na região metropolitana de Belém (municípios de Belém, Ananindeua e Marituba). Estende-se a profundidades superiores a 500 m (SEICOM 1995).

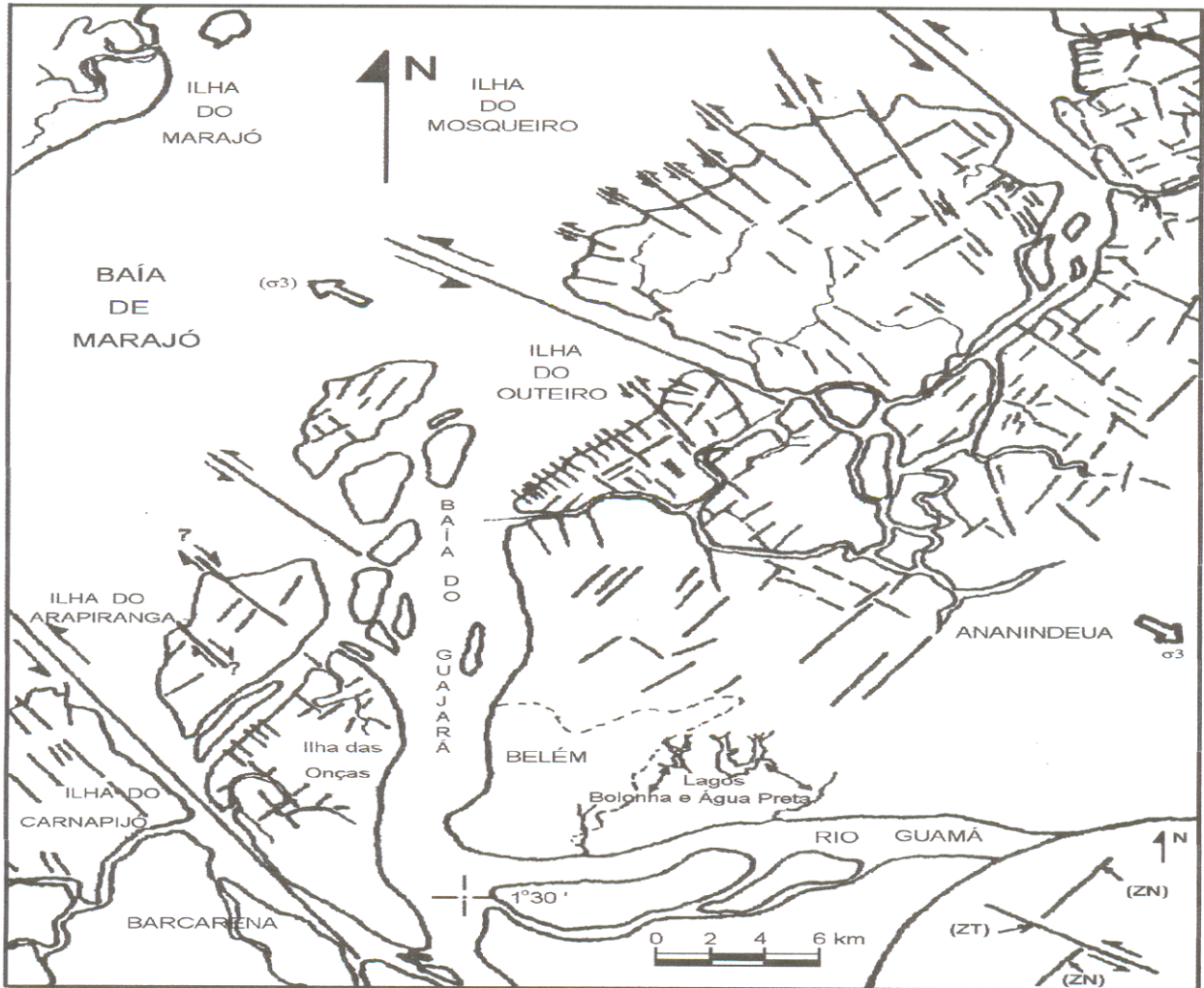


Figura 3 Lineamentos neotectônicos relacionados a zonas de transferências e zonas normais, do Sistema Distensivo Terciário-Quaternário. ZT: zonas transferentes, ZN: zonas normais: eixo distensivo da Bacia Terciário-Quaternário, às proximidades da cidade de Santa Isabel do Pará (modificado de IGREJA *et al.*, 1990).

Tabela 3 Coluna estratigráfica do município de Santa Isabel do Pará.

E R A	PERÍODO	ÉPOCA	UNIDADE GEOLOGICA	ESPESSURA (m)	DESCRIÇÃO RESUMIDA
C E N O Z Ó I C A	Q U A T E R N Á R I O	Holoceno	Sedimentos Recentes	Entre 0 e 10	Sedimentos inconsolidados constituídos por areias quartzosas, por vezes, contendo matéria orgânica, argilas, argilas orgânicas e siltes intercalados, distribuídos nos leitos dos igarapés.
		Pleistoceno	Sedimentos Pós- Barreiras	Entre 0 e 12	Sedimentos inconsolidados areno-argilosos a argilo-arenosos, amarelos a avermelhados, com grânulos de quartzo e blocos de arenito ferruginoso.
	T E R C I Á R I O	Mioceno/ Pleistoceno	Grupo Barreiras	Entre 12 e 70	Sedimentos siliciclásticos representados por argilitos, arenitos, comumente ferruginizados, com estratificações.
		Mioceno/ Oligoceno	Formação Pirabas	> 70m	Calcárioossilífero estratificado ou não, margas e folhelhos. Apresenta camadas intercaladas de areia grossa.

Fontes: poço tubular profundo PT-01 / 89 SIZ-FSESP, Almeida e Hasui (1984), e Farias *et al.* (1992), modificada.

Segundo Góes *et al.* (1990), a sua origem está relacionada à plataforma carbonática marinha rasa e, secundariamente, a lagunas e mangues, em clima quente e úmido, o que favoreceu a deposição de carbonatos (calcários) e material detrítico (arenitos), na região próxima à linha de costa.

3.2.2 Grupo Barreiras

De acordo com Costa (1991), o topo do Grupo Barreiras ocorre na região em afloramentos ou em profundidades que variam de 8 até 120 m. Têm-se em média 15 metros para a espessura da unidade. Em superfície apresenta um sistema de morros alongados com direção NNW.

Seus primeiros sedimentos foram depositados em ambiente marinho regressivo, cobrindo ou interdigitando-se aos sedimentos da Formação Pirabas, e em planície de maré, com o recuo mais pronunciado da linha de costa. Os sedimentos mais tardios foram depositados em ambiente continental, com parte deles denotando características de deposição rápida em frente de dissipação de enxurradas, enquanto outros formam típicos depósitos de canal fluvial (SEICOM, 1995).

Na composição litológica desta unidade têm sido identificados arenitos amarelo-avermelhados de granulometria média a grossa, com seixos de argila, mal selecionados, friáveis, ferruginizados; arenitos creme-amarelados de granulometria fina a média, bem selecionados, maciços, com níveis de argilito branco com manchas de óxido de ferro; argilito cinza negro, quase maciço a ligeiramente estratificado. Essas litologias não formam todo o pacote sedimentar do Grupo Barreiras, representando apenas sua expressão mais próxima à superfície. A maiores profundidades, entretanto, identifica-se uma seqüência de argilas intercaladas a materiais arenosos, o que é indicado através de medidas geofísicas de potencial espontâneo e resistividade elétrica, (Costa, 1991).

3.2.3 Sedimentos Pós-Barreiras

Diversos autores têm descrito a seqüência que compõe os Sedimentos Pós-

Barreiras como constituindo o topo do Grupo Barreiras (Horizontes Ferruginosos, Mosqueado e Pálido) (Góes, 1981; Ferreira, 1982; Borges e Angélica, 1986; Igreja *et al.*, 1990; Costa *et al.*, 1991; Farias *et al.*, 1992, SEICOM, 1995, entre outros). Alguns autores consideram esses sedimentos como uma unidade diferenciada, adotando-se neste trabalho esta última concepção.

Os Sedimentos Pós-Barreiras são divididos em três horizontes principais: Solo, Mosqueado e Pálido. Segundo Costa *et al.* (1991), o Pós-Barreiras foi formado a partir dos sedimentos do Grupo Barreiras, no início do Quaternário, quando a região foi submetida a condições úmidas (Pleistoceno Inferior) coincidente com a emersão do pacote sedimentar, em resposta a movimentações tectônicas na fossa do Marajó. Esse processo teria favorecido o início da laterização, permitindo a percolação e precipitação de óxidos e hidróxidos de ferro (Pará, 1995). Para Costa *et al.* (1991) o perfil imaturo deve ter estabelecido seu encouraçamento parcial no Pleistoceno Médio / Superior, quando o clima foi semi-árido. Do Pleistoceno superior até o Holoceno, quando a região apresentou clima verdadeiramente úmido, com cobertura de floresta, o clima deve ter tido ciclos alternados de curta aridez e umidade.

Os horizontes de latossolos alóctones devem ser mais antigos que os autóctones recentes, embora possam ser também recentemente retrabalhados, quando a cobertura vegetal foi momentaneamente removida. Essa época Pleistocênica Superior / Holocênica deve ser a responsável pelos paleo-colúvios (linha de pedras e solos alóctones), ou seja pelo Horizonte de "Solo" (Pós-Barreiras).

O Pós-Barreiras consiste em sedimentos areno-argilosos, inconsolidados, com níveis pouco espessos de seixos de arenito ferruginoso (Sá, 1969). A lixiviação "in situ" desses sedimentos teria originado as areias que ocorrem em vários pontos da região (Sá, 1969).

3.2.4 Sedimentos Recentes

Na região, os Sedimentos Recentes são representados por pântanos e mangues, terraços marinhos, campos de dunas colonizadas, barras, praias e

cordões litorâneos atuais, além de dunas costeiras. São compostos por areias, siltes e argilas intercaladas, de espessura variada. É comum encontrar-se argilas orgânicas, com restos vegetais, bioturbadas e intercaladas a siltes e areias finas, com espessuras milimétricas a centimétricas. Podem apresentar espessuras da ordem de, no máximo, 50 m (Costa *et al.*, 1991).

4 GEOLOGIA LOCAL

De acordo com o perfil litológico de um poço tubular perfurado pela Fundação Nacional de Saúde para a captação de água subterrânea, foram identificadas na área três das unidades descritas na geologia regional (Figura 4.1). O mapa geológico apresenta duas unidades aflorantes: Sedimentos Pós-Barreiras e Sedimentos Recentes, ambas do Quaternário (Figura 4.2).

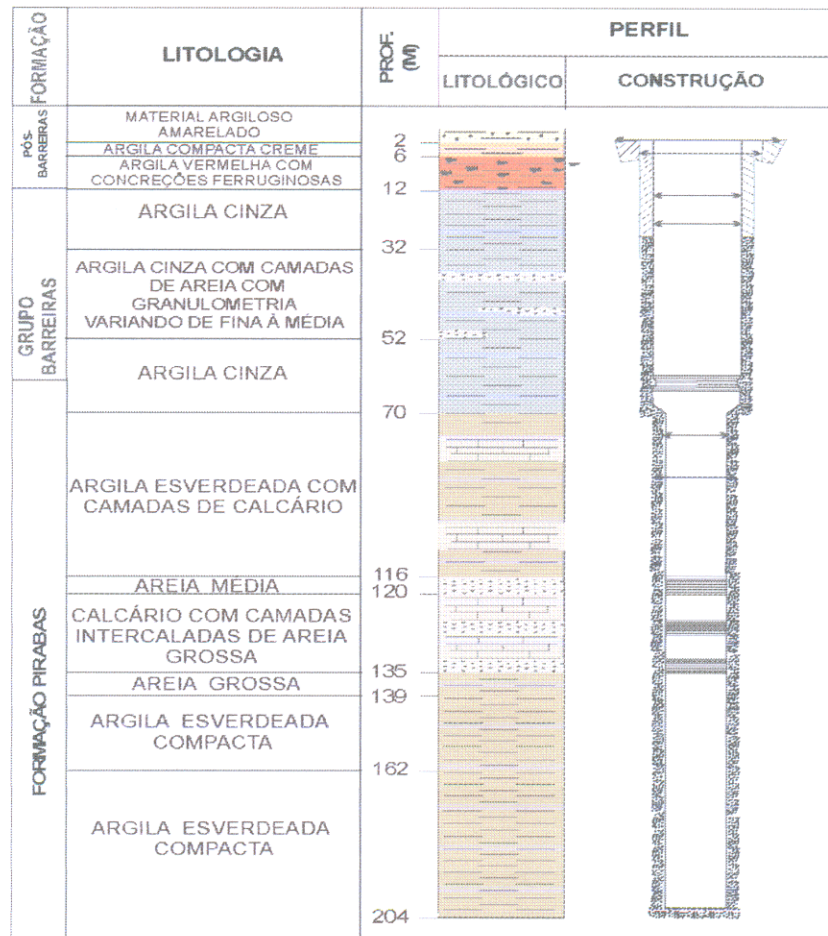
Os sedimentos da Formação Pirabas são subaflorantes em toda a área objeto deste estudo, com o topo desta unidade ocorrendo a uma profundidade de 70 m.

Os sedimentos do Grupo Barreiras não afloram na área estudada e o topo desse pacote sedimentar ocorre a uma profundidade de 12 m.

Os sedimentos Pós-Barreiras, com cerca de 12 metros de espessura, afloram em cerca de 85 % da área de trabalho, recobrando os sedimentos do Grupo Barreiras. A parte inferior do perfil, entre 6 e 12 metros de profundidade, exhibe sedimentos mais arenosos, de granulação fina, com intercalações argilosas e presença de concreções ferruginosas. Esses sedimentos são predominantemente claros (creme a amarelo). A parte superior é formada por sedimentos mais argilosos até a profundidade de 6 metros. Nas porções leste e oeste, locais onde foram desenvolvidos os estudos de monitoramento sazonal dos compostos nitrogenados, estes sedimentos são compostos por areias finas siltosas e argilosas de coloração branca e também creme.

Na área de estudo, os Sedimentos Recentes são inconsolidados, sendo comum encontrar-se argilas orgânicas, com restos vegetais, bioturbadas e intercaladas a siltes e areias finas, com espessuras variando de milimétricas a centimétricas. Estes depósitos são encontrados, principalmente, ao longo do igarapé Santa Isabel e afluentes menores, estando em maior proporção nas proximidades de barragens artificiais, onde se formam planície de inundação. Ocorrem, também, formando os terraços aluviais. A litologia e a granulometria nos terraços e planícies, usualmente, variam bastante. São encontrados tanto sedimentos arenosos como lamosos. Os terraços exibem composição arenosa, que vão de areias finas a

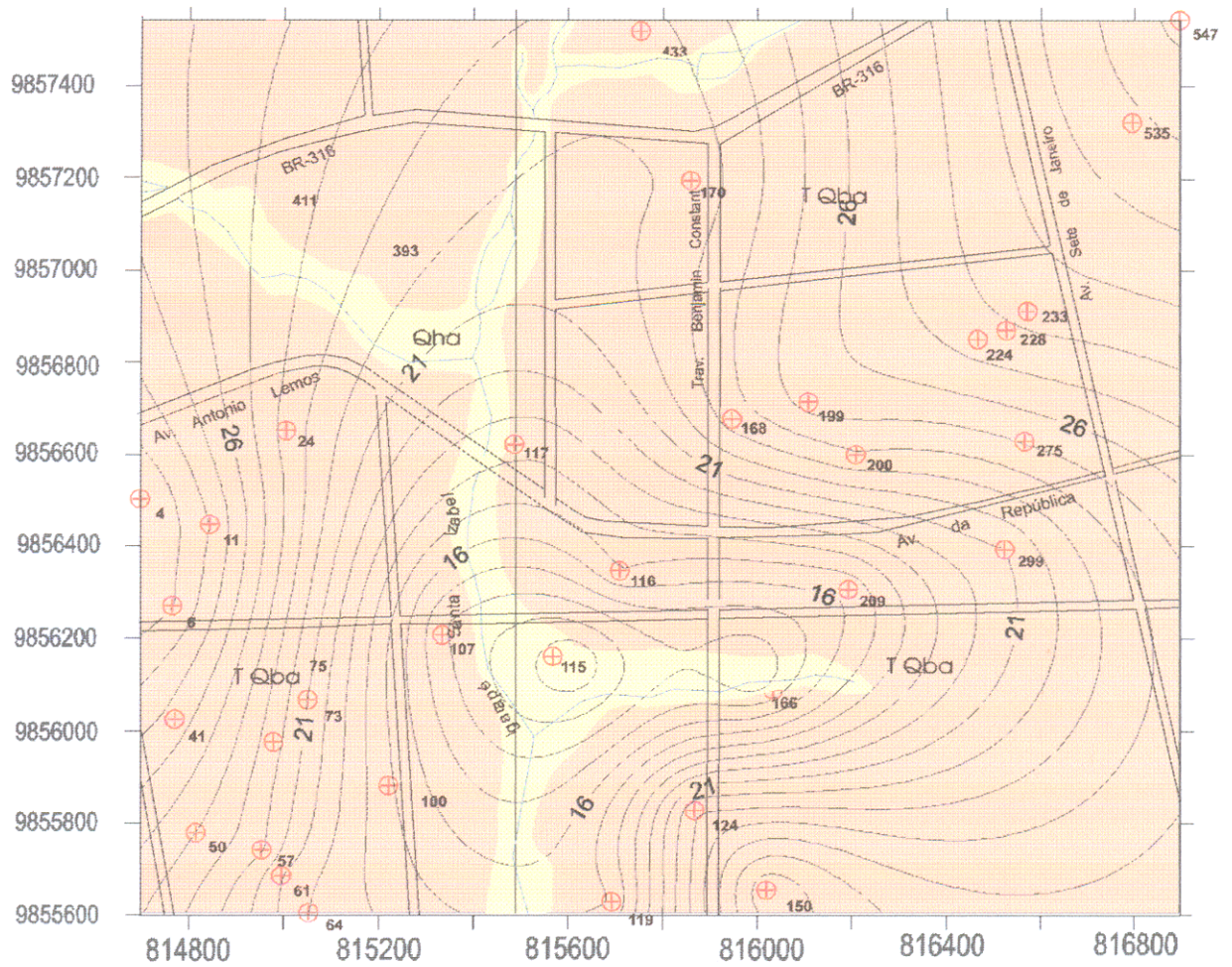
grossas. Ao longo do igarapé Santa Isabel, ocorrem também depósitos aluviais, de dimensões menos expressivas, formados por sedimentos areno-argilosos. Estima-se que na zona urbana estudada, esses sedimentos possam apresentar espessuras da ordem de, no máximo, 10 m.



LEGENDA

- | | | |
|------------|---------|---------|
| Cimentação | Casalho | Sítito |
| Filtro | Argila | Arenito |

Figura 4.1 Perfil litológico do poço PT-01 / 89 SIZ-FSESP. Fonte: Fundação Nacional de Saúde (1989).



CONVENÇÃO

- | | | | |
|--|--------------------------|--|--------------------|
| | Vias | | Cotas Topográficas |
| | Poço manual escavado | | Drenagem |
| | Sedimentos Recentes | | Represa |
| | Sedimentos Pós-Barreiras | | |

Figura 4.2 Mapa geológico da área estudada.

5 QUADRO HIDROGEOLÓGICO

5.1 HIDROGEOLOGIA REGIONAL

Na região de Santa Isabel do Pará, os aquíferos são constituídos por Sedimentos Recentes e do Pós-Barreiras assim como por litotipos do Grupo Barreiras e da Formação Pirabas. Os aquíferos encontram-se distribuídos irregularmente desde a superfície até a profundidade de 500 metros ou mais, conforme dados de uma linha sísmica para pesquisa petrolífera ao longo da baía do Guajará (SEICOM, 1995).

Os Sedimentos Recentes e do Pós-Barreiras constituem aquíferos com espessuras que atingem até um pouco mais de 20 metros. As suas características hidrodinâmicas indicam capacidade específica de $2,4 \text{ m}^3 / \text{h} / \text{m}$ com 8 horas de bombeamento contínuo, para um poço que capta um aquífero de 7 a 16 m de profundidade. Esses aquíferos apresentam elevada tendência à contaminação, principalmente por fossas e efluentes domésticos e industriais, devido sua composição litológica e a sua proximidade da superfície (SEICOM, 1995).

No Grupo Barreiras, ocorrem aquíferos compostos por areias finas a grossas, conglomeráticas e quartzosas, com horizontes argilosos. Intercalados às areias e argilas encontram-se níveis lateríticos. Os níveis arenosos acham-se intercalados de maneira irregular com horizontes argilosos, constituindo aquíferos com espessura e distribuição espacial bastante variada. Os horizontes lateríticos podem apresentar cavidades interconectadas, constituindo aquíferos com elevada transmissividade. O nível estático dos aquíferos do Grupo Barreiras varia de 0,80 até 24 metros. Poços captando águas desses aquíferos apresentam capacidade específica de cerca de $2 \text{ m}^3 / \text{h} / \text{m}$, para um tempo de bombeamento de 4 a 8 horas, até cerca de $17 \text{ m}^3 / \text{h} / \text{m}$ para 24 horas de bombeamento (Tabela 5.1) (SEICOM, 1995).

Tabela 5.1 Características dos poços dos aquíferos do Grupo Barreiras, em âmbito regional (SEICOM, 1995).

Nível Estático (m)	Profundidade de Captação (m)	Capacidade Específica (m³ / h / m)	Tempo de Bombeamento (h)
0,80	7-12	2,3	08
0,80	7-16	2,4	08
4,50	12-36	2,8	04
3,70	16-28	1,4	24
24,0	41-58	17,5	24
6,80	70-78	5,0	26
7,57	76-84	4,7	04

Os aquíferos da Formação Pirabas são compostos por arenitos de origem marinha intercalados por camadas de argilas. Esses aquíferos apresentam características hidrodinâmicas distintas, bem como espessuras e profundidades variadas. São representados por camadas de areia e de arenitos de granulação variando de fina a grossa, com seixos arredondados e subarredondados de quartzo, posicionadas a partir de 70 metros de profundidade com relação ao nível do mar. Essas camadas são separadas por argilas, folhelhos, margas e argilitos, razão pela qual são naturalmente pouco susceptíveis à contaminação de origem química e / ou biológica.

Na região metropolitana de Belém esses aquíferos são explorados através de poços com profundidade de 220 m a 280 m e vazão em torno de 300 m³ / h (Sauma Filho, 1996). O nível estático situa-se em profundidades variando entre 1,89 e 21 metros, enquanto que a capacidade específica varia de 11,48 m³ / h / m até 32,34 m³ / h / m, calculada para 24 horas de bombeamento contínuo (Tabela 5.2). Esses valores referem-se à parte superior da Formação Pirabas (SEICOM, 1995).

Tabela 5.2 Transmissividade e características dos poços dos aquíferos da Formação Pirabas, em âmbito regional (modificado de SEICOM, 1995).

Nível Estático (m)	Profundidade de Captação (m)	Coefficiente de Transmissividade (m² / dia)	Capacidade Específica (m³ / h / m)
11,94	164-234	2.090	12,57
11,13	176-198	2.275	30,25
-	204-262	-	-
5,85	184-230	2.470	11,48
12,35	186-234	1.630	19,04
6,47	190-266	1.760	12,63
9,98	196-262	1.650	11,60
1,89	202-260	4.830	32,34
21	220-263	2.220	14,27

5.2 HIDROGEOLOGIA LOCAL

Os aquíferos constituídos pelos Sedimentos Recentes e Sedimentos Pós-Barreiras podem ser divididos em livres e / ou livres com cobertura. São constituídos por areias aluvionares, bem como por areias finas a médias e material argilo-arenoso, por vezes contendo níveis de concreções ferruginosas. O aquífero livre e / ou livre com cobertura é o principal foco do presente trabalho, sendo analisados especificamente os fatores controladores da ocorrência de compostos nitrogenados nas águas dos aquíferos Pós-Barreiras.

Os aquíferos constituídos pelos Sedimentos Recentes localizam-se em planícies do igarapé Santa Isabel e de seus tributários. Estima-se que suas espessuras atinjam em torno de 10 m. No restante da área, encontram-se os aquíferos do Pós-Barreiras, com espessura em torno de 12 m.

As feições geomorfológicas da área de estudo exercem grande influência nas condições hidrogeológicas dos aquíferos supra referidos. Tanto na parte leste como oeste situam-se as regiões mais elevadas da área, com altitudes que atingem 50 m, estando o nível hidrostático da água subterrânea situado a partir de 3,40 m. Estas áreas da cidade, com cotas topográficas mais elevadas, constituem-se em zonas de recarga da água subterrânea. Na parte central, situada geomorfológicamente na superfície de aplainamento, onde a erosão foi mais intensa e removeu parte dos estratos superiores, a litologia é constituída essencialmente por areias. A topografia, nestas zonas, é mais irregular, com altitudes decrescentes até a planície aluvionar do igarapé Santa Isabel, esta última com altitude em torno de 10 m. Nesta área, restrita à planície aluvionar, situam-se as zonas de descarga, com fluxos da água subterrânea para o igarapé Santa Isabel e seus tributários menores.

Localmente, os aquíferos do Grupo Barreiras são do tipo confinados, porém, considerando-se a área total estudada, podem ser considerados livres. Estes aquíferos são constituídos por camadas arenosas, com espessuras variando em torno de 15 m intercaladas com aquíferos de pequena espessura.

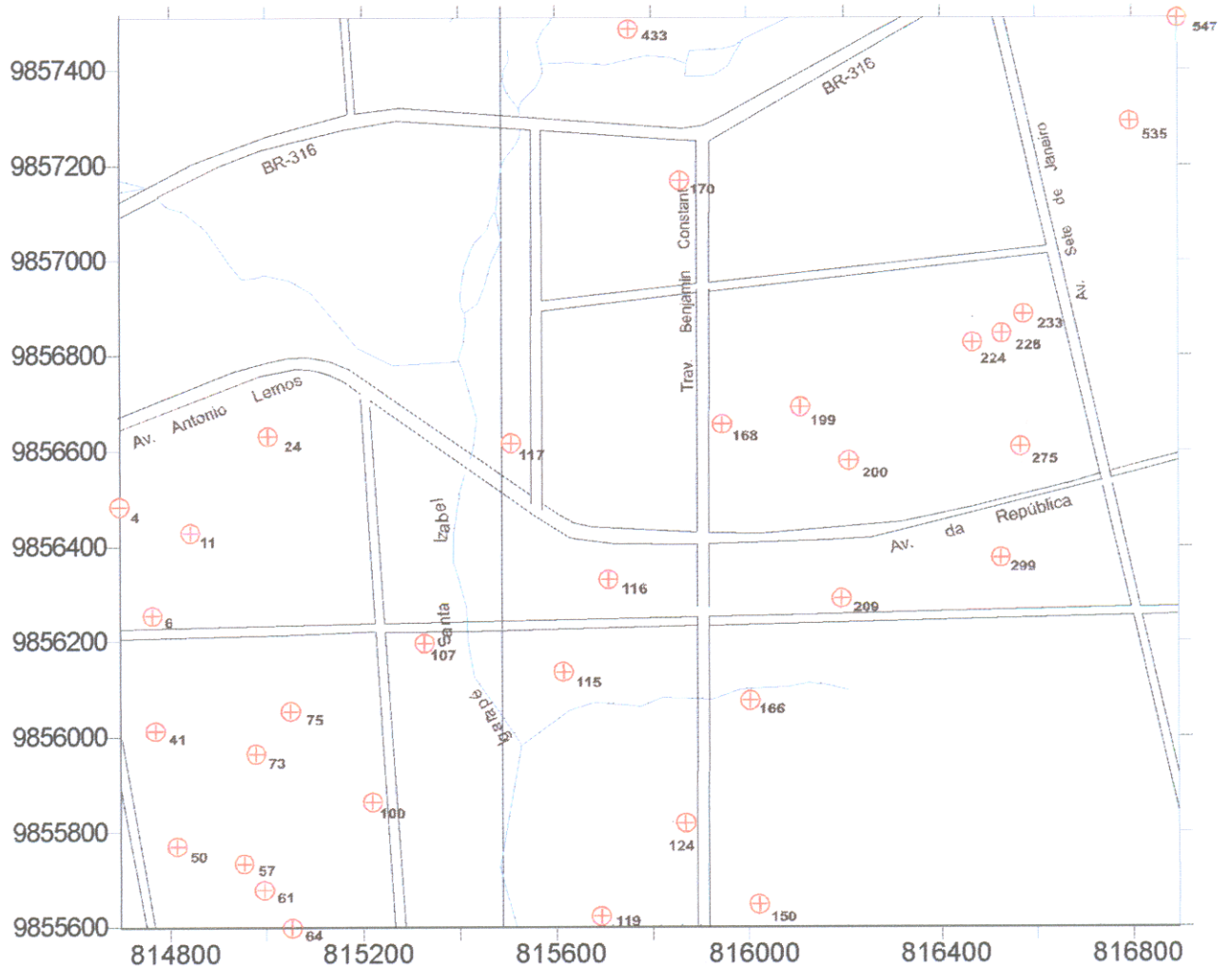
O topo dos aquíferos da Formação Pirabas está situado, em média, a uma profundidade a partir de 90 metros. Este fato restringe o acesso a este bem mineral ao poder público e a algumas indústrias, devido ao custo relativamente alto da perfuração de poços tubulares com essa profundidade. Esses aquíferos são compostos por areias de granulação fina a grossa e, níveis com seixos arredondados a subarredondados, quartzosos. As areias intercalam-se com calcários fossilíferos, margas e folhelhos. Os aquíferos têm grande extensão lateral e boas espessuras, o que os caracteriza como excelentes armazenadores de água, possuindo transmissividade significativas e vazões em torno de $300 \text{ m}^3 / \text{h}$, (Sauma Filho, 1996). Cada poço com essa vazão poderia abastecer até 6.400 domicílios, admitindo-se um consumo médio diário de 150 litros de água para 5 pessoas / residência.

6 METODOLOGIA

6.1 CONSIDERAÇÕES PRELIMINARES

As atividades de pesquisa foram definidas com base em um levantamento de dados obtidos em trabalho de reconhecimento hidrogeológico efetivado pelo Serviço Geológico do Brasil (CPRM) em convênio com a Companhia de Saneamento do Pará (COSANPA), através do Projeto de Informações Hidrogeológicas (PIH), realizado na cidade de Santa Isabel do Pará, durante o ano de 1994, no qual foram cadastrados cerca de 500 poços. Deste total de poços, foram utilizados parâmetros físicos, físico-químicos e químicos da água de 33 poços com dados de teores de nitrato e medidas de nível estático, referentes ao período chuvoso (Figura 6.1). Optou-se por selecionar os poços com dados referentes a esse período uma vez que nessa época o lençol freático se encontra a menores profundidades aumentando a probabilidade de contaminação do aquífero freático. A exclusão dos poços com dados referentes apenas ao período seco deveu-se, sobretudo, à limitação de apoio financeiro para o estudo. A partir desses dados, elaborou-se um mapa de isoteores de nitrato, o qual possibilitou a identificação de zonas com teores acima ou próximos aos padrões de potabilidade, situadas nas zonas antiga e de expansão da cidade. Essas zonas foram então selecionadas como áreas-alvos para o estudo das variações sazonais dos compostos nitrogenados no aquífero livre. Além da identificação dessas áreas, também se fazia necessário uma definição prévia do sentido do fluxo subterrâneo, a fim de que se pudesse proceder uma seleção criteriosa dos locais de amostragem. Com essa finalidade, foi elaborado o mapa potenciométrico, utilizando-se cotas topográficas e profundidade da água obtidos no projeto supracitado. Visando avaliar os riscos potenciais de contaminação das águas freáticas, foi determinada a sua vulnerabilidade à contaminação. Esta propriedade traduz a proteção natural à penetração de poluentes no aquífero (Foster & Hirata, 1988). Para tanto, foram utilizados também os dados físicos referentes aos trinta e três poços citados anteriormente.

Para a elaboração dos mapas supracitados utilizou-se software específico.



CONVENÇÃO

-  Vias
-  Poço manual escavado
-  Drenagem
-  Represa

Figura 6.1 Localização dos poços cadastrados, em 1994, e selecionados para o presente estudo. Projeto de Informações Hidrogeológicas-PIH.

6.2 SELEÇÃO DOS POÇOS PARA ANÁLISES HIDROQUÍMICAS E DOS INDICADORES DA QUALIDADE DAS ÁGUAS

Dentre os 33 poços previamente selecionados para a definição das áreas-alvos de estudo, escolheram-se 10 poços escavados para amostragem de águas subterrâneas, em zonas com predominância de sedimentos argilo-arenosos a areno-argilosos. Um grupo de 6 poços, localiza-se na zona antiga da cidade. Os outros 4 poços, localizam-se na zona de expansão.

Os dez poços foram selecionados com base no mapa de isoteores de nitrato, onde foram delimitadas as zonas com teores acima ou próximos dos padrões de potabilidade, no qual estão definidas as direções preferenciais de fluxo de água subterrânea. Além destes poços, foi amostrado um poço (PR) na zona rural para servir como referência (*background*), considerando-se a qualidade da água desse poço como representativa dos aquíferos do Pós-Barreiras, sem influência antrópica. O poço, revestido em alvenaria e protegido por cobertura metálica, está posicionado a cerca de 15 metros à montante da fossa.

Todos os poços fornecem água para consumo doméstico. A falta de dados sobre o perfil dos poços dificulta a caracterização do aquífero nestes locais.

Nas águas, além dos parâmetros medidos no campo (temperatura, pH, condutividade elétrica e sólidos totais dissolvidos), foram analisados em laboratório as espécies nitrogenadas amônio e nitrato, e os coliformes fecais e totais. Tanto as substâncias químicas analisadas como os coliformes fecais são considerados bons indicadores de contaminação por sistemas de saneamento *in situ* (fossas negras e sépticas), ou lançamento de esgotos na superfície do solo.

6.3 TRABALHOS DE CAMPO

6.3.1 Coleta de Água

As águas foram amostradas no período seco (novembro de 1999) e no período chuvoso (abril de 2000). Em cada ponto de coleta, foram determinados o

pH, a condutividade elétrica e a temperatura da água. Para as duas primeiras medidas utilizou-se, respectivamente, pHmetro e condutímetro portáteis DIGIMED. A temperatura da água foi obtida com um termômetro de mercúrio.

Em cada ponto de coleta de água também foram determinadas as coordenadas geográficas utilizando-se “Global Positioning System-GPS”; o nível d’água, através de um medidor de nível Altronic; e a profundidade do poço, através de fita métrica graduada.

Para análise de nitrato foram utilizados dois frascos de polietileno, descartáveis, de 200 mL cada. Os frascos foram previamente lavados com solução de ácido clorídrico 1:1 e, por último, com água destilada. No campo, os frascos foram lavados com a própria amostra antes da coleta. Para análise de amônio utilizou-se um frasco de polietileno descartável, com capacidade para 1.000 mL, sendo a amostra preservada com ácido sulfúrico 1:1 (H₂SO₄) até o pH atingir um valor inferior a 2,0.

As amostras foram coletadas no próprio frasco, com o auxílio de um peso preso à sua base. Nos poços tubulares, a amostra foi coletada diretamente da saída da bomba.

A coleta de amostras para análises bacteriológicas (coliformes fecais e totais), foi realizada sempre antes da coleta para qualquer outro tipo de análise, a fim de evitar o risco de contaminação do local de amostragem com frascos ou amostradores não estéreis. Utilizou-se um frasco de vidro autoclavável de 250 mL fornecido pelo laboratório de Toxicologia da Seção de Meio Ambiente do Instituto Evandro Chagas.

As amostras foram coletadas e preservadas de acordo com o guia técnico de coleta de amostras de água da Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental do Estado de São Paulo – CETESB (1987).

Todos os equipamentos utilizados para as medidas que tivessem contato com a amostra foram devidamente lavados com água destilada, eliminando-se, assim, possíveis contaminantes remanescentes.

6.3.2 Coleta de Amostras da Zona Não Saturada

Com a finalidade de caracterizar litologicamente o material que constitui a zona não saturada do aquífero estudado, foram coletadas três amostras de sedimentos, duas localizadas na zona antiga, às proximidades do poço 200, e uma na zona de expansão da cidade, junto ao poço 57. Posteriormente, estas amostras foram conduzidas ao Laboratório de Sedimentologia da Superintendência de Desenvolvimento da Amazônia – SUDAM para a determinação da porosidade total e análises granulométricas.

Para a determinação da porosidade foram coletadas duas amostras indeformadas, obtidas com a utilização de cilindros metálicos, em forma de tubos de paredes finas, com 600 cm³ de volume interno, diâmetro de 3,9 cm e altura igual a 50 cm, cravados no solo por esforço estático. As amostras assim obtidas foram mantidas no próprio cilindro metálico, envoltas em papel alumínio e transportadas para o laboratório (Kenitiro, 1973).

As amostras de sedimentos foram coletadas a uma profundidade de 40 cm, utilizando-se um trado cavadeira com diâmetro de 4". O material coletado, em cada ponto, foi quarteado e acondicionado para análises granulométricas posteriores. Este método está normatizado pela NBR 7181.

6.3.3 Determinação da Condutividade Hidráulica e da Velocidade do Fluxo no Aquífero Livre

Para a determinação da taxa de infiltração foram realizados dois ensaios de infiltração na zona não saturada do aquífero Pós-Barreiras, um próximo ao poço 200 (F2) localizado na zona antiga da cidade e outro na zona de expansão ao lado do poço 57 (F3).

A taxa de infiltração foi calculada objetivando estimar os valores de condutividade hidráulica dos sedimentos analisados. Os resultados permitiram o cálculo da velocidade de infiltração das águas pluviais. Para tal, utilizou-se o método

do rebaixamento apresentado pela Associação Brasileira de Geologia e Engenharia – ABGE (1996).

Inicialmente, para a execução dos ensaios foram feitos furos escavados com trado manual de 4” até a profundidade de 40 cm, sendo em seguida revestido com tubo PVC medindo 28 cm de comprimento e diâmetros interno e externo de 100 mm e 110 mm, respectivamente. O nível d’água do furo foi mantido na boca do tubo por cerca de 10 minutos para “saturação”, tendo-se posteriormente iniciado a leitura das medidas de variação do nível de água até a sua estabilização. Para a conclusão do ensaio são recomendados mais de 30 minutos de medidas. O trabalho foi dado como concluído quando completou-se mais de 40 minutos de observação. Nos locais dos ensaios de infiltração, o nível estático do aquífero freático medidos nos poços às proximidades, encontra-se em torno de 8 m de profundidade.

A finalidade da determinação da velocidade de fluxo subterrâneo foi estabelecer, a velocidade de deslocamento dos contaminantes provindos de fossas, que atingiram o lençol freático. Para tanto, utilizou-se a lei de Darcy (Freeze e Cherry 1979; Domenico & Schwartz, 1990) sendo a velocidade linear média dada pela equação:

$$v = K i / \eta, \text{ onde:}$$

v = velocidade linear média da água subterrânea [L / T];

K = condutividade hidráulica [L / T];

i = gradiente hidráulico [adm] e;

η = porosidade total, sendo esta última considerada neste trabalho como sendo equivalente à porosidade efetiva para fluxo n_{ef} .

O gradiente hidráulico foi obtido a partir do mapa potenciométrico (Figura 7.3); enquanto que a porosidade total, calculada através de ensaios de laboratório realizados em amostras indeformadas da zona não saturada do aquífero freático Pós-Barreiras, conforme descrito no item 6.4.3.

Inicialmente, para a obtenção do valor da condutividade hidráulica da zona saturada, foi tentada a realização de testes de bombeamento de um poço, com uma vazão constante e acompanhamento da evolução dos rebaixamentos produzidos em um poço de observação ou piezômetro, situado a 18 metros do poço bombeado. Porém, foram observados fatores indesejáveis, destacando-se a operação simultânea de outros poços às proximidades, de modo que a interpretação dos resultados obtidos não mereceu confiabilidade.

Diante do exposto, a determinação da condutividade hidráulica do aquífero estudado foi realizada por *slug test*, fora da área urbana, conforme recomendado por Domenico & Schwartz (1990).

O teste em apreço, desenvolvido por Hvorslev *apud* Domenico & Schwartz (1990), baseia-se na variação instantânea de carga no piezômetro, sendo realizado num único poço ou piezômetro. Nesse teste, a taxa de fluxo (q) para o interior do poço (ou para o exterior), pode ser calculada a partir da elevação ou rebaixamento do nível d'água nesse poço e da equação de um cilindro:

$$q \, dt = A \, dh \quad [6.1]$$

$$q \, dt = \pi \, r^2 \, dh \quad [6.2]$$

$$q = \pi \, r^2 \, dh / dt = F \, K \, (H - h) \quad [6.3]$$

onde:

q = taxa de fluxo (L^3 / T);

A = área da seção transversal do poço (tubo de revestimento) [L^2];

r = raio do revestimento do poço [L];

H = carga hidráulica estática ou N.E. [L];

h = carga hidráulica dentro do poço no tempo t [L];

F = fator que depende da forma e dimensão do piezômetro [L];

K = condutividade hidráulica [L / T].

A equação 6.3 representa a relação da taxa de variação do volume de água dentro do poço com o fluxo volumétrico de Darcy dentro do raio do poço, medido do eixo do poço até o final do pré-filtro.

$$H - h = \pi r^2 dh / F K dt \quad [6.4]$$

Hvorslev definiu $T_0 = \pi r^2 / F K$ como o tempo de resposta básico. Substituindo-se esse parâmetro na equação 6.3 tem-se:

$$H - h = T_0 dh / dt \quad [6.5]$$

A resolução da equação diferencial parcial ordinária 6.5 com condição inicial $h = H_0$ para $t = 0$ é:

$$H - h / H - H_0 = e^{-t/T_0} \quad [6.6]$$

ou:

$$\ln (H - h / H - H_0) = - t / T_0 \quad [6.7]$$

Quando os valores de $(H - h / H - H_0)$ são plotados versus t num gráfico monolog, os pontos apresentam a forma aproximada de uma reta. Por regressão linear obtêm-se a reta média dos pontos. Para $(H - h / H - H_0) = 0,37$, $(\ln 0,37 = -1)$ tem-se:

$$- t / T_0 = - 1 \quad [6.8]$$

e, portanto,

$$t = T_0$$

Desta forma pode-se determinar graficamente o valor de T_0 , que é a abcissa correspondente à ordenada 0,37. Como:

$$T_0 = \pi r^2 / F K \quad [6.9]$$

$$K = \pi r^2 / F T_0 \quad [6.10]$$

Para um piezômetro com filtro de comprimento L e raio r , para $L / r > 8$ (Hvorslev, *apud* Domenico & Schwartz, 1990).

$$F = 2 \pi L / I_n(L / r) \quad [6.11]$$

e assim, tem-se:

$$K = r^2 I_n(L / r) / 2 L T_0 \quad [6.12]$$

Hvorslev fornece ainda fórmulas para o fator F para outras configurações de poços e para meios anisotrópicos.

Os valores de nível d'água a serem acompanhados são aqueles que satisfazem a condição:

$$0,1 < H - h / H - H_0 > 1,0 \quad [6.13]$$

Isto significa que as medições para a recuperação do nível, tanto na inserção quanto na retirada da sonda teste, poderão ser encerradas quando a recuperação atingir 10% do H máximo alcançado para a elevação ou rebaixamento, que corresponde ao $H - H_0$ obtido em $t = 0$.

Segundo Freeze & Cherry (1979), para uma maior validade do *slug-test*, se faz necessário que o filtro do piezômetro contemple toda a espessura do aquífero

confinado ou, quando tratar-se de aquífero livre, que o filtro do piezômetro esteja posicionado num pequeno intervalo junto à base do aquífero.

Neste trabalho, o filtro do piezômetro ocupa toda a extensão da zona saturada do aquífero livre. Contudo, os valores dos parâmetros hidráulicos obtidos através do teste de piezômetro quando comparados com teste de bombeamento no aquífero livre do Pós-Barreiras, realizados fora da área de estudo, apresentam valores compatíveis entre si.

6.3.4 Avaliação dos Índices de Vulnerabilidade à Contaminação

O modelo para a definição dos índices de vulnerabilidade de cada ponto analisado, foi o *GOD*, proposto por Foster e Hirata (1988), o qual fundamenta-se em três parâmetros:

G “Groundwater occurrence” representa o tipo de ocorrência da água subterrânea, com índices variando de 0,2 ou mesmo nulo (aquíferos confinados) até 1,0 (para os aquíferos livres não cobertos). Esse índice foi determinado, associando-se dados obtidos no âmbito do projeto PIH aos adquiridos neste trabalho.

O “Overall of litology of aquiperm”, representa as características litológicas da zona não saturada, e se encontra numa escala de 0,3 a 1,0. A determinação desse fator foi feita inicialmente através dos dados contidos no mapa geológico (Figura 4.2) e no perfil litológico de um poço tubular profundo (Figura 4.1) para a definição do tipo litológico. Contudo, a delimitação e caracterização mais detalhada dessa zona, foi obtida a partir do estudo das amostras coletadas nos furos F1, F2 e F3.

D “Deph”, ou seja, a profundidade do nível estático. Para tanto, considerou-se a profundidade referente ao período chuvoso, época em que o lençol freático se encontra mais próximo à superfície. O fator foi obtido principalmente pela realização de medidas diretas nos poços. Os valores dos índices variam de 0,3 a 0,9.

O produto dos três parâmetros, supra referidos numa escala de 0 a > 0,6, permitiu definir os índices relativos de vulnerabilidade do aquífero, consistindo no grau de resistência natural do mesmo à penetração de contaminantes.

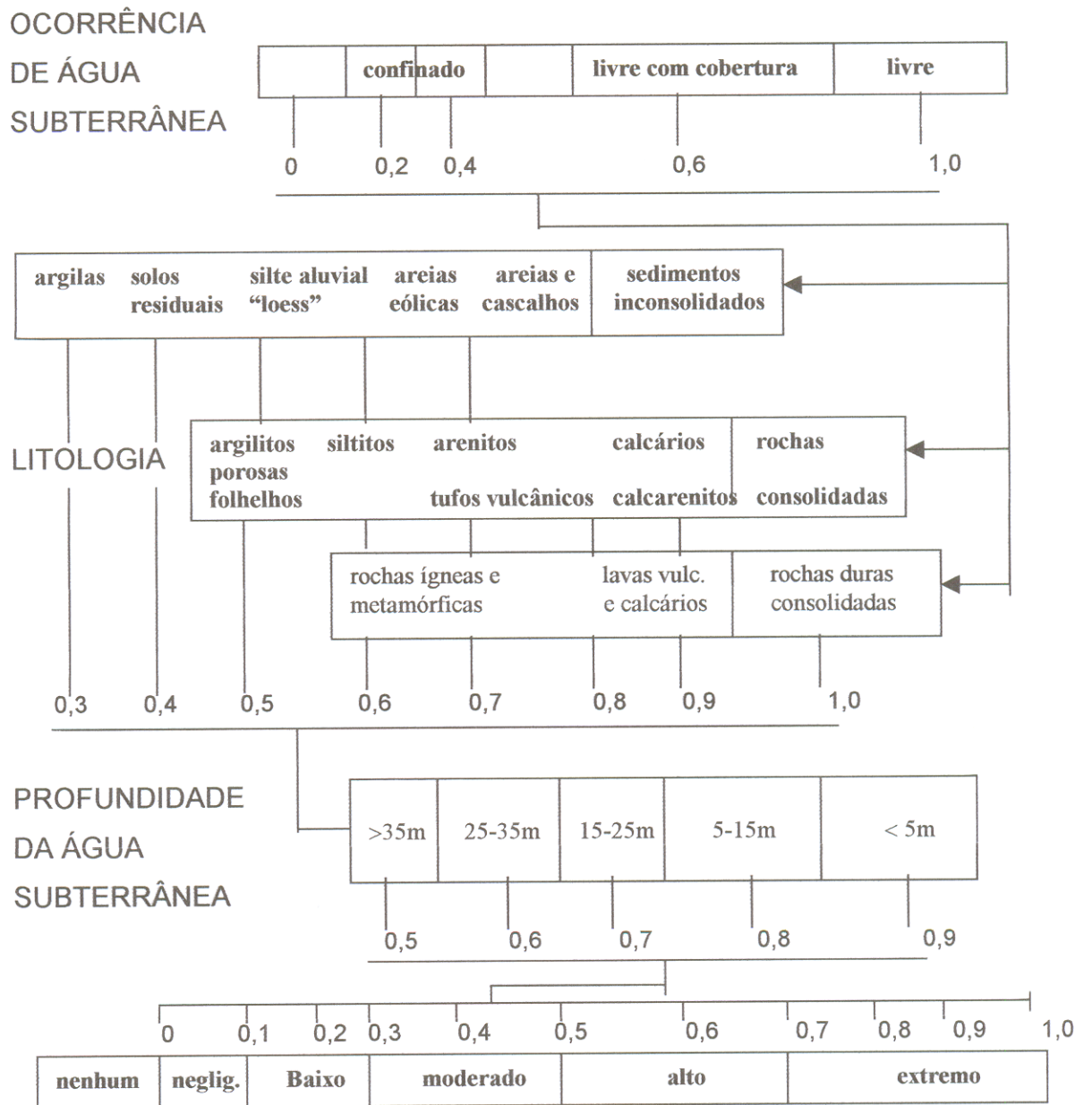


Figura 6.2 Esquema para avaliação do índice de vulnerabilidade natural de aquíferos (adaptado de Foster, 1987).

6.4 TRABALHOS DE LABORATÓRIO

6.4.1 Análises de Água

Os coliformes fecais e totais foram determinados pelo método de fermentação em tubos múltiplos, sendo o NMP / 100 mL o número mais provável de organismos, por unidade de volume. O amônio (NH_4^+) foi analisado pelo método titrimétrico após destilação, sendo o limite de detecção do método 0,005 mg / L, e a sensibilidade 0,001 mg / L; a espécie nitrogenada nitrato (NO_3^-) foi determinada utilizando o equipamento Spectrophotometer HACH / 2000.

As técnicas de análises seguiram a metodologia descrita na 18ª Edição do “*Standard Methods for the Examination of water and Wastewater*” (American Public Health Association, 1992).

6.4.2 Análises Granulométricas

As amostras de sedimentos coletadas nas 3 (três) perfurações (F1, F2 e F3) foram inicialmente secas, pesando-se em seguida uma alíquota entre 100 e 50 g para peneiramento. Neste último foram utilizadas 15 peneiras de 8 polegadas de diâmetro (USA-Standard ASTM E 11-61), possuindo telas com malhas padronizadas entre as frações > 2,00 mm a < 0,530 mm. Nesse conjunto, as peneiras foram dispostas umas sobre as outras, com o diâmetro da malha decrescendo de cima para baixo. Após o peneiramento, o material que ficou retido em cada peneira foi pesado.

Os resultados obtidos através do peneiramento foram processados no *software* Grans, desenvolvido pelo Departamento de Geologia e Geofísica Marinha da Universidade Federal Fluminense. Através deste programa foi determinada a classificação granulométrica pela frequência simples (%).

Com base na classificação obtida para os sedimentos estudados foi feita uma estimativa da condutividade hidráulica (K) do material. Para essa estimativa

foram utilizados valores existentes na literatura especializada. Esses valores foram comparados com aqueles obtidos através dos ensaios de infiltração e do *Slug Test* (item 10).

Tabela 6.2 Série de peneiras utilizadas no processo de peneiramento.

Número da peneira	Abertura (mm)
10	2,000
14	1,190
24	1,000
28	0,710
30	0,590
35	0,420
40	0,351
42	0,250
60	0,210
70	0,180
80	0,149
100	0,105
150	0,075
200	0,062
250	0,530

6.4.3 Porosidade Total da Zona Não Saturada

A determinação da porosidade total da zona não saturada, teve como finalidade a utilização desse parâmetro para a determinação da velocidade linear média do fluxo subterrâneo (item 6.3.3), uma vez que o aquífero é livre, o material que compõe a zona não saturada representa o próprio aquífero. Assim sendo, a porosidade determinada é também válida para o aquífero.

Para a determinação da porosidade foram coletadas duas amostras indeformadas, conforme descrito no item 6.3.2. Essas amostras, de volume conhecido, foram secas em estufa a 105° C até atingirem um peso constante. Após a secagem, a amostra foi submergida em um volume de água conhecido, permanecendo ali até haver a total saturação. Medindo-se o volume de água necessário para que ocorresse a saturação completa, determinou-se diretamente a porosidade através da razão entre o volume de vazios e o volume total (Bear e Verruijt, 1990), através da fórmula $\eta = V_{vi} / V$, onde:

η = porosidade total;

V_{vi} = volume de vazios e;

V = volume total.

Este método exclui os poros de dimensões insuficientes para conter moléculas de água Fetter (1987).

7 TRATAMENTO DOS DADOS PRÉ-EXISTENTES

7.1 DISTRIBUIÇÃO DE NITRATO NO AQÜÍFERO LIVRE EM 1994

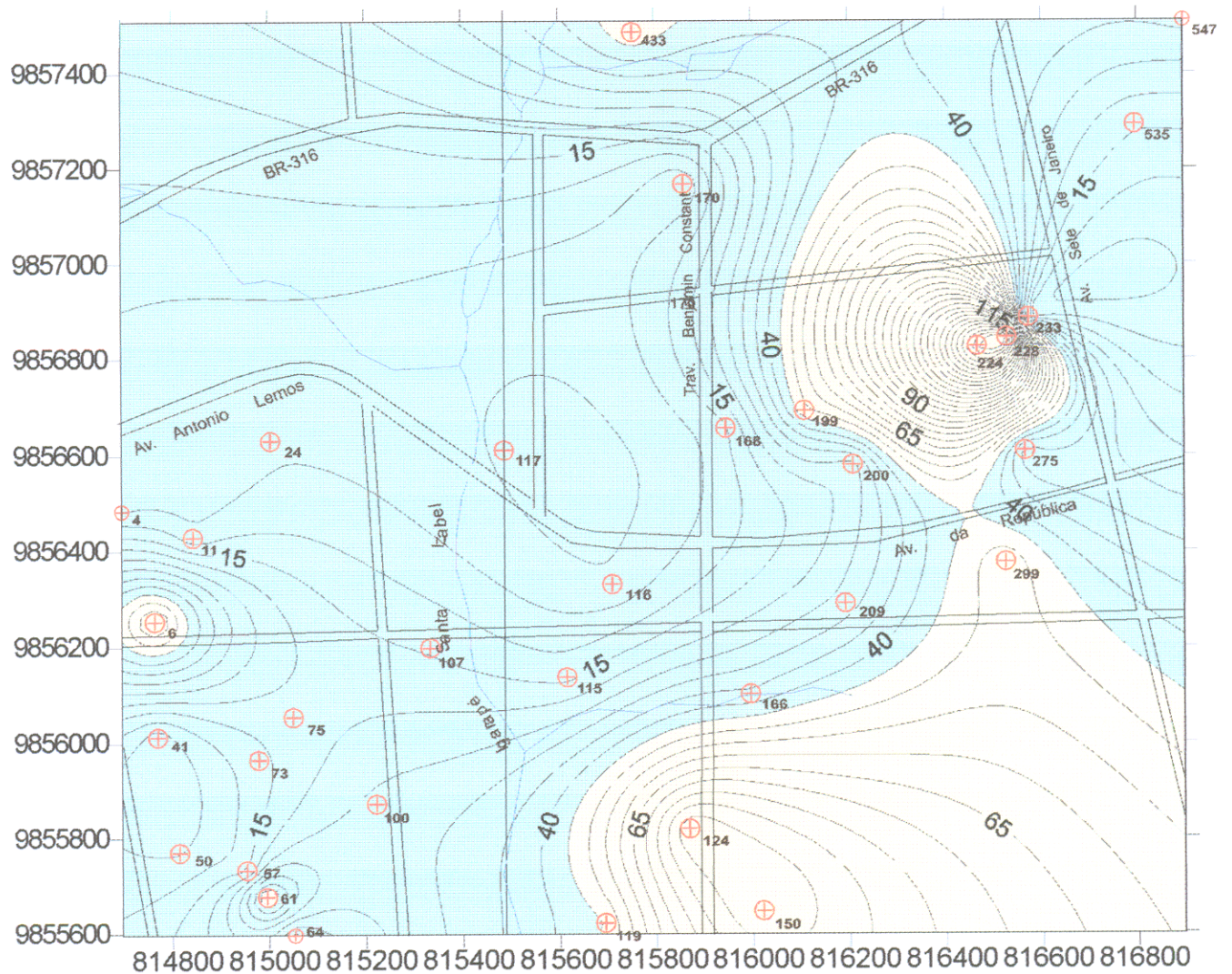
Para a definição da distribuição dos teores de nitrato foram considerados os resultados das análises químicas realizadas em 1994, nos trinta e três poços selecionados segundo os critérios descritos no item 6.2. Os teores de nitrato obtidos nesses poços são apresentados na Tabela 7.1, enquanto que o mapa de isoteores resultante é apresentado na Figura.7.1. De acordo com esse mapa, as áreas que apresentaram teores de nitrato acima dos padrões de potabilidade estão situadas nas zonas mais antigas da cidade e em partes isoladas da zona de expansão.

Diante dos resultados apresentados na Tabela 7.1 pode-se constatar que a zona urbana de Santa Isabel do Pará já apresentava, em 1994, águas impróprias para o consumo humano, em parte considerável de sua área total.

Tabela 7.1 Valores de nitrato obtidos através de análises realizadas durante o período chuvoso de 1994.

Número do poço	UTM-N	UTM-E	Teores de NO ₃ ⁻ (mg / L)
04	0814697	9856484	4,5
06	0814765	9856254	63,0
11	0814844	9856429	6,7
24	0815005	9856631	4,5
41	0814771	9856013	1,8
50	0814815	9855771	4,5
57	0814954	9855734	13,5
61	0814996	9855678	54,0
64	0815053	9855598	13,5
73	0814979	9855965	13,5
75	0815051	9856054	18,0
100	0815259	9855872	27,4
107	0815345	9856218	13,5
115	0815616	9856136	13,5
116	0815710	9856330	0,9
117	0815540	9856601	-
119	0815693	9855622	45,0
124	0815869	9855819	90,0
150	0816021	9855647	90,0
166	0815996	9856101	36,0
168	0815947	9856656	9,0
170	0815860	9857168	0,45
199	0816109	9856692	49,5
200	0816209	9856580	22,5
209	0816193	9856290	27,0
224	0816467	9856826	171,0
228	0816528	9856845	180,0
233	0816573	9856886	6,75
275	0816566	9856609	27,0
299	0816525	9856376	54,0
433	0815754	9857486	49,5
535	0816796	9857292	15,7
547	0816897	9857510	31,5

Fonte: Araújo e Agassar (1994).



CONVENÇÃO

- | | | | |
|--|---|--|-------------------------------|
| | Vias | | Curvas de Isotores de Nitrato |
| | Poço manual escavado | | Drenagem |
| | Teores de Nitrato abaixo de 45 mg/L | | Represa |
| | Teores de Nitrato acima dos padrões de potabilidade | | Fluxo de água freática |

Figura 7.1 Isotores de nitrato no ano de 1994.

7.2 POTENCIOMETRIA E FLUTUAÇÃO DO LENÇOL FREÁTICO

Conforme descrito no item 6.1, o mapa potenciométrico da área (Figura 7.2) foi elaborado com base nos dados de cota do topo do aquífero e de nível estático obtidos em 33 dos poços cadastrados no projeto PIH (Tabela 7.2). A partir das curvas de equipotenciais foi possível definir a direção do fluxo do aquífero freático no período chuvoso do ano de 1994.

Os sedimentos do Pós-Barreiras constituem uma das principais unidades de armazenamento e transmissão de águas subterrâneas locais, na parte superior do terreno.

De um modo geral, o fluxo da água subterrânea desenvolve-se a partir dos limites da cidade de Santa Isabel do Pará, região compreendida entre os poços 299, 233, 535 e 547 à leste, poço 433 ao norte, poços 4, 6, 41 e 50 à oeste e poços 64, 119 e 150 ao sul, fluindo com equipotenciais situadas entre os níveis 10 e 55 metros no sentido do igarapé Santa Isabel e seus afluentes menores, onde atinge o nível menor que 10 metros local (Figura 7.2).

A crista da superfície potenciométrica, localizada nos extremos da área de estudo, configura-se como uma zona de recarga local (Figura 7.2).

A profundidade da superfície potenciométrica é de forma geral pequena, com valores entre os limites 9,56 a 26,65 m (Tabela 7.2), como medidos nos poços 115 e 4, respectivamente. Sua variação ocorre a partir das margens do igarapé Santa Isabel, crescente na direção dos limites da cidade. A posição da base do aquífero livre situa-se em torno de 12 metros.

A superfície potenciométrica apresenta localmente variações sazonais em torno de 1,30 metros (Tabela 7.3).

A pluviometria média local é elevada, com registros de valores entre 2400 e 2600 mm / anuais.

Para a estimativa da flutuação do lençol freático, no presente estudo, foram utilizadas medidas do nível estático obtidas nos períodos seco e chuvoso de 2000, nos poços 224, 199 e 168, localizados na zona antiga e nos poços 50, 57, 61 e 64, situados na zona de expansão da cidade.

Tabela 7.2 Dados coletados nos poços selecionados (Figura 6.1), durante a estação mais chuvosa do ano de 1994, na cidade de Santa Isabel do Pará.

Número do poço	UTM-N	UTM-E	Cota topográfica (m)	Nível estático (m)	Carga hidráulica (m)
04	0814697	9856484	30,00	03,35	26,65
06	0814765	9856254	29,10	06,60	22,50
11	0814844	9856429	28,00	03,47	24,53
24	0815005	9856631	23,60	02,87	20,73
41	0814771	9856013	26,60	06,37	20,23
50	0814815	9855771	24,00	03,73	20,27
57	0814954	9855734	22,20	03,71	18,49
61	0814996	9855678	20,00	02,44	17,66
64	0815053	9855598	19,00	02,42	16,68
73	0814979	9855965	22,40	03,04	19,36
75	0815051	9856054	21,00	02,40	18,60
100	0815259	9855872	16,60	02,27	14,33
107	0815345	9856218	14,00	01,55	12,45
115	0815616	9856136	11,00	01,44	9,56
116	0815710	9856330	17,00	03,05	13,95
117	0815540	9856601	18,30	01,21	17,09
119	0815693	9855622	17,00	00,26	16,74
124	0815869	9855819	22,90	07,33	15,57
150	0816021	9855647	27,90	01,67	26,23
166	0815996	9856101	13,00	01,49	11,51
168	0815947	9856656	23,50	06,48	17,02
170	0815860	9857168	22,20	05,70	16,50
199	0816109	9856692	25,40	08,48	16,92
200	0816209	9856580	23,90	09,02	14,88
209	0816193	9856290	16,20	03,22	12,98
224	0816467	9856826	27,50	08,27	19,23
228	0816528	9856845	27,80	07,36	20,44
233	0816573	9856886	28,40	06,00	22,40
275	0816566	9856609	25,10	08,67	16,43
299	0816525	9856376	21,00	05,58	15,42
433	0815754	9857486	22,50	03,25	19,25
535	0816796	9857292	30,80	10,63	20,17
547	0816897	9857510	32,30	10,65	21,65

Fonte: Araújo & Serfaty (1994).

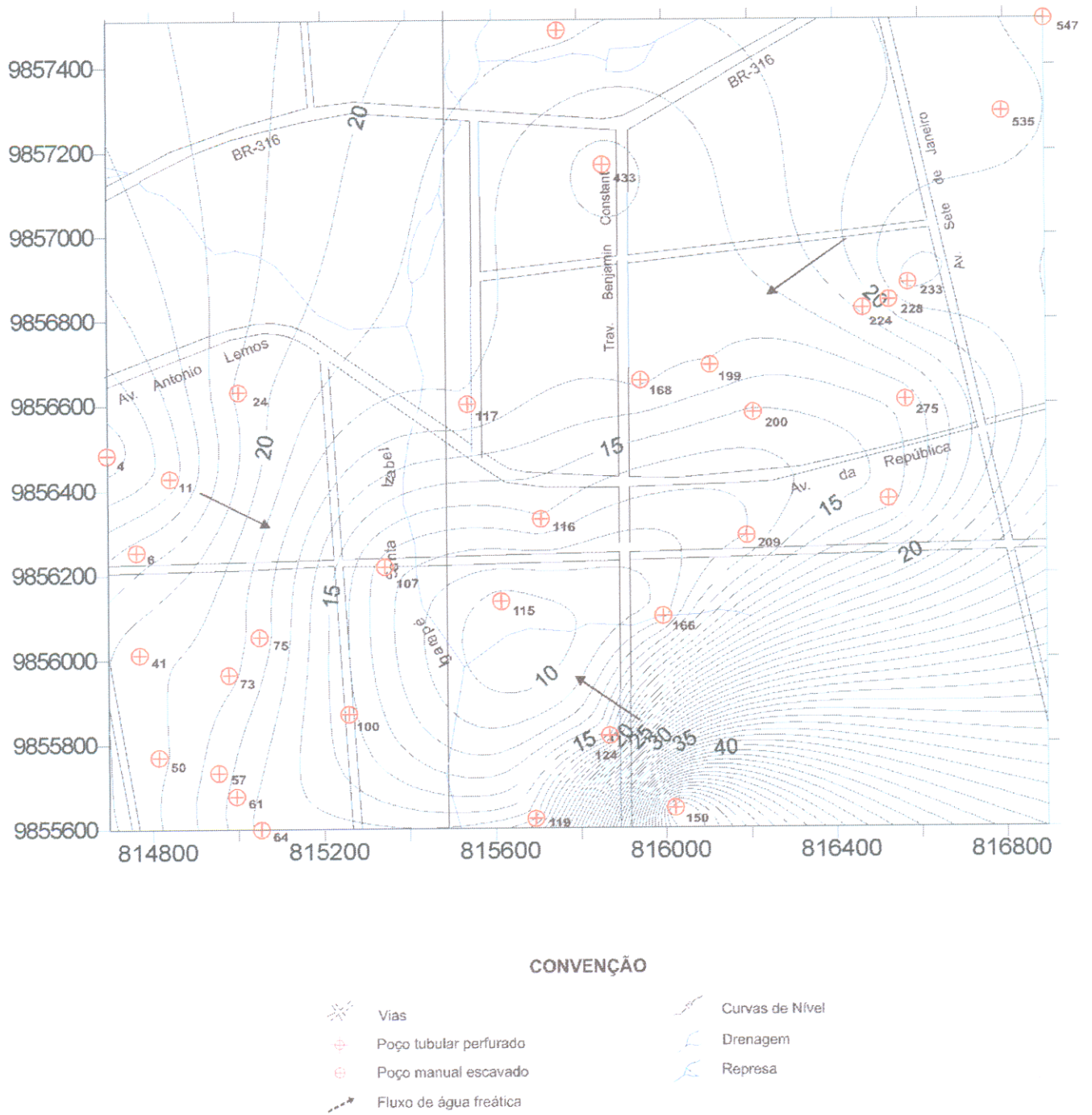


Figura 7.2 Superfície potenciométrica do aquífero livre durante o período mais chuvoso de 1994 (março e abril).

De acordo com os dados obtidos na Tabela 7.3, o nível estático sofreu variação de 0,18 a 3,60 metros, sendo os menores valores observados nos poços situados nas cotas mais baixas. Conforme demonstrado na Figura 7.3 constatou-se que, no período chuvoso, a profundidade mínima do lençol freático, nas zonas onde estão situados os dois conjuntos de poços, é de 4,80 metros.

Admitindo-se que o fundo das fossas esteja a cerca de 2,00 m de profundidade, ter-se-ia, na situação mais desfavorável, uma distância mínima de 2,80 m entre o lençol freático e o fundo das fossas. No entanto, essa situação não é válida para as áreas da cidade onde estão presentes os aquíferos livres dos sedimentos recentes, nos quais a profundidade média do lençol freático é de 1,5 m. Segundo Finnemore e Hantzche (1983), quando a distância mínima entre o lençol freático e o fundo das fossas é inferior a 2 ou 3 m, ocorre o funcionamento inadequado dos sistemas sépticos.

Tabela 7.3 Flutuação do lençol freático nas zonas de expansão e antiga da cidade de Santa Isabel do Pará entre os períodos seco de 1999 e chuvoso de 2000.

Poço	Nível estático (m)		Variação do nível estático (m)
	Novembro / 99 (período seco)	abril / 00 (período chuvoso)	
50	6,80	5,63	1,17
57	6,75	4,82	1,93
61	6,00	5,82	0,18
64	5,60	5,19	0,41
168	7,00	3,40	3,60
199	9,75	8,48	1,27
224	8,00	7,27	0,73

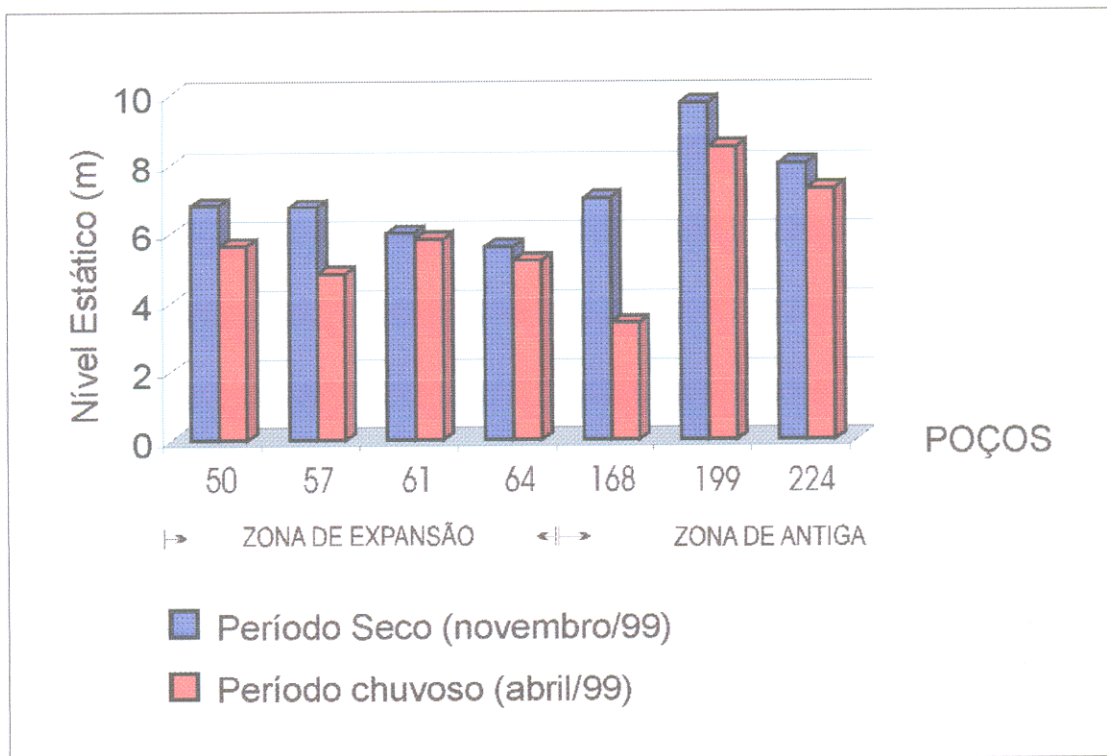


Figura 7.3 Variação do lençol freático nas zonas de expansão e antiga da cidade de Santa Isabel do Pará entre os períodos seco de 1999 e o chuvoso de 2000.

7.3 VULNERABILIDADE NATURAL DO AQUÍFERO LIVRE

O estudo da vulnerabilidade natural da água subterrânea a contaminantes, está baseado na suposição de que o meio físico pode fornecer algum grau de proteção em relação ao contaminante que penetra em subsuperfície, considerando-se que o material geológico pode constituir-se em filtros naturais (Margat, 1968). No entanto, esta proteção natural varia em diferentes locais. A descrição do grau de vulnerabilidade da água subterrânea aos contaminantes é função também das características hidrogeológicas (Albinet & Margat, 1970). A camada não saturada, situada na parte superior do sistema hidrogeológico, e a capacidade de filtração do próprio material poroso que constitui o aquífero, exercem importante proteção à qualidade da água subterrânea, agindo como um sistema natural de tratamento de dejetos, constituindo-se na função filtro dos aquíferos. O movimento da água nessa

zona é geralmente lento e em ambiente aeróbico, propiciando a biodegradação da matéria orgânica, assim como a eliminação de microorganismos e a atenuação de substâncias químicas (Foster & Hirata, 1993).

Os parâmetros para o cálculo dos índices de vulnerabilidade à contaminação, relativos ao aquífero freático, foram classificados entre 0,3 a > 0,6 (Tabela 7.4) e Figura 7.5, considerando-se o tipo de ocorrência da água subterrânea, a litologia da zona não saturada e a profundidade da água (item 6.3.4).

Quanto ao tipo de ocorrência da água subterrânea ou modelo de circulação da água no aquífero freático, em toda a área estudada, há predominância de aquíferos livres e livres com cobertura, segundo a metodologia utilizada por Foster & Hirata (1988). Essa caracterização do tipo de ocorrência da água subterrânea (item 6.3.4), obtida a partir dos estudos desenvolvidos por Araújo & Serfaty (1994) e estudos locais de detalhe, forneceu índices entre 0,6 - 1,0.

Em termos litológicos, na zona saturada, predominam sedimentos inconsolidados, cuja classificação granulométrica foi obtida através de análises granulométricas, realizadas em três amostras (item 7.3). Os histogramas representativos dessas amostras são apresentados na Figura 7.4.

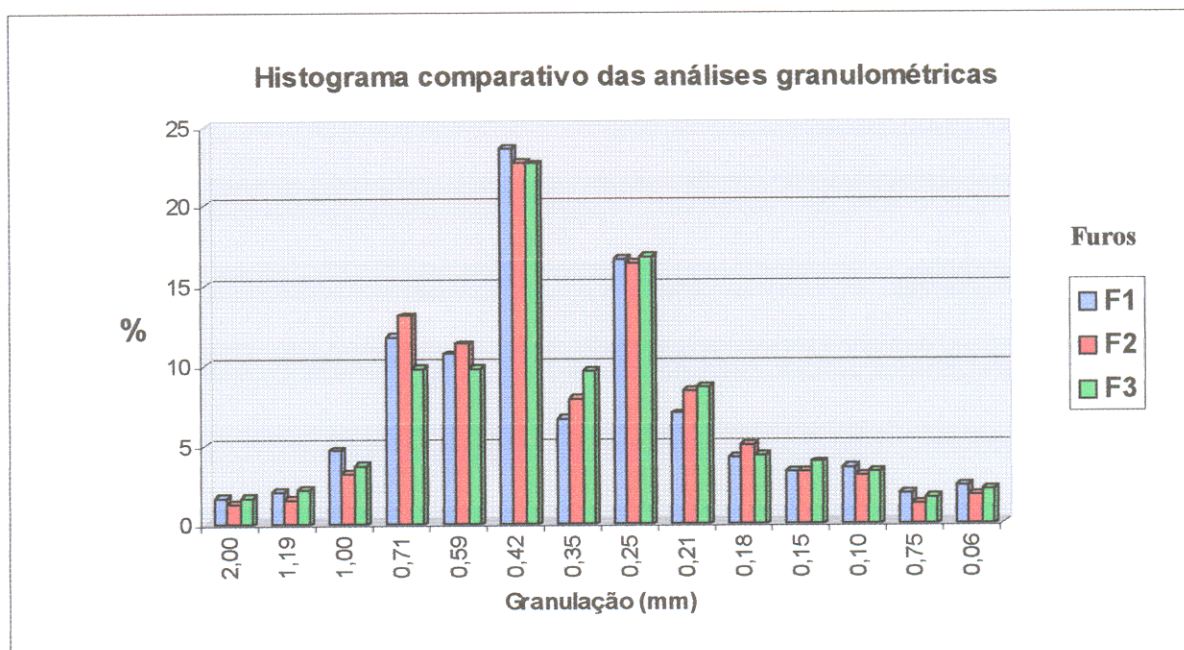
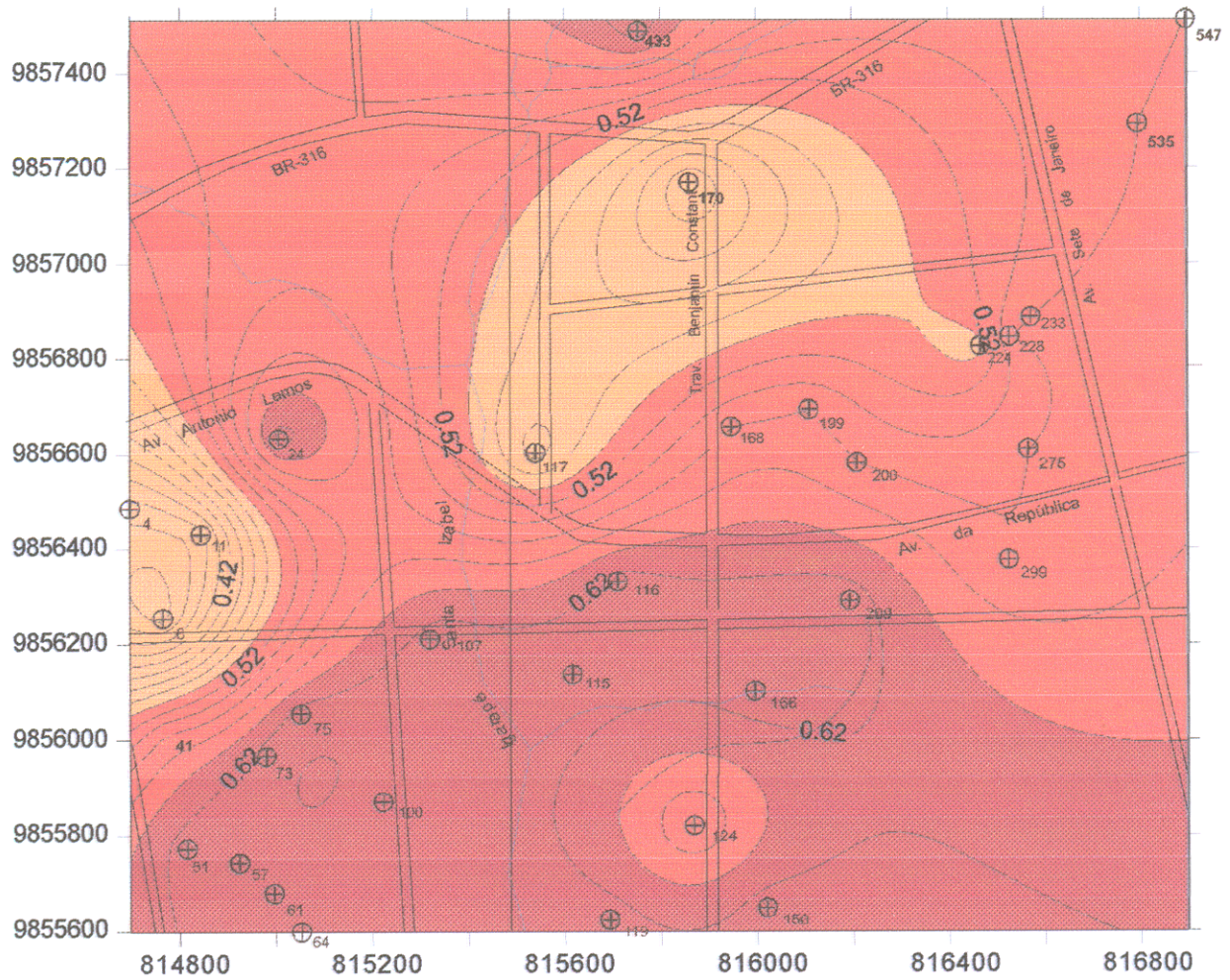


Figura 7.4 Histograma das amostras dos furos F1, F2 e F3 pela frequência simples (%).

Conforme os resultados apresentados anteriormente, constata-se que a zona não saturada é composta predominantemente por sedimentos classificados como areia média a grossa (faixa dos grãos entre 0,25 e 1 mm), fornecendo índices de 0,5 e 0,7, respectivamente. Essas características indicam um material com pouca capacidade de retenção de poluentes que possam estar presentes nas águas de infiltração.

No que se refere a profundidade da água subterrânea, os dados foram obtidos com base em medidas do nível estático coletadas durante o período chuvoso de 1994, nos 33 poços inicialmente selecionados para estudo prévio, descritos no item 6.1. Esses dados produziram, para profundidades da água entre 15 e 25 m, 5 e 15 m e < 5 m, índices de 0,7, 0,8 e 0,9, respectivamente.

A partir dos dados apresentados nos parágrafos precedentes determinou-se os índices de vulnerabilidade do aquífero, conforme a metodologia descrita no item 6.3.4. Os valores obtidos são apresentados na Tabela 7.4. Esses valores mostram que os aquíferos dos sedimentos do Pós-Barreiras e dos sedimentos Recentes, possuem áreas com índices de vulnerabilidade à contaminação moderado (0,33 - 0,49) a alto (0,49 - 0,56), assim como áreas com índice de vulnerabilidade extremo (> 0,6). Estes valores, sinalizam as zonas desses aquíferos que podem ser adversamente afetadas por uma carga qualquer de contaminantes (Foster, 1987). Em zonas onde o índice de vulnerabilidade é *moderado*, as águas dos aquíferos podem a longo prazo, sofrer modificações por contaminantes moderadamente móveis, mais persistentes como hidrocarbonetos halogenados ou não halogenados e alguns metais pesados. Sais menos solúveis são também incluídos nesse grupo. Nas zonas onde o índice de vulnerabilidade é *alto*, as águas dos aquíferos são suscetíveis a muitos contaminantes exceto aqueles que são muito absorvíveis e / ou facilmente transformáveis. Nas zonas onde o índice de vulnerabilidade é extremo, as águas dos aquíferos podem ser atingidas de forma relativamente rápida por contaminantes degradáveis, como bactérias e vírus, sendo vulneráveis à maioria dos contaminantes (Costa, 1997).



ÍNDICE DE VULNERABILIDADE NATURAL DO AQUÍFERO LIVRE








-  Poço escavado
-  Isolinhas de índices de vulnerabilidade
-  Ruas e vias
-  Drenagem
-  Represa

Figura 7.5 Vulnerabilidade natural do aquífero Pós-Barreiras na zona urbana de Santa Isabel do Pará.

Tabela 7.4 Profundidade do nível estático, parâmetros G, O e D e índices de vulnerabilidade natural para aquíferos do Pós-Barreiras (período chuvoso).

Ref.	Coordenadas		Nível Estático (m)	Fator relacionado			Índice de vulnerabilidade		
				a	b	c	Moderado (0,3-0,5)	Alto (0,5-0,6)	Extremo (> 0,6)
Poço	UTM-N	UTM-E	(m)	a	b	c	0,3-0,5	0,5-0,6	> 0,6
04	814697	9856484	03,35	0,6	0,7	0,9	0,37		
06	814765	9856254	06,60	0,6	0,7	0,8	0,33		
11	814844	9856429	03,47	0,6	0,7	0,9	0,37		
24	815005	9856631	02,87	1,0	0,7	0,9			0,63
41	814771	9856013	06,37	1,0	0,7	0,8		0,56	
50	814815	9855771	03,73	1,0	0,7	0,9			0,63
57	814954	9855734	03,71	1,0	0,7	0,9			0,63
61	814996	9855678	02,44	1,0	0,7	0,9			0,63
64	815053	9855598	02,42	1,0	0,7	0,9			0,63
73	814979	9855965	03,04	1,0	0,7	0,9			0,63
75	815051	9856054	02,40	1,0	0,7	0,9			0,63
100	815259	9855872	02,27	1,0	0,7	0,9			0,63
107	815345	9856218	01,55	1,0	0,7	0,9			0,63
115	815616	9856136	01,44	1,0	0,7	0,9			0,63
116	815710	9856330	03,05	1,0	0,7	0,9			0,63
117	815540	9856601	01,21	1,0	0,5	0,9	0,45		
119	815693	9855622	00,26	1,0	0,7	0,9			0,63
124	815869	9855819	07,33	1,0	0,7	0,8		0,56	
150	816021	9855647	01,67	1,0	0,7	0,9			0,63
166	815996	9856101	01,49	1,0	0,7	0,9			0,63
168	815947	9856656	06,48	1,0	0,7	0,8		0,56	
170	815860	9857168	05,70	1,0	0,5	0,8	0,40		
199	816109	9856692	08,48	0,6	0,7	0,8		0,56	
200	816209	9856580	09,02	0,6	0,7	0,8		0,56	
209	816193	9856290	03,22	1,0	0,7	0,9			0,63
224	816467	9856826	08,27	1,0	0,7	0,7	0,49		
228	816528	9856845	07,36	1,0	0,7	0,8		0,56	
233	816573	9856886	06,00	1,0	0,7	0,8		0,56	
275	816566	9856609	08,67	1,0	0,7	0,8		0,56	
299	816525	9856376	05,58	1,0	0,7	0,8		0,56	
433	815754	9857486	03,25	1,0	0,7	0,9			0,63
535	816796	9857292	10,63	1,0	0,7	0,8		0,56	
547	816897	9857510	10,65	1,0	0,7	0,8		0,56	

Fonte: Araújo & Serfaty (1994)

8 REVISÃO DA LITERATURA

8.1 ORIGEM E OCORRÊNCIA DOS COMPONENTES NITROGENADOS

No globo terrestre a produção de nitrogênio fixo por ano é estimada em 150 milhões de toneladas (OPS e OMS, 1980). Na litosfera, o nitrogênio é um elemento pouco representado e se encontra nas argilas e em rochas argilosas (600 mg / kg). Nas águas das chuvas, a sua concentração na forma de amônio (NH_4^+), varia de 0,01 a 1,00 mg / L enquanto que os teores de nitrato (NO_3^-) estão entre 0,25 e 0,30 mg / L, chegando a atingir até 12,00 mg / L (Schoeller, 1962). Nas águas subterrâneas, a presença de NH_4^+ em concentrações acima de 0,06 mg / L já indica contaminação (Custódio & Llamas, 1976). Nessas águas, o nitrato (NO_3^-) pode originar-se da atmosfera, de esgotos dispostos sobre e sob a superfície do terreno, de fertilizantes utilizados na agricultura e de resíduos vegetais.

O nitrogênio ocorre na atmosfera, nos solos e em substâncias orgânicas, na forma de nitrogênio orgânico ou em espécies de nitrogênio inorgânico (Tabela 8.1), que se formam em determinadas condições de pH e Eh (Figura 8.1).

Certas plantas contribuem na transformação do quimismo das águas subterrâneas, usando minerais como nutriente ou aumentando os teores de CO_2 no subsolo, através da respiração das raízes. As condições de pH – Eh, temperatura e pressão, regulam a existência da vida biológica em praticamente todos os solos (Baas-Becking *apud* Fenzl, 1988). Considerando-se a reação redox envolvendo o nitrato (NO_3^-) e o amônio (NH_4^+) em água com determinado pH, num sistema à 25° C, a condição de equilíbrio de pH-Eh requer a reação (Domenico & Schwartz, 1990):

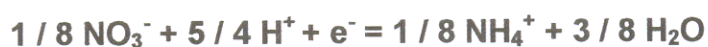


Tabela 8.1 Espécies de nitrogênio inorgânico em subsuperfície (Starr, 1988)

Espécie	Símbolo	Estado de oxidação do nitrogênio
Nitrato	NO_3^-	+ 5
Nitrito	NO_2^-	+ 3
Nitrogênio molecular	N_2	0
Amônia	NH_3	- 3
Amônio	NH_4^+	- 3

As reações redox ou de óxi-redução, são diferentes de outras reações porque são promovidas através de microrganismos, que as utilizam como fonte de energia.

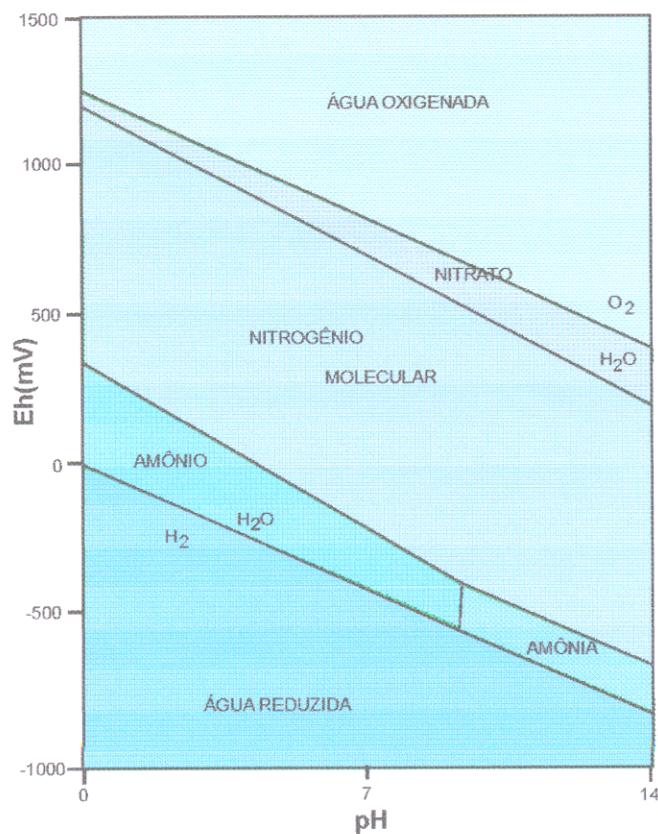
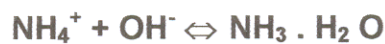


Figura 8.1 Diagrama pH - Eh do nitrogênio. Fonte: Starr (1988).

Segundo Freeze & Cherry (1979), uma das mais importantes fontes de nitrogênio, ligadas às atividades humanas, está relacionada com a prática de disposição de dejetos humanos em sistema de saneamento deficitário e onde o esgoto é tratado “in situ” por cada morador. Pode-se esperar que os sistemas de saneamento “in situ” ocasionem freqüentemente aumentos na concentração de nitratos nas águas subterrâneas (Figura 8.2).

A matéria orgânica encontrada nos esgotos e nos resíduos vegetais produz amoníaco (gás incolor), também denominado amônia (solução aquosa do amoníaco), através do processo de decomposição e mediante a participação de bactérias especializadas.

A formação do amônio (NH_4^+) ou amônia (NH_3) está condicionada ao pH da água, obedecendo à seguinte reação:



A reação produz NH_4^+ se o pH da água diminui ou, NH_3 no caso contrário (Figura 8.3).

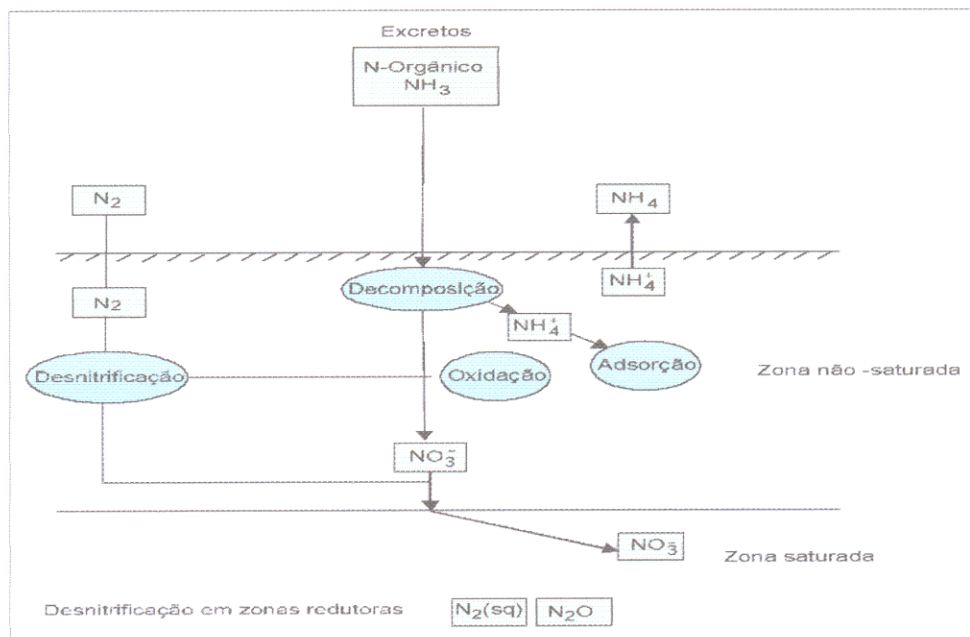


Figura 8.2 Comportamento das espécies de nitrogênio em subsuperfície (modificado de Freeze & Cherry, 1979).

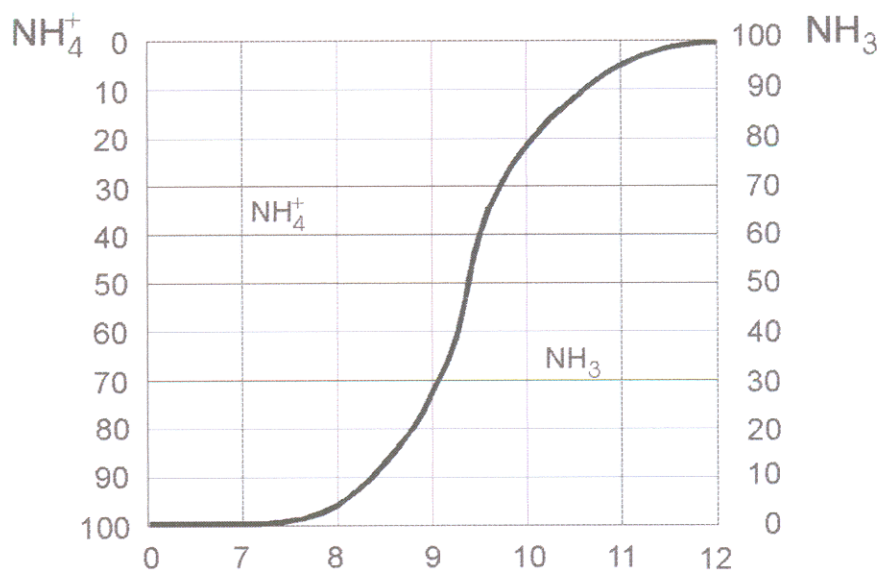
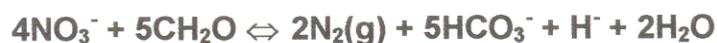


Figura 8.3 Equilíbrio amônio-amoníaco em função do pH, segundo Klee (*apud* Fenzl, 1988).

O amônio pode ser lançado diretamente na fossa ou ser transportado através da conversão do nitrogênio orgânico, pelo processo de amonificação, o qual ocorre dentro do sistema de disposição de esgotos, sob condições anaeróbias. O amônio é a forma predominante de nitrogênio que infiltra-se na subsuperfície (Cante & Knox *apud* Ferreira, 1982).

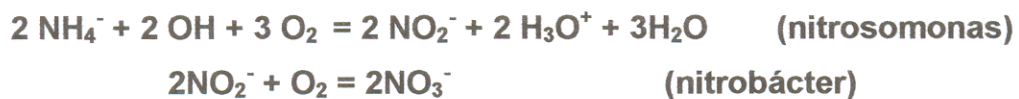
Os nitratos, provenientes de contaminação direta ou originários das transformações bioquímicas sob condições anaeróbicas e na presença de matéria orgânica, podem ser reduzidos a amônia (NH₃) e nitrogênio (N₂) através do processo de desnitrificação, sempre com a participação de bactérias especializadas. A reação química que produz o nitrogênio, mediante este processo é:



Comumente, a desnitrificação se processa abaixo do nível d'água, sob condições de deficiência de oxigênio, conforme mostra a Figura 8.1. A

desnitrificação é um processo desejável de melhoria na qualidade das águas subterrâneas.

O processo de conversão do nitrogênio orgânico para NH_4^+ é conhecido como amonificação (Figura 8.1). O composto liberado tanto pode ser absorvido pelo solo e usado pelas plantas como nutriente, como também pode ser oxidado biologicamente por bactérias para formar nitritos e posteriormente nitratos, que chegam às águas subterrâneas. O fenômeno é conhecido como nitrificação e processa-se mediante as reações:



As duas reações se processam pelas bactérias nitrosomonas e nitrobáctér, ambas organismos aeróbicos. Algumas plantas e bactérias podem reduzir nitratos e nitritos, porém como o nitrito é facilmente oxidado para nitrato, a concentração de nitritos em águas superficiais é geralmente reduzida (normalmente inferior a 0,3 mg de nitrogênio como nitrito / mL).

Os processos de amonificação e nitrificação comumente ocorrem na zona não saturada, onde a matéria orgânica e o oxigênio ocorrem em quantidades suficientes (Freeze & Cherry, 1979; Stum & Morgan, 1981; Komor & Anderson, 1993).

O nitrato, em pequenas quantidades, também pode ser oriundo do sistema de infiltração de efluentes, em função das condições anaeróbicas presentes. Como os nitratos possuem carga negativa, eles não são atraídos pelas partículas do solo, ou seja, não são adsorvidos (Canter & Knox, 1988).

Em águas subterrâneas oxidantes, o nitrato é a forma mais estável de nitrogênio dissolvido. Neste ambiente, onde a estabilidade é alta, o principal mecanismo de atenuação do contaminante é a diluição hidráulica, que ocorrerá ao longo do seu transporte (Freeze & Cherry, 1979).

A desnitrificação é causada pelo aumento do potencial redutor das águas subterrâneas. Neste processo, as bactérias utilizam o oxigênio contido em

componentes nitrogenados para sua respiração O nitrato então é reduzido a óxido de nitrogênio (N₂O), ou nitrogênio molecular (N₂), conforme a equação:



O N₂O e o N₂ não existem como espécies dissolvidas nas águas subterrâneas. Se a água se move dentro da zona não saturada, eles podem se perder pela liberação na forma de gases (Freeze & Cherry, 1979). Valores de pH acima de 7,0 favorecem a liberação de N₂, enquanto que valores abaixo de 6,0 favorecem a liberação de N₂O.

A contaminação direta por nitrato ocorre quando são lançados sobre o solo produtos fertilizantes contendo nitrato em sua composição, os quais são lixiviados para as águas subterrâneas através de águas pluviais e / ou de irrigação artificial.

Os estudos relacionados à contaminação por nitrato em área urbana, mostram que a urbanização é uma fonte geradora de contaminação, mais especificamente em áreas onde o saneamento ambiental é deficitário e o esgoto é tratado "in situ" por cada morador. Nestes casos, os nutrientes e os organismos fecais estão entre os principais tipos de contaminantes (Jackson, 1980).

Na cidade de Natal (RN) pesquisas realizadas pelo Instituto de Pesquisas Tecnológicas de São Paulo – IPT (1982), comprovaram que as águas dos poços estavam contaminadas por nitrato. Neste caso, a contaminação foi atribuída às deficiências construtivas dos poços. Estudos posteriores, naquela cidade, consideraram a contaminação por nitrato de caráter pontual, além de dispersar a contaminação de unidades do sistema público de abastecimento em um maior número de poços comprometidos, quanto à potabilidade, devido a presença de nitrato. Além disso, foi constatado que os níveis de nitrato são mais elevados nos locais com maior densidade populacional, onde a contaminação ocorre devido à oxidação do amoníaco proveniente das fossas (Aqua-Plan & Figueiredo *apud* Mello, 1995).

Estudos realizados em Campinas-SP, revelaram que a alta densidade de sistemas de saneamento "in situ" e a proximidade entre os poços e as fossas,

possibilitaram um índice elevado de contaminação por bactérias e por nitrato em aquífero livre (Ferreira, 1982).

Em trabalho realizado por Robertson *et al.* (1991), foram identificados, teores elevados de nitrato, baixo pH e teor de oxigênio dissolvido, sob dois pequenos sistemas sépticos em aquífero arenoso, na localidade de Cambridge, em Ontário, Canadá. Os autores indicaram que a capacidade dispersiva e, por conseguinte, a diluição potencial de contaminantes de muitos aquíferos constituídos por areia e cascalho, é bem maior do que previamente imaginavam, tendo sido possível detectar nitrato, ainda a 2000 metros de distância da fonte contaminante.

8.2 SISTEMAS DE SANEAMENTO

São dois os tipos de sistemas para a disposição dos esgotos públicos ou individuais. O primeiro caracteriza-se pelo esgotamento de águas residuárias por tubulações da rede pública até uma estação de tratamento e / ou disposição sanitária segura; o segundo é representado por sistemas de tratamento *in situ* cuja construção fica a critério de cada proprietário. Estima-se que em Santa Isabel do Pará, 85 % das residências possuem instalações sanitárias individuais. A grande vantagem deste tipo de sistema é que apresenta um custo muito mais baixo do que os sistemas de tratamento convencionais. Países desenvolvidos também fazem uso deste tipo de sistema, como é o caso dos Estados Unidos da América (Batalha, 1989).

Os sistemas de saneamento *in situ* quando projetados dentro de critérios técnicos constituem-se em excelentes alternativas para a solução de problemas de saneamento básico (Canter *et al.*, 1987).

Existem vários tipos de instalações sanitárias que dispõem os efluentes domésticos no local de sua produção, sendo classificados basicamente em dois tipos: os sistemas do tipo úmido e os sistemas do tipo seco (Rossin e Santos *apud* Cavalcanti, 1996).

Segundo Batalha (1989), cerca de 99,9 % da composição dos esgotos são altamente contaminados. Neste ambiente, o material sólido sedimenta e sofre um processo parcial de decomposição. O líquido, um pouco mais clarificado, pode ser destinado a uma área de absorção (Figura 8.4). Os sólidos sedimentáveis e lodos acumulam-se na base da fossa onde, pela digestão anaeróbica, se transformam em substâncias sólidas parcialmente mineralizadas (Figura 8.5). As bactérias facultativas ou anaeróbicas atuam na ausência de oxigênio molecular, reduzindo as substâncias orgânicas a formas pouco oxidadas com dissolução ou liquefação de alguns sólidos que podem formar gases, como o metano e o gás carbônico. O efluente da fossa possui, também, um elevado índice de contaminantes.

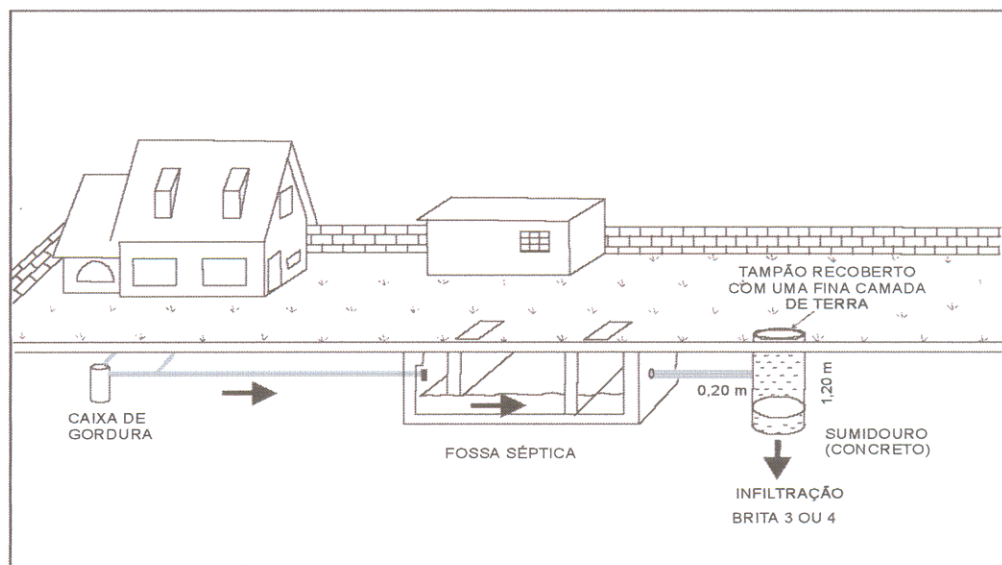


Figura 8.4 Representação de um sistema de fossa e sumidouro ou fossa absorvente para 5 pessoas (modificado de Batalha, 1989).

Em alguns casos, o efluente doméstico é despejado diretamente na rede pluvial sem nenhum tratamento prévio. A maior parte desses casos tem ocorrência nas áreas baixas. Durante o período mais chuvoso, quando então ocorre a elevação

do nível estático, é comum as fossas secas localizadas nestas áreas baixas sofrerem alagamentos. Neste caso, as fossas não são mais secas e sim negras, pois entram em contato com o lençol freático, não permitindo a infiltração do efluente. As fossas, que distam cerca de 15 m em relação aos poços de abastecimento, constituem fontes potenciais de contaminação do aquífero livre. Cabe destacar que, a depender da distância entre o poço e a fossa, poderá haver uma redução da carga poluente por fenômenos físicos (filtração mecânica), químicos (oxidação, redução, precipitação e coprecipitação) e bioquímicos (biodegradação por microrganismos do subsolo) (Custódio & Llamas, 1976). Os dejetos humanos lançados na fossa sofrem um processo de decomposição, principalmente aeróbica (Figura 8.5).

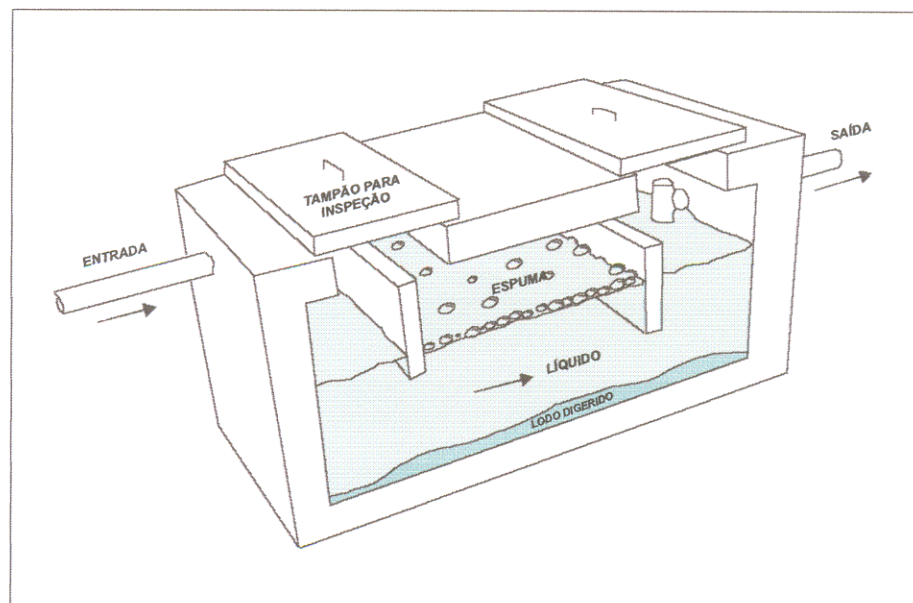


Figura 8.5 Configuração de uma fossa séptica (modificado de Batalha, 1989).

Quando o efluente proveniente de uma fossa séptica migra através dos meios porosos, este atravessa inicialmente a zona não saturada, onde o fluxo depende das condições do solo, sendo predominantemente vertical devido à ação da gravidade.

O efluente continua a migrar descendente até atingir a região na qual os poros estão totalmente preenchidos por água (zona saturada). Nessa zona, os contaminantes do efluente tendem a espalhar-se horizontalmente, na direção do fluxo da água subterrânea e, verticalmente devido a ação da gravidade (Figura 8.6) (Wilhelm *et al.*, 1994).

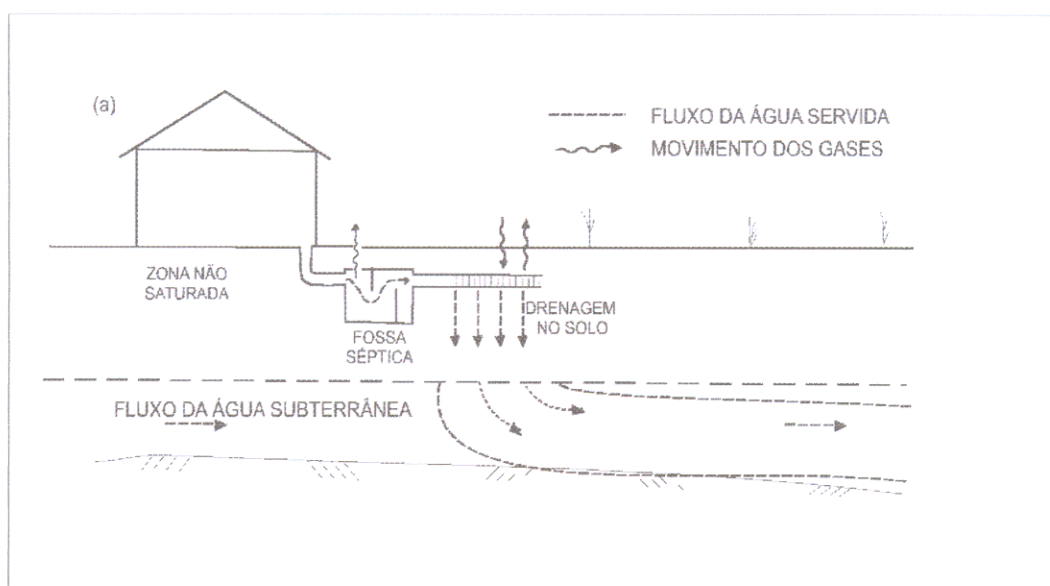


Figura 8.6 Perfil esquemático de um sistema séptico convencional incluindo fossa séptica, esgoto e pluma de contaminação de água subterrânea (modificado de Batalha, 1989).

A Tabela 8.2 apresenta concentrações representativas de efluentes provenientes de fossas sépticas. Segundo Canter *et al.* (*apud* Monteiro, 1997), entre os constituintes de importância que podem ser encontrados nesse tipo de efluente tem-se os vírus, substâncias orgânicas sintéticas, metais (chumbo, estanho, zinco, cobre, ferro, cádmio e arsênio) e inorgânicos (sódio, cloreto, potássio, cálcio, magnésio e sulfatos).

A poluição bacteriológica, principal foco de atenção na determinação de distância horizontal e vertical de proteção sanitária, vem sendo investigada durante algum tempo. Um dos primeiros estudos realizados por hidrogeólogos datam de

1959 (Todd e McNulty, 1976), quando foi constatado que cerca de 43% dos 63.000 poços da área metropolitana de Mineapolis (USA) acusavam a presença de nitratos, surfactantes, coliformes e cloretos em teores elevados.

Tabela 8.2 Concentrações de um efluente de fossa séptica (Monteiro, 1997).

PARÂMETROS	Canter <i>et al.</i> (1987)		Metcalf & Eddy (1991)		Whelan & Titmanis (1982)	Fetter (1993)
	*	**	*	**	**	**
Sólidos suspensos (mg / L)	75	18-53	237-600	50-90	22-47	22-69
DBO (mg / L)	140	28-84	210-530	140-200	52-316	120-272
DQO (mg / L)	300	52-142				291-542
N total (mg / L)	40		35-80	25-60	74-237	31,6-76,3
NH ₄ ⁺ (mg / L)				20-60	63-201	20,1-45,6
NO ₃ ⁻ (mg / L)				<1	0,01-0,03	0,16-0,83
P total		15		10-30		11-31
Cond. Elétrica (µS / cm)					1.340-2.850	
pH					6,6-7,4	
Coliformes (NMP / ml)			10 ⁴ -10 ⁸	10-10 ⁴		2.310-27.931

* efluente bruto ** efluente que percola até o lençol freático

8.3 PROBLEMÁTICA DA CONTAMINAÇÃO POR NITRATO NA SAÚDE PÚBLICA

Em geral, os teores de nitratos na água potável podem ser um indicador da qualidade das águas. Altas concentrações de nitratos podem sugerir a possível presença de outros contaminantes, tais como microrganismos ou pesticidas, que poderiam causar problemas de saúde.

Segundo Frase *et al.* (1980), à ingestão de águas com elevada concentração de nitrato causa as seguintes enfermidades:

a) *Metahemoglobinemia* (cianose infantil): processo que pode ocorrer sob condições específicas, no qual a toxicidade do nitrato deriva de sua redução a nitrito, no estômago e na saliva. O íon nitrito absorvido pelo sistema gastrointestinal reage com a hemoglobina, oxidando o ferro das moléculas e transformando-o de ferro ferroso (Fe⁺²) para ferro férrico (Fe⁺³). A metahemoglobina resultante, torna-se incapaz de fixar o oxigênio, levando à anoxia (falta de oxigênio) e mesmo à morte,

caso a situação não seja corrigida. Esta doença, afeta principalmente as crianças com menos de três meses de idade.

b) *Carcinogênese*: as evidências epidemiológicas sugerem que a elevada ingestão de nitratos pode ser um fator contribuinte para o surgimento do câncer gástrico, mas atualmente existe pouca informação disponível para que se possa chegar a conclusões específicas.

Devido ao fato de possuírem características orgânicas diferentes, os recém-nascidos estão mais expostos aos riscos de adquirir metahemoglobinemia, do que as crianças maiores / adultos. Basicamente, as diferenças nas características orgânicas entre recém-nascidos e crianças maiores de seis meses / adultos, são: a) os recém-nascidos possuem uma acidez estomacal mais baixa, o que permite o crescimento de certos tipos de bactérias no estômago e nos intestinos. Se uma criança consome água contaminada com nitratos, as bactérias podem converter os nitratos em nitritos, os quais mudam a hemoglobina que transporta oxigênio em metahemoglobina, que não é capaz de transportar o oxigênio; b) existe nos recém-nascidos, uma maior proporção de hemoglobina fetal, a qual se converte mais facilmente em metahemoglobina; c) crianças com mais de três meses de idade são alimentadas segundo uma dieta com alto conteúdo de líquidos em relação ao seu peso corporal, o que contribui para o aumento das doses relativas de nitratos e d) lactantes estão mais propensos à incidência de vômitos e diarreia, o que ocasiona a diminuição da acidez normal do estômago.

Não se tem demonstrado o envenenamento de lactantes por nitratos ingerido através do leite materno, quando a mãe consome água contendo este contaminante. A água, ao ser fervida para o preparo do alimento só elimina as bactérias, não os nitratos (Johnson & Kross, 1990).

As pessoas com acidez gástrica reduzida, portadores de metahemoglobina devido a causas hereditárias e mulheres grávidas, podem estar em risco de saúde ao ingerirem águas contaminadas por nitratos (Johnson & Kross, 1990).

Os sintomas de envenenamento podem ser muito leves. Uma criança com uma metahemoglobinemia leve ou moderada pode sofrer letargia (sono profundo e contínuo), diarreia e vômito. Isto pode ser diagnosticado equivocadamente como um

estado nutricional pobre ou uma indisposição estomacal. A metahemoglobinemia é diagnosticada facilmente a partir de uma análise do sangue. Frequentemente, é reconhecida quando já está em etapas agudas cianóticas, quando então a criança adquire uma cor café azulada, sinal que pode não ser notado em crianças com pele escura, associada à dificuldade para respirar (Johnson & Kross, 1990).

O único tratamento é tomar água não contaminada, isto se o paciente não correr risco de vida. Na ausência do contaminante, os sintomas melhorarão em dois ou três dias. No caso de crianças gravemente afetadas, se faz necessário um tratamento intravenoso com azul de metileno, o qual converterá a metahemoglobina em hemoglobina ocasionando uma rápida melhora (Johnson & Kross, 1990).

8.4 NORMAS DE POTABILIDADE

Segundo Feitosa *et al.* (1997) as características que delimitam os padrões de potabilidade para as águas destinadas ao abastecimento doméstico, compreendem critérios essenciais e complementares.

Os critérios essenciais referem-se, principalmente, à proteção contra a contaminação por microrganismos patogênicos e contra a poluição por substâncias tóxicas.

Os critérios complementares visam o controle da qualidade no que diz respeito à melhoria dos aspectos estéticos, organolépticos, econômicos, entre outros. Esses aspectos, não são fundamentais à proteção da saúde pública (cor, odor, sabor, turbidez, dureza, corrosividade, entre outros).

As águas são consideradas potáveis quando podem ser consumidas pelo homem sem ocasionar prejuízos à sua saúde. Os órgãos públicos responsáveis pelo controle de qualidade das águas apresentam padrões de potabilidade para o consumo humano, os quais podem variar em função das particularidades locais. Entretanto, há uma tendência mundial de padronização das normas estabelecidas pela Organização Mundial de Saúde (OMS). A Tabela 8.3 mostra o padrão de potabilidade vigente no Brasil, estabelecido pela Portaria 39 / 90 do Ministério da Saúde (Feitosa & Manoel Filho, 1997) assim como, os valores estabelecidos pela

OMS. O íon amônio (NH_4^+) não tem seu limite de potabilidade estabelecido pela Portaria 36 / 90 do Ministério da Saúde. Assim sendo, o limite apresentado na Tabela 8.3 é o estabelecido pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (EPA)(*in Szikszay, 1993*). No Brasil, o Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA), através da Resolução nº 20 de 1986, estabelece limite de potabilidade apenas para a amônia não ionizável (NH_3) o qual é de 0.02 mg / L. Como este conceito não é usualmente conhecido por técnicos que não sejam da área de química, para evitar dúvidas, adotou-se neste trabalho o padrão de potabilidade fixado pela EPA. Esse procedimento já havia sido adotado por Lima (1988).

Tabela 8.3 Padrão de potabilidade vigente no Brasil estabelecido pela Portaria 36 / 90 do Ministério da Saúde e valores estabelecidos pela Organização Mundial de Saúde (OMS), modificado de Feitosa *et al.*, 1997.

CARACTERÍSTICAS FÍSICAS, QUÍMICAS E ORGANOLÉPTICAS	ORGANIZAÇÃO MUNDIAL DE SAÚDE (OMS)	PORTARIA 36/90 DO MINISTÉRIO DA SAÚDE
PARÂMETROS FÍSICOS E ORGANOLÉPTICOS		
Cor (Pt / L)	15	5 ^{*1}
Odor	Inofensivo	Não objetável
Sabor	Inofensivo	Não objetável
Turbidez (UNT)	5	1
Temperatura (°C)	-	-
pH	6.5-8.5	6.5-8.5
PARÂMETROS QUÍMICOS INORGÂNICOS (mg / L)		
Arsênio (As)	0.05	0.05
Amônio (NH ₄ ⁺) ^{*3}	0.06 ^{*3}	0.06 ^{*3}
Bário (Ba)	-	1.0
Cádmio (Cd)	0.005	0.005
Chumbo (Pb)	0.05	0.05
Cromo (Cr)	0.05	0.05
Mercúrio (Hg)	0.001	0.001
Nitrato (NO ₃ ⁻)	45.0	45.0
Prata (Ag)	0.05	.005
PARÂMETROS QUÍMICOS ORGÂNICOS (µg / L)		
Benzeno	10	10
Clordano (Total de Isômeros)	0.3	0.3
Hexaclorobenzeno	0.01	0.1
Pentaclorofenicol	10	10
Tetracloroeto de carbono	3.0 ^{*2}	3.0
Tetracloroeteno	10 ^{*2}	10
Toxofano	-	5.0
Tricloroeteno	30 ^{*2}	30
Triometano	-	100 ^{*2}
PARÂMETROS QUÍMICOS QUE AFETAM A QUALIDADE ORGANOLÉPTICA (mg / L)		
Alumínio (Al)	0.2	0.2 ^{*4}
Cloretos (Cl ⁻)	250	250
Cobre (Cu)	1.0	1.0
Dureza Total	500	500
Ferro Total	1.0	1.0
Manganês (Mn)	0.1	0.1
Sólidos Dissolvidos (STD)	1000	1000
Sulfatos (So ₄ ²⁻)	400	400
Zinco (Zn)	5.0	5.0
PARÂMETROS RADIOATIVOS (Bq / L)		
Alfa Total	0.1	0.1
Beta Total	1.0	1.0
PARÂMETROS MICROBIOLÓGICOS (NMP / 100mL)		
Coliformes Fecais	0	0
Coliformes Totais	0	0

Notas: *1 - valor aparente; UNT – unidade nefelométrica; *2 - valor experimental; Bq / L – becquerel / Litro; NMP – número mais provável; *3 – limite de potabilidade estabelecido pela Agência de Proteção Ambiental dos E.U.A (EPA).

9 QUALIDADE DAS ÁGUAS ESTUDADAS

A localização dos poços selecionados para estudo é mostrada na figura 9.1, enquanto que os endereços das residências onde estão localizados esses poços são dados na Tabela 9.1.

Os resultados das análises das águas, realizadas nos períodos chuvoso (abril/200) e seco (novembro/1999), nas zonas de expansão e antiga da cidade, bem como no poço adotado como representativo das condições naturais da área (poço PR), são apresentados nas tabelas 9.2 e 9.3.

Tabela 9.1 Identificação dos locais de amostragem de águas subterrâneas freáticas em Santa Isabel do Pará.

Zona	Poço	Endereço
E X P A N S Ã O	050	Av. Manoel Leal, 1873
	057	Rua Acrísio A., 1508
	061	Rua Acrísio A., 1603
	064	Av. Padre Marcos, 1834
	168	Trav. Santa Isabel, 1397
A N T I G A	199	Largo São Francisco, 1091
	200	R. Raimundo Vitório, 1184
	224	Alameda São Paulo, 1033
	228	Alameda São Paulo, 1075
	233	Av. Sete de Janeiro, 1579

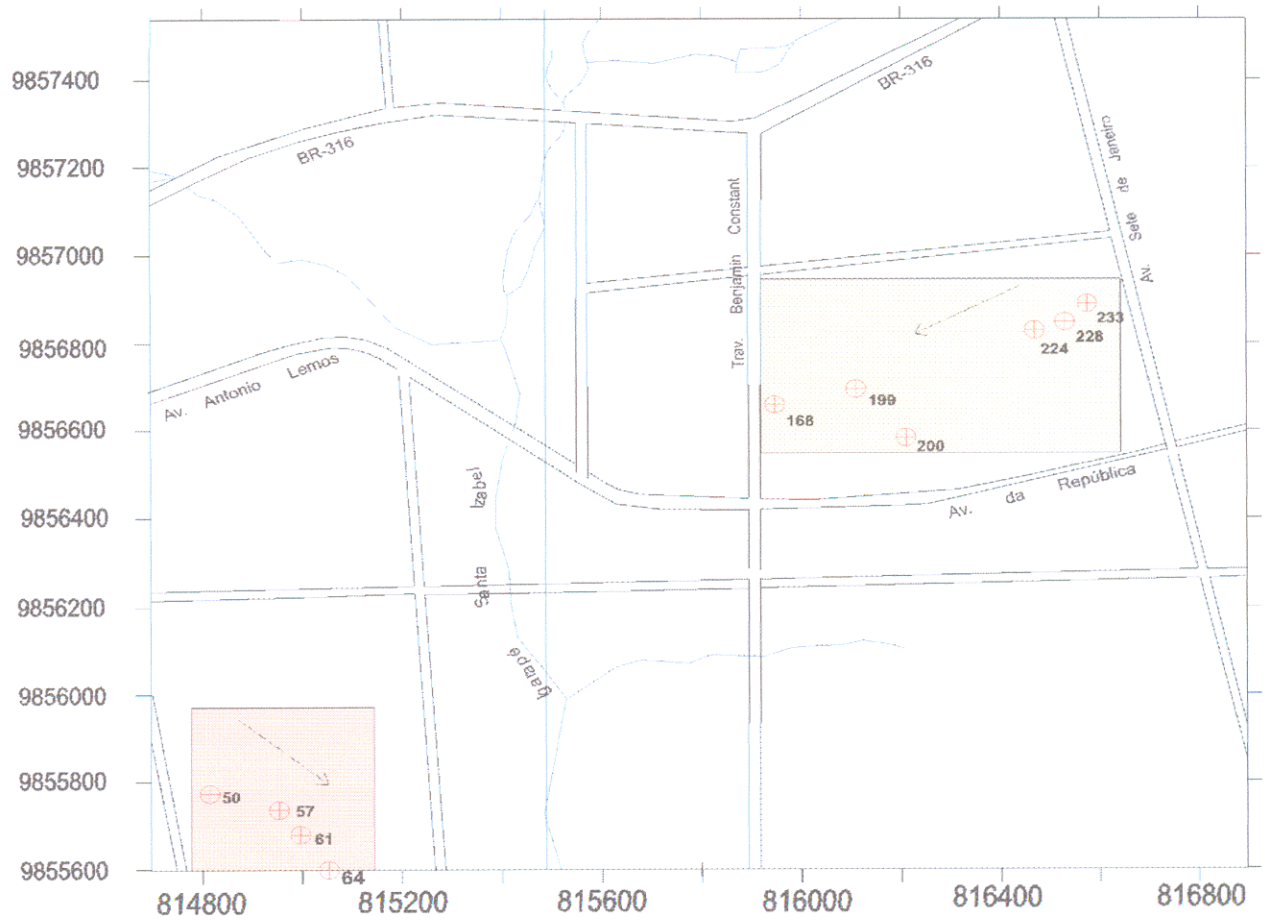
Tabela 9.2 Parâmetros físico-químicos, químicos e bacteriológicos das águas subterrâneas durante o período seco de 1999.

Zona	Poço	T (°C)	pH	C. E. $\mu\text{S/cm}$	NO_3^- mg/L	NH_4^+ mg/L	C. Totais NMP/100mL	C. Fecais NMP/100mL	STD mg/L
exp	050	27,3	4,4	40,1	10,1	< 0,005	2.366	35	24,6
	057	26,9	4,3	137,0	22,0	0,013	22.600	1.040	82,2
	061	27,3	6,0	211,0	33,0	0,142	2.933	48	126,6
	064	27,0	4,5	136,0	23,7	0,064	4.800	300	81,6
antiga	168	26,9	5,6	209,0	32,1	0,051	4.733	82	125,4
	199	25,7	4,7	261,0	49,3	0,077	23	0	156,6
	200	26,1	4,6	97,7	28,1	< 0,005	434	1	58,6
	224	26,2	4,5	342,0	58,0	0,464	2.500	20	205,2
	228	26,1	4,6	233,0	51,9	0,051	2.200	34	139,8
	233	25,6	5,1	89,5	26,8	< 0,005	800	9	53,7

Tabela 9.3 Parâmetros físico-químicos, químicos e bacteriológicos das águas subterrâneas durante o período chuvoso de 2000.

Zona	Poço	T (°C)	pH	C. E. $\mu\text{S/cm}$	NO_3^- mg/L	NH_4^+ mg/L	C. Totais NMP/100mL	C. Fecais NMP/100mL	STD mg/L
exp	050	24,2	4,7	48,3	12,8	0,013	1.380	126	29,0
	057	24,1	4,4	153,6	24,6	< 0,005	3.400	460	92,2
	061	24,3	5,9	288	8,8	0,658	1.100	120	17,3
	064	24,3	4,4	233,0	29,9	0,026	14.500	9.667	139,8
antiga	168	22,5	5,7	329,0	42,7	0,026	400	8	197,4
	199	22,5	4,5	433,0	60,3	1,520	38	< 1	259,8
	200	22,5	5,0	104,0	24,2	< 0,005	1.140	40	62,4
	224	22,6	4,3	355,0	56,3	0,710	1.900	64	213,0
	228	22,6	4,4	219,0	42,7	0,013	150	11	131,4
	233	22,7	5,2	116,6	30,4	< 0,005	1.000	94	70,0
Rural	PR*	24,1	4,5	38,8	10,6	< 0,005	-	-	23,3
	VMP	-	6,5-8	-	45	0,05	0	0	1000
	VR	-	6,5-8,5	-	45	0,06	0	0	1000

PR = poço de referência localizado fora da área de estudo (residência frente a Fábrica APIL); VMP = valor máximo permissível (Portaria 36/90); VR = valor recomendado pela OMS; exp = expansão.



CONVENÇÃO

- | | | | |
|--|---------------|--|----------------------|
| | Vias | | Drenagem |
| | Zona Antiga | | Represa |
| | Zona Expansão | | Poço manual escavado |

Figura 9.1 Locais de amostragem de água, na cidade de Santa Isabel do Pará.

9.1 PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS

9.1.1 Temperatura

Conforme os dados apresentados nas Tabelas 9.2 e 9.3, a temperatura das águas subterrâneas não apresentou grandes variações durante os dois períodos de coleta. Foram registrados valores médios de 26,5° C no período seco e 23,6° C no chuvoso (Figura 9.1), sendo que na zona de expansão, os valores se mostraram cerca de 2°C acima das temperaturas encontradas na zona antiga. Essa diferença deve estar relacionada com a menor profundidade do lençol freático na zona de expansão, onde, durante o período chuvoso, a profundidade da água varia de 0,8 a 3,60 m (item 7.2), sofrendo uma influência mais efetiva da radiação solar.

9.1.2 pH

De um modo geral, nas águas subterrâneas analisadas os valores de pH se mantiveram próximos entre os períodos de amostragem (seco e o chuvoso), apresentando-se relativamente ácidos, entre 4,3 e 5,9 (Figura 9.3). Considerando-se a faixa de pH estabelecida pelos padrões de potabilidade (item 8.4; Tabela 8.3) constata-se que os valores de pH das águas estudadas encontram-se fora de faixa de 6,5 a 8,5, considerada adequada para consumo humano. Cabe ainda ressaltar que o uso das águas ácidas pode ocasionar problemas tais como, o ataque aos metais, provocando a corrosão nos equipamentos (tubos de revestimentos, filtros, bombas, etc), turbidez e presença de ferro na água (CETESB, 1987).

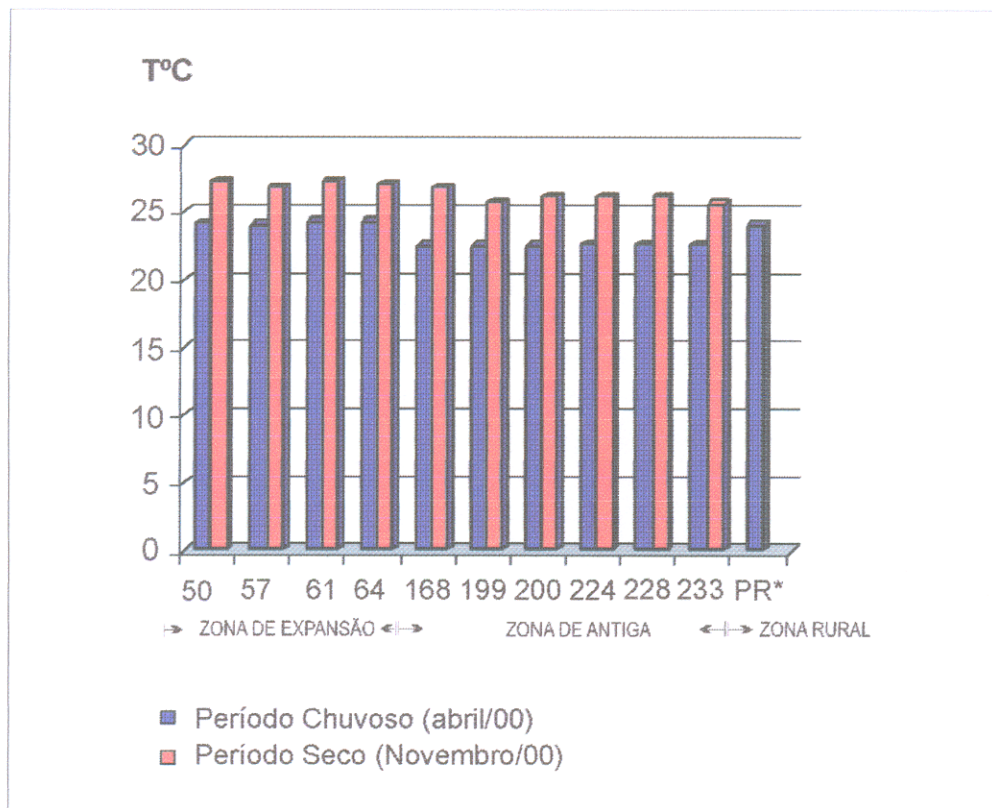


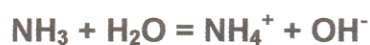
Figura 9.2 Distribuição dos valores de temperaturas nos períodos seco (novembro de 1999) e chuvoso (abril de 2000).

O pH de 4,5 registrado no poço PR, adotado como sendo o padrão da área estudada, é semelhante ao obtido por Lima & Kobayashi (1988) na região de Barcarena, próxima de Belém, em poços com perfil geológico similar àqueles estudados em Santa Isabel do Pará. Em Barcarena, os autores obtiveram um pH mínimo de 4,0 e máximo de 5,1, sendo esses valores atribuídos ao perfil geológico da área, rico em argilas caulínicas, contendo restos de vegetais e sedimentos carbonosos. Outro fator que contribuiria para a acidez das águas seria a presença de CO₂ e ácidos húmicos livres em solução, fenômeno típico de zonas tropicais (Lima & Kobayashi, 1988). Estudos realizados por Sioli (1960), nas cidades de Vigia, Igarapé-Açu e Maracanã, localizadas no nordeste do Estado do Pará, revelaram um pH de 4,9 em águas freáticas, sem influência antrópica. Por sua vez, água

evidenciando a influência de esgotos e fossas mostraram pH variando de 5,7 a 6,4. No Município de Ananindeua, que integra a Região Metropolitana de Belém, Sá *et al.* (1998), obtiveram em águas de poços escavados rasos, valores de pH máximo de 5,9 e mínimo 3,7.

O discreto aumento do pH observado nos poços 50, 57, 168, 200 e 233, durante o período chuvoso, pode estar relacionado com a elevação do lençol freático nesse período, ocasionando uma maior proximidade entre este e as fontes geradoras de amônio, como por exemplo, as fossas. Às proximidades desses sistemas o ambiente é predominantemente redutor e com tendência à elevação do pH (Melo, 1995), relacionada com a reação de produção do amônio (NH_4^+).

A produção de hidróxido de amônio (NH_4OH) se dá a partir do gás amônia (NH_3). Essa reação química é representada por (Melo, 1995):



A liberação do OH^- é responsável pela elevação do pH nos meios onde ocorre essa reação (Melo, 1995). Para uma melhor avaliação da possibilidade admitida acima, faz-se necessário proceder uma correlação entre os teores de amônio e os valores de pH, no período em que foram constatados os valores mais elevados. Essa relação será avaliada no item 9.2.1.

9.1.3 Condutividade Elétrica

A condutividade elétrica é um parâmetro que está relacionado à concentração de sólidos totais dissolvidos em uma solução aquosa, sendo comumente utilizada no acompanhamento de plumas de contaminação (Melo, 1995). Os valores obtidos estão corrigidos para a temperatura de 25 °C.

Na zona antiga da cidade de Santa Isabel do Pará as águas apresentaram valores médios de condutividade elétrica mais elevados do que na zona de expansão. Na primeira, os valores médios entre os períodos seco e chuvoso, variaram de 205 a 259 $\mu\text{S} / \text{cm}$, enquanto que nesta última foram encontrados

valores médios variando de 131 a 180 $\mu\text{S} / \text{cm}$, entre os dois períodos. Na zona antiga, durante o período seco, o máximo e o mínimo obtidos foram de 89,5 e 342 $\mu\text{S} / \text{cm}$, respectivamente. Por sua vez, no período chuvoso, os valores variaram entre 104 e 433 $\mu\text{S} / \text{cm}$ (Figura 9.4), sendo os maiores valores obtidos nos poços 199 e 224, da mesma zona.

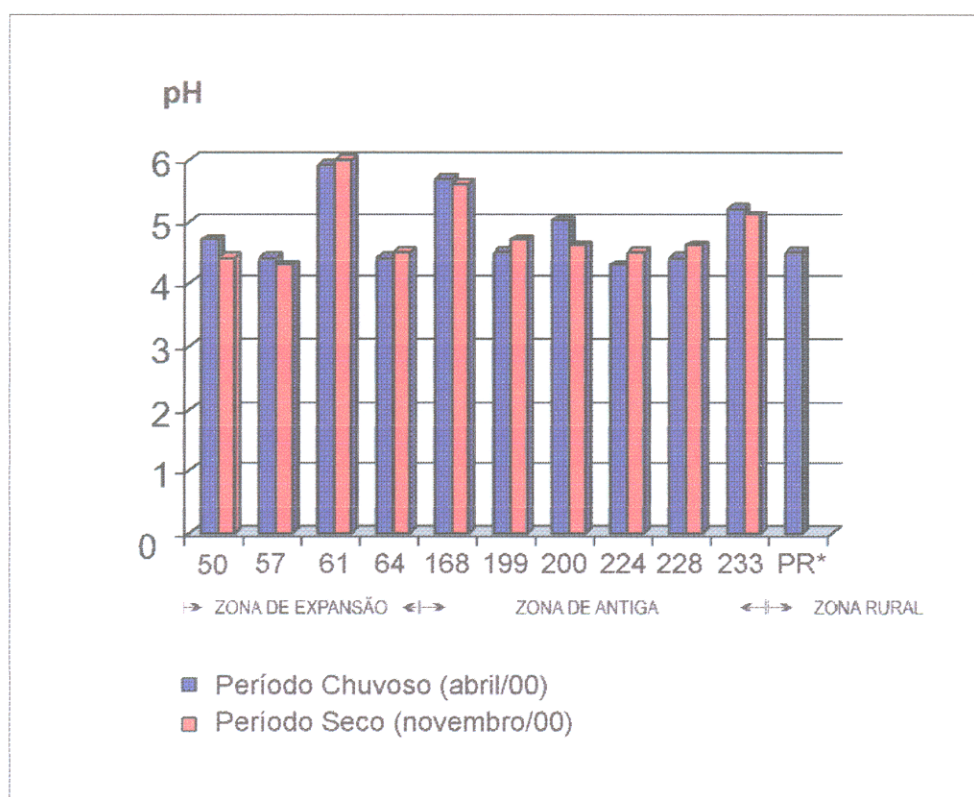


Figura 9.3 Distribuição dos valores de pH nas águas estudadas.

Na zona de expansão, comparando-se os valores obtidos no período seco e chuvoso constata-se que neste último os valores se mostraram mais elevados, variando de 48,3 a 288 $\mu\text{S} / \text{cm}$; enquanto que no, período seco, os valores situam-se entre 40,1 e 211 $\mu\text{S} / \text{cm}$. Nessa zona, os menores valores obtidos tanto no período seco quanto no chuvoso, referem-se ao poço 50 (48,3 e 40,1 $\mu\text{S} / \text{cm}$), enquanto que os mais elevados foram encontrados no poço 61 (288 e 211 $\mu\text{S} / \text{cm}$). Os menores valores de condutividade elétrica obtidos nessa zona podem refletir o

menor período de ocupação populacional dessa área da cidade, o que faz com que as fontes contaminantes (fossas) sejam relativamente recentes. Outra hipótese para a diferença entre os valores de condutividade elétrica encontrados nas duas zonas da cidade, está relacionada à distância entre as fossas e os poços. Observações de campo mostram que na zona de expansão essa distância é comumente um pouco maior do que aquelas constatadas na zona antiga da cidade.

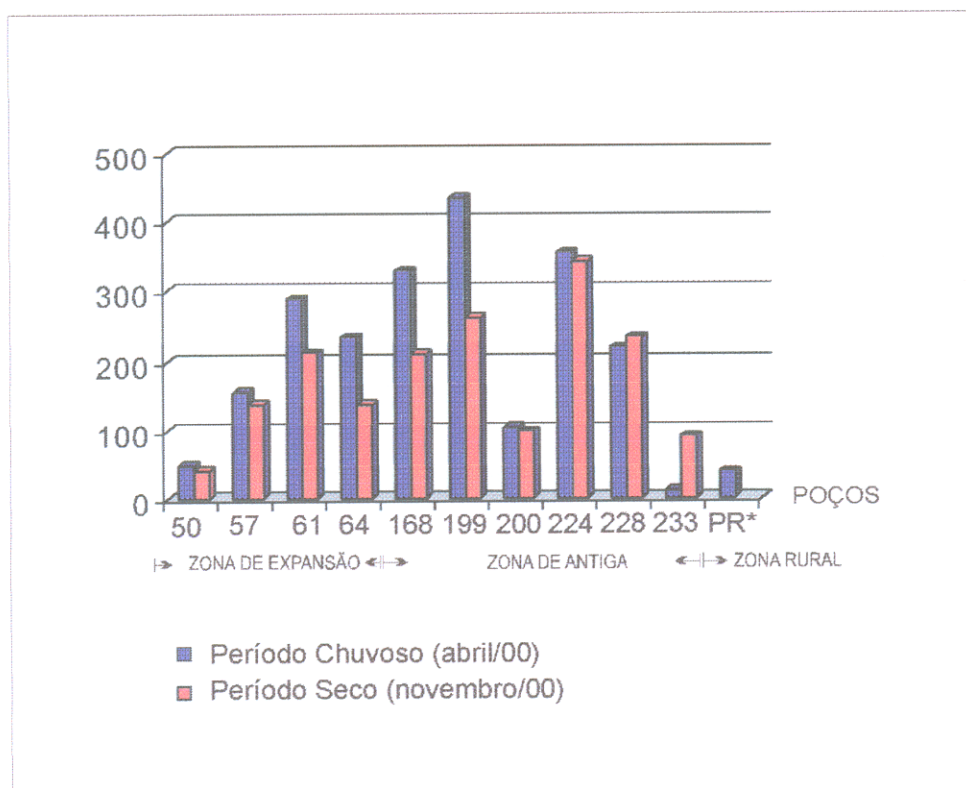


Figura 9.4 Distribuição dos valores de condutividade elétrica ($\mu\text{s} / \text{cm}$) nas águas estudadas.

Nas duas zonas estudadas, os maiores valores de condutividade elétrica foram obtidos em abril, mês de intensa pluviosidade (item 2.2). Essa elevação nos valores de condutividade elétrica nesse período pode estar relacionada com a subida do lençol freático, propiciando uma maior proximidade das fossas e dos efluentes, ricos em sais dissolvidos.

De acordo com os dados apresentados nas Tabelas 9.2 e 9.3, bem como na Figura 9.4 constata-se que, com exceção do poço 50, onde a condutividade elétrica variou de 40,1 a 48,3 $\mu\text{S} / \text{cm}$, os demais apresentam águas com valores muito acima daquele obtido no poço PR 38,8 $\mu\text{S} / \text{cm}$. Em estudos sobre o quimismo de águas subterrâneas, em ambiente geológico semelhante, no município de Barcarena, próximo de Belém, Lima & Kobayashi (1988) encontraram valores de condutividade elétrica, variando de 32 a 45 $\mu\text{S} / \text{cm}$, revelando baixos conteúdos em cátions e ânions em solução. Esses valores são próximos ao obtidos no poço PR, durante o período chuvoso.

9.2 COMPONENTES NITROGENADOS

9.2.1 Amônio (NH_4^+)

Com relação ao amônio, foram observadas diferenças significativas entre os valores obtidos durante os dois períodos de amostragem, nos dez poços estudados (Tabelas 9.2 e 9.3).

Durante o período seco (novembro / 99), a concentração de amônio no poço 61 situado na zona de expansão e no poço 224 localizado na zona antiga da cidade, chegou a ser cerca de 2,5 e 8 vezes, respectivamente, maior do que o limite máximo estabelecido pela Organização Mundial de Saúde, que é de 0,06 mg / L (o poço de referência ainda não havia sido selecionado).

De um modo geral, observou-se que, durante o período chuvoso tanto na zona de expansão quanto na zona antiga, ocorreu um aumento de teores de amônio em alguns poços (50, 61, 199 e 224). Observou-se também que, no mesmo período, houve um discreto aumento de pH nos poços 50, 57, 168, 200 e 223. No poço 50, o aumento simultâneo do teor de amônio e do pH pode estar associado com a elevação do lençol freático nesse período, fato que o torna mais próximo das fontes geradoras de amônio, como por exemplo, as fossas. Às proximidades desses

sistemas, o ambiente é predominantemente redutor e com tendência à elevação do pH (Melo 1995), relacionada com a reação de produção de amônio (NH_4^+).

Em relação às concentrações de (NH_4^+) no período seco, essas foram mais baixas chegando, inclusive, a valores abaixo do limite de detecção do método utilizado para análise, nos poços 200 e 233.

A ocorrência natural de amônio nas águas subterrâneas é, em geral, baixa. O tipo de litologia que compõe o aquífero não influi substancialmente na variação do teor de amônio. Em função disso, trata-se de um elemento, cuja elevação de teor nas águas subterrâneas indica a influência de fatores externos, tais como esgotos domésticos, fossas, lixo, fertilizantes agrícolas ou dejetos industriais (Custódio & Llamas, 1976).

Analisando-se as Tabelas 9.2 e 9.3, conclui-se que a incidência de poços com teores de amônio acima do padrão de potabilidade, que é de 0,06 mg / L, está na mesma proporção nas zonas antiga e de expansão. O teor elevado de amônio em alguns poços (61, 64, 199 e 224) pode evidenciar que a construção destes é precária, propiciando o fácil acesso de contaminantes provenientes das fossas e/ou dos resíduos lançados no solo. Segundo Francis *apud* Geldreich (1990), a contaminação dos aquíferos tem sido atribuída às falhas na construção e inadequada proteção sanitária dos poços.

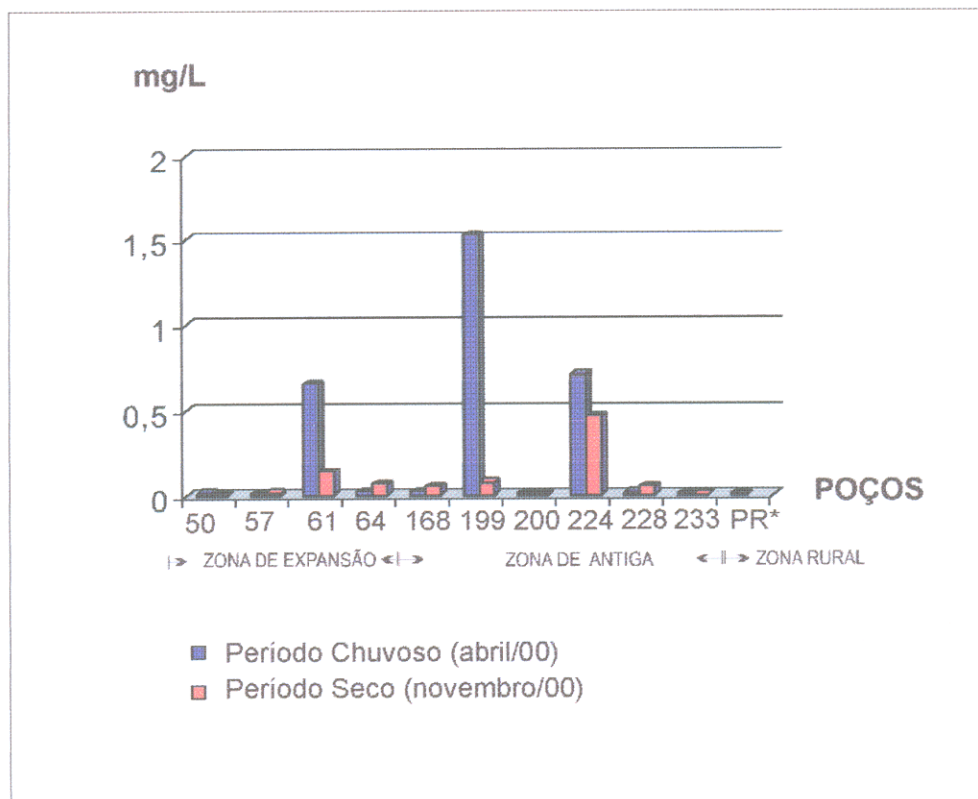


Figura 9.5 Distribuição da concentração de amônio nas águas estudadas.

9.2.2 Nitrato (NO_3^-)

Conforme os resultados obtidos (Tabelas 9.2 e 9.3), observa-se que somente no poço 61, situado na zona de expansão, ocorreu uma variação significativa no teor de nitrato entre os períodos seco e chuvoso. No primeiro, o valor obtido foi de 33 mg / L, enquanto que no período chuvoso foi de 8,8 mg / L. Ambos os valores se encontram abaixo do limite de potabilidade estabelecido pela portaria 36 / 90 do Ministério da Saúde, que é de 45 mg / L (Tabela 8.3).

Comparando-se os teores de nitrato entre os períodos de amostragem, verifica-se que no mês de abril os valores são ligeiramente superiores àqueles encontrados em novembro (Figura 9.6). Teoricamente, nos meses de maior precipitação pluviométrica poder-se-ia esperar uma concentração mais baixa,

decorrentes de uma maior diluição da água do aquífero freático. No entanto, nesse período ocorre a subida do lençol freático, que pode, em algumas situações, entrar em contato ou aproximar-se de sistemas de saneamento *in situ* e / ou tubulações de esgotos com vazamentos, elevando o teor, não apenas de nitrato mas também de amônio, conforme discutido no item 9.2.1.

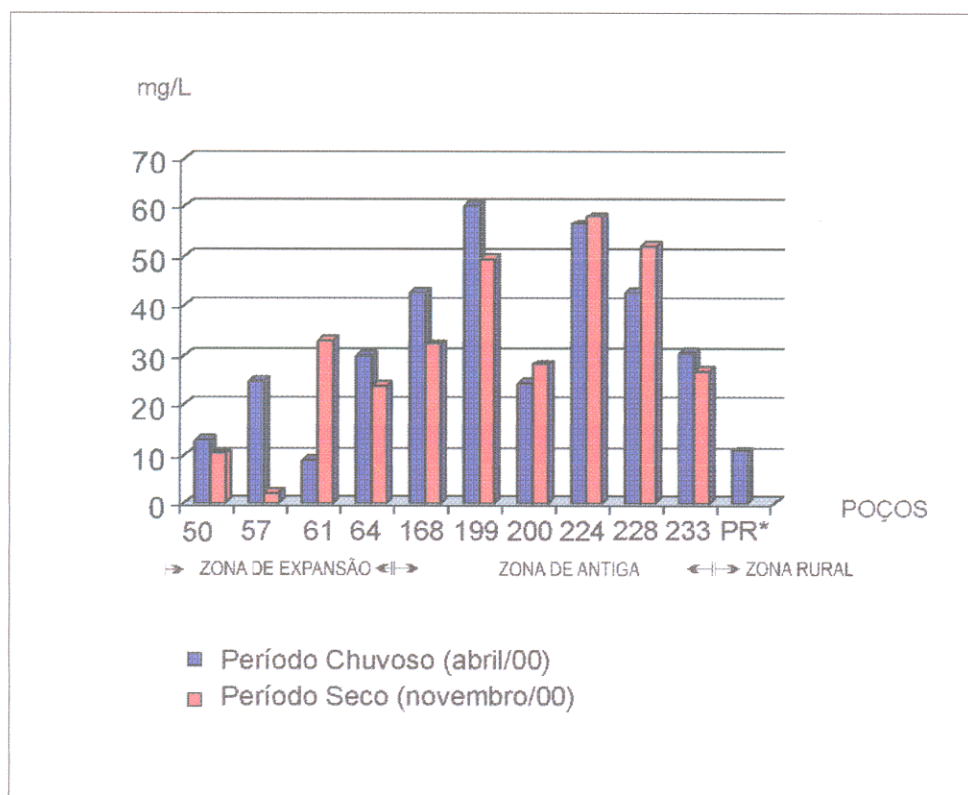


Figura 9.6 Distribuição da concentração de nitrato nas águas estudadas.

Quando se comparam os teores de nitrato obtidos no presente trabalho com aqueles obtidos em 1994, em poços localizados na zona antiga, constata-se que nos poços 199 e 200, os teores de nitrato sofreram um discreto aumento ou permaneceram similares. Por sua vez, nos poços 224 e 228 houve uma redução considerável deste contaminante enquanto que nos poços 168 e 233 constata-se um aumento de 4,5 a 5 vezes em relação aos valores obtidos em 1994.

Para a zona de expansão observa-se que nos poços 50, 57 e 64, entre 1994 e 1999 / 2000, houve um aumento no teor de nitrato, sendo os teores atuais aproximadamente o dobro daqueles obtidos em 1994. Por outro lado, no poço 61 constata-se uma diminuição no teor da espécie química em apreço. Nesse último poço, a redução no teor de nitrato, em relação ao valor obtido em 1994 (54 mg / L), é particularmente acentuada quando se considera o teor obtido no período chuvoso de 2000 (8,8 mg / L). As causas dessas mudanças não puderam ser suficientemente justificadas uma vez que, para tanto, seria necessário um maior número de análises.

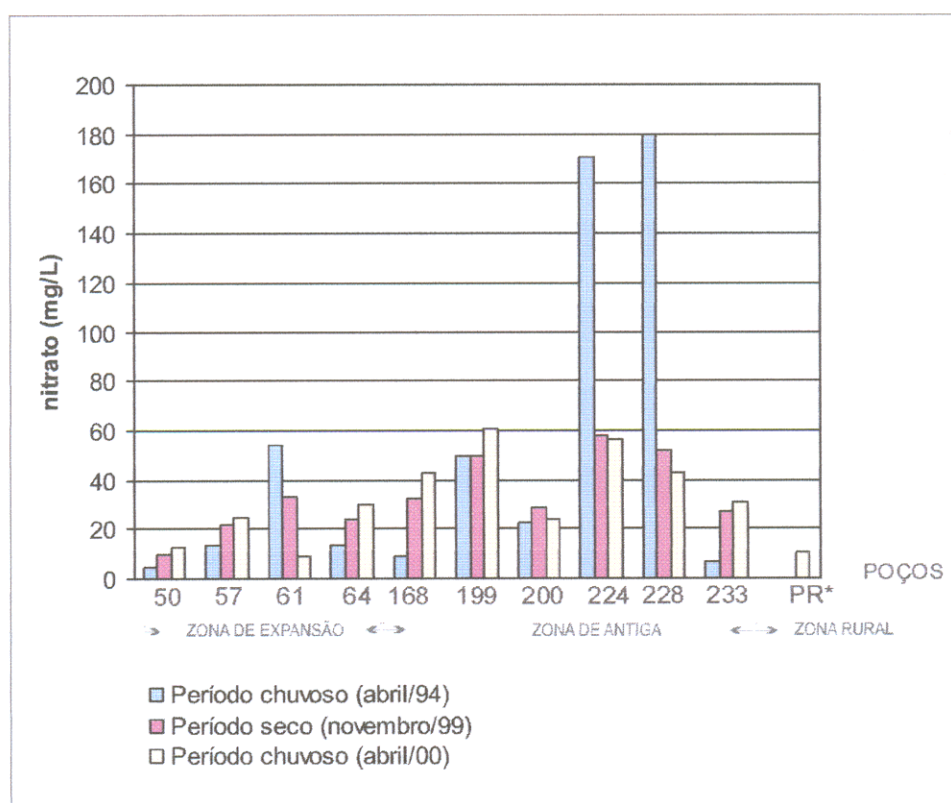


Figura 9.7 Teores de nitrato obtidos em 1994 e atuais.

Na zona de expansão, relativamente nova e de menor concentração populacional, os poços apresentam nas duas amostragens (1994 e 1999 / 2000) valores de nitrato significativamente menores do que os da zona antiga. Considerando-se que as condições sanitárias nestas áreas não sofreram

modificações significativas, ou seja, ainda é expressiva a quantidade de fossas e poços escavados nestas zonas, é coerente visualizar-se uma tendência de aumento dos teores de nitrato nas águas, com o passar do tempo.

Com base nos resultados apresentados, fica evidente a existência de nitrato nas águas subterrâneas de Santa Isabel do Pará em concentrações superiores aos padrões de potabilidade estabelecidos pela Organização Mundial de Saúde. Ressalta-se que os valores apresentados na Tabela 9.4 correspondem aos dados obtidos em laboratórios diferentes, portanto, não se pode descartar a possibilidade de algum erro de análise. Em 1994, as águas foram analisadas no Laboratório da Companhia de Saneamento do Pará - COSANPA enquanto que nos anos de 1999/2000 as análises foram realizadas no Laboratório da Seção de Meio Ambiente do Instituto Evandro Chagas.

Tabela 9.4 Teores de nitrato nas águas de poços durante os anos de 1994 e 1999/2000.

Localização	Poço	Teor de nitrato (mg/L)		
		chuvoso (1994)	seco (1999)	Chuvoso (2000)
Zona antiga	168	9,0	32,1	42,7
	199	49,5	49,3	60,3
	200	22,5	28,1	24,2
	224	171,0	58,0	56,3
	228	180,0	51,9	42,7
	233	6,7	26,8	30,4
Zona de expansão	50	4,5	10,1	12,8
	57	13,5	22,0	24,6
	61	54,0	33,0	8,8
	64	13,5	23,7	29,9

9.2.3 Evolução Temporal dos Compostos Nitrogenados NH_4^+ e NO_3^-

Comparando graficamente a variação de NH_4^+ e NO_3^- para os períodos seco e chuvoso (Figura 9.8), observa-se que nos poços 57, 64 e 168 há um aumento desse último constituinte de um período para o outro, ao mesmo tempo que ocorre decréscimo de NH_4^+ , o que pode sugerir reações de oxidação de NH_4^+ , originando NO_3^- (nitrificação). Esse comportamento não é verificado nos demais poços analisados (50, 61, 199, 200, 224, 228 e 233).

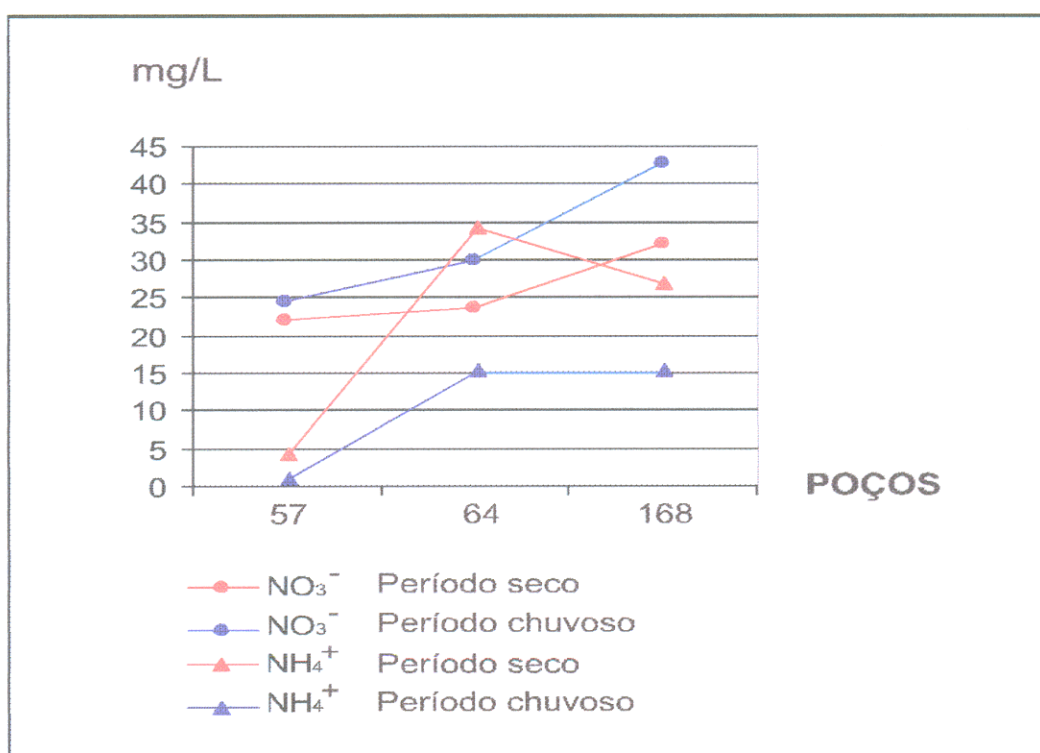


Figura 9.8 Variação de amônio (NH_4^+) e nitrato (NO_3^-) entre os períodos seco e chuvoso.

Em cerca de 50% das águas analisadas as concentrações de amônio e de nitrato, aumentaram durante o período chuvoso e diminuíram durante o período seco, devido, provavelmente, à elevação do lençol freático. Esta elevação faz com que a água entre em contato ou se aproxime de fontes ricas em matéria orgânica. Há uma contribuição desses compostos através das águas pluviais infiltradas.

Considerando-se que o cenário na cidade de Santa Isabel do Pará não difere muito daquele das zonas estudadas, ter-se-ia, durante o período chuvoso, uma maior facilidade para que soluções ricas em amônio e / ou nitrato, provenientes da superfície do terreno e/ou das fossas, atinjam o lençol freático. O acesso dos contaminantes ao aquífero é facilitado pelo fato dos poços serem desprovidos de proteção sanitária adequada,. A possibilidade de contaminação associada com os efluentes provindos de fossas, é mais evidente quando se observa a precariedade do sistema de esgotos da cidade, onde predomina a proliferação de fossas secas e / ou negras às proximidades de poços do tipo tubular e escavados, com profundidades entre 1,5 e 20 m.

Segundo estudos realizados por Vernier & Hirata (2000) próximo aos sistemas sépticos e / ou vazamentos nas tubulações de esgotos há predominância dos compostos menos oxidados (amônio), haja vista a sua maior estabilidade em condições redutoras. Por outro lado, à medida que se afasta da fonte, ocorre diminuição na concentração destas espécies e aumento da concentração de nitrato. Com base nessa evolução geoquímica é possível sugerir que os poços 61, 199 e 224, onde a concentração de amônio é mais elevada, estejam sofrendo maior influência de fossas, situadas em locais mais próximos, do que os demais poços analisados.

Em trabalho realizado por Sioli (1960) em águas de poços rasos localizados nas cidades de Vigia e Igarapé-Açu, ambas situadas no nordeste do Estado do Pará, revelaram que a proximidade entre poços e fossas, favoreceu o surgimento de um índice elevado de cloretos, fosfatos e nitratos em aquíferos livres.

9.2.4 Estimativa da Distribuição Espacial de Nitrato nas Águas Freáticas

A estimativa da distribuição dos teores de nitrato no aquífero livre, no âmbito de toda a cidade, fundamentou-se na correlação entre a condutividade elétrica e os teores de nitrato obtidos nos dez poços estudados, durante o período seco. Esses dois parâmetros revelaram um coeficiente de correlação de 0,91 indicando que

valores elevados de condutividade elétrica estão relacionados com teores elevados de nitrato.

Estudos similares realizados por Melo (1995), mostram que a condutividade elétrica das águas subterrâneas de Natal apresentam uma boa correlação com o íon nitrato. Nas zonas com maior número populacional e mais afetadas por nitrato a condutividade elétrica da água aumentou proporcionalmente com o aumento da concentração deste íon. Nas áreas da cidade de Natal mais afetadas por nitrato, a condutividade elétrica atingiu mais de 500 $\mu\text{S} / \text{cm}$.

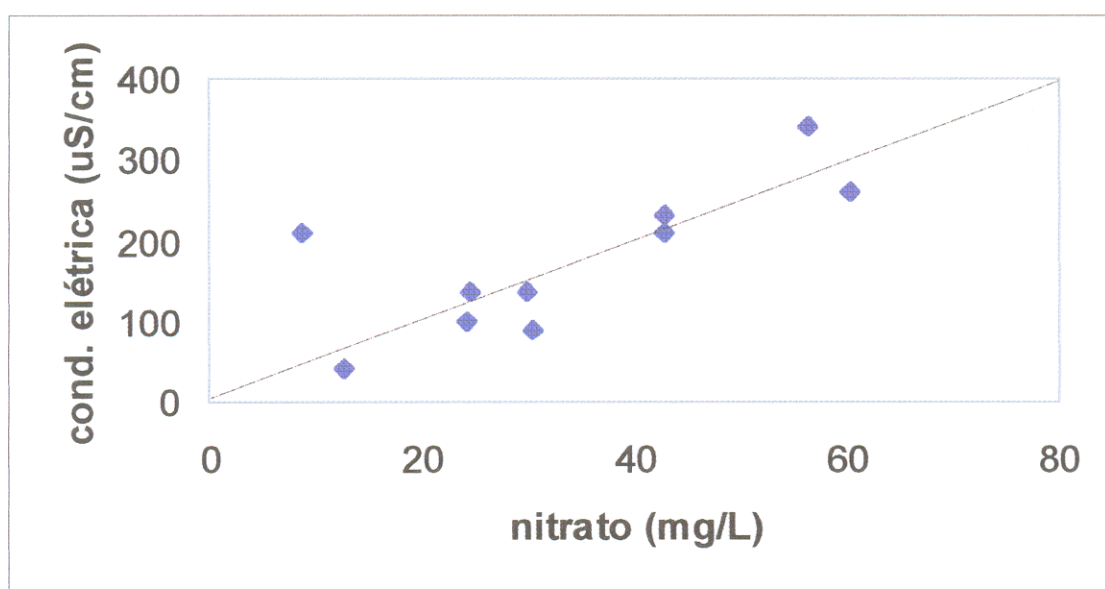


Figura 9.9 Correlação entre o nitrato e a condutividade elétrica.

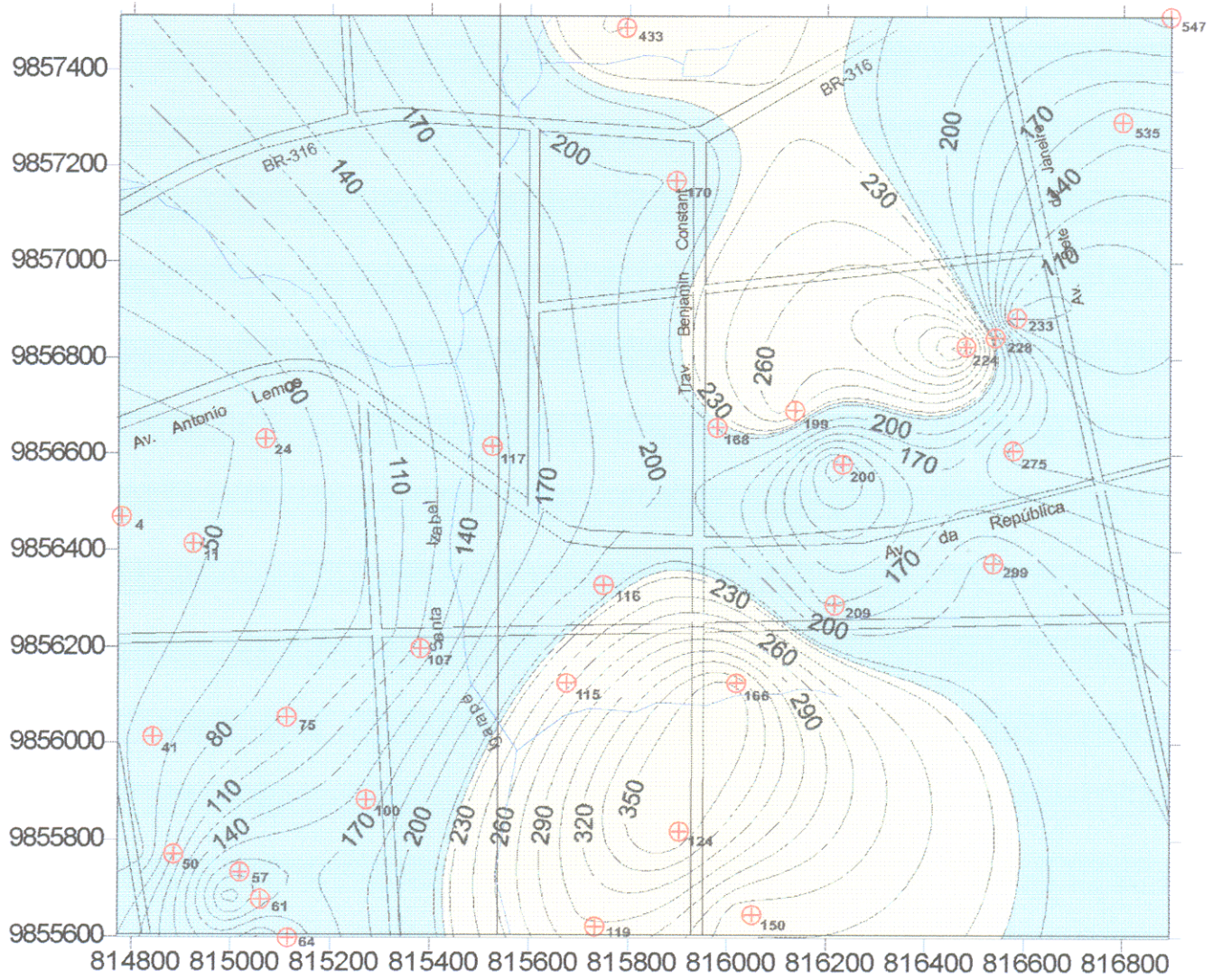
Com base nos dados supra mencionados, realizou-se, durante o período seco do ano de 2001, medidas de condutividade elétrica nos 33 poços inicialmente selecionados para estudos prévios, descritos no item 6.1. Esses dados, ao serem tratados através do programa computacional (*Surfer for Windows*), produziram o mapa de condutividade elétrica, apresentado na Figura 9.10.

Comparando-se a Figura 9.10 (condutividade elétrica, em 2001) com a Figura 7.1 (isoteores de nitratos, em 1994), observa-se uma similaridade espacial

entre a delimitação das áreas com teores de nitrato acima de 45 mg / L e aquelas com valores de condutividade elétrica que inferem concentrações dessa ordem ou superiores. A relação entre os dois parâmetros em consideração é melhor observado no bloco diagrama apresentado na Figura 9.11. Ressalte-se que este resultado já era esperado, pois não foram observadas melhorias das atividades de disposição local de efluentes ao longo dos últimos anos. Isto evidencia também o caráter cumulativo do processo de contaminação, comprovando ainda que cerca de 45 % da área urbana de Santa Isabel do Pará encontram-se com águas freáticas impróprias ao consumo humano.

Observa-se que a pluma de contaminação encontra-se mais expressivamente representada na zona antiga da cidade onde concentra-se a maior parte da população, com pavimentações e edificações que contribuem para a redução da taxa de recarga das águas subterrâneas naquela zona, interferindo no fluxo subterrâneo e, possivelmente, influenciando no processo de diluição dos contaminantes.

Tendo por base o elevado coeficiente de correlação entre os parâmetros condutividade elétrica e teor de nitrato, pode-se dizer que através dos dados de condutividade elétrica, os quais são obtidos *in situ*, de modo simples, teoricamente, é possível delimitar-se áreas urbanas com maior probabilidade de apresentarem águas subterrâneas contaminadas por nitratos. O emprego dessa metodologia contribui, de modo substancial, para minimizar os custos operacionais de pesquisas desta natureza.



CONVENÇÃO

- | | | | |
|--|---|--|---|
| | Vias | | Curvas de Isovalores de C.E. ($\mu\text{S/cm}$) |
| | Poço manual escavado | | Drenagem |
| | Áreas com valores de C.E. Indicadores de águas contaminadas por nitrato | | Represa |

Figura 9.10 Condutividade elétrica, ano de 2001 (período seco).

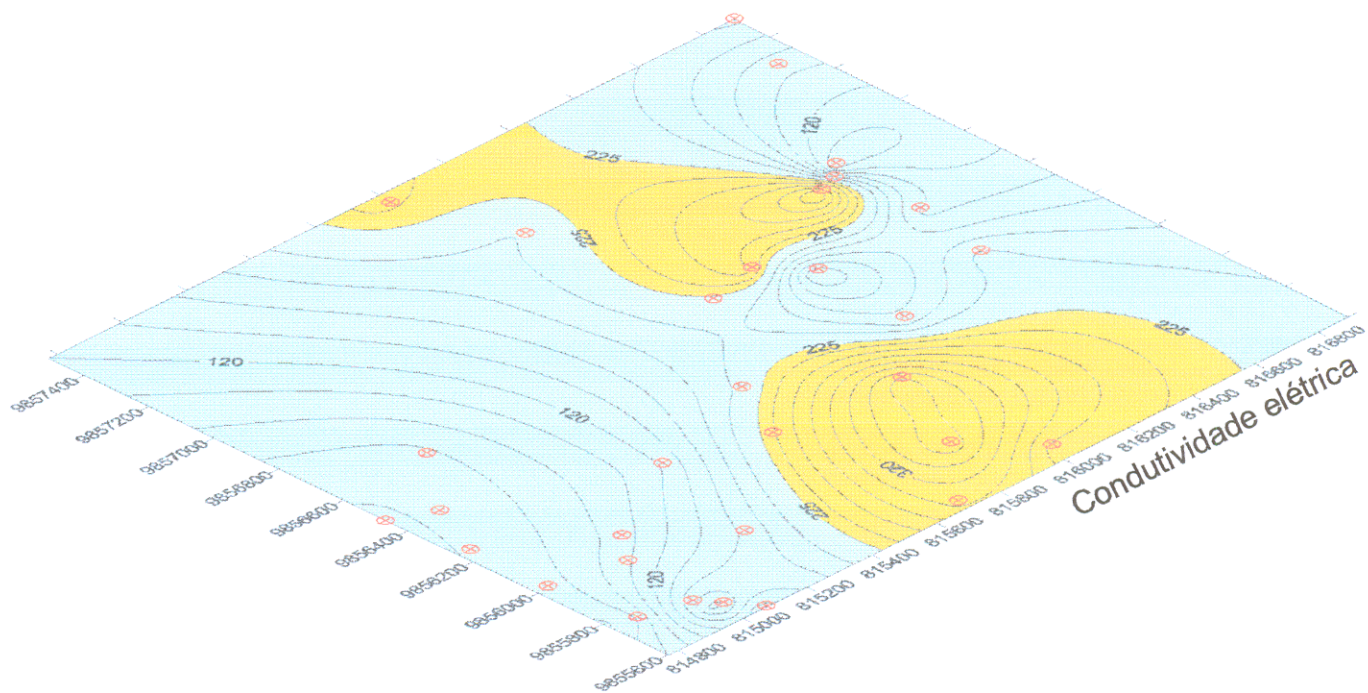
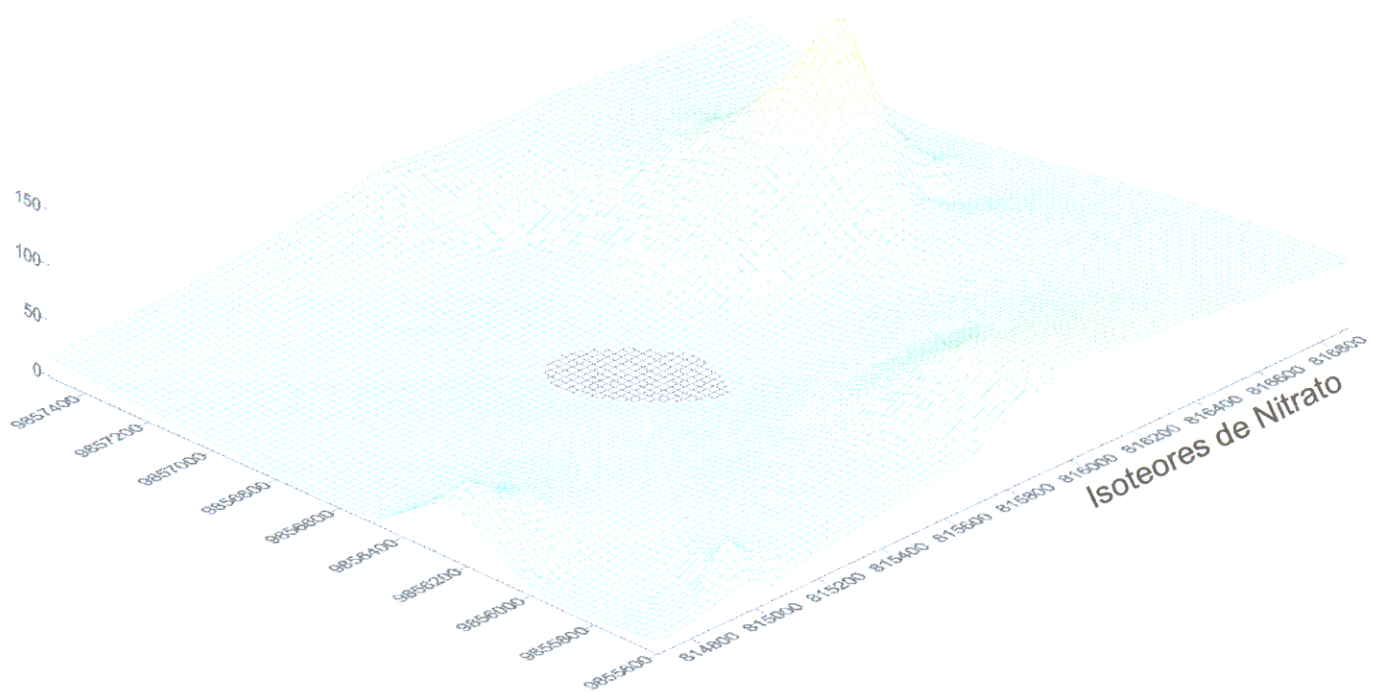


Figura 9.11 Relação entre isoteores de nitrato em 1994 e condutividade elétrica em 2001.

Tabela 9.5 Valores de condutividade elétrica obtidos no período seco de 2001.

Poço	Coordenadas		Condutividade elétrica ($\mu\text{S} / \text{cm}$)
	UTM-N	UTM-E	
04	814697	9856484	-
06	814765	9856254	-
11	814844	9856429	-
24	815005	9856631	49,8
41	814771	9856013	47,5
50	814815	9855771	42,2
57	814954	9855734	159,2
61	814996	9855678	214,0
64	815053	9855598	122,3
73	814979	9855965	-
75	815051	9856054	84,7
100	815259	9855872	159,1
107	815345	9856218	113,4
115	815616	9856136	-
116	815710	9856330	201,0
117	815540	9856601	151,4
119	815693	9855622	302,0
124	815869	9855819	372,0
150	816021	9855647	248,0
166	815996	9856101	371,0
168	815947	9856656	215,0
170	815860	9857168	198,4
199	816109	9856692	267,0
200	816209	9856580	98,0
209	816193	9856290	168,5
224	816467	9856826	345,0
228	816528	9856845	240,0
233	816573	9856886	91,0
275	816566	9856609	136,4
299	816525	9856376	207,0
433	815754	9857486	247,0
535	816796	9857292	146,0
547	816897	9857510	205,0

9.3 COLIFORMES FECAIS E TOTAIS

O grupo dos coliformes fecais merece consideração como indicador de contaminação devido ao fato dessas bactérias estarem sempre presentes no trato intestinal do homem e de outros animais homeotérmicos, sendo eliminadas, em grande quantidade, com as fezes. A água considerada própria para o consumo humano não deve conter essas bactérias e a sua presença constitui uma indicação segura de que a água foi contaminada recentemente por excrementos, com grande possibilidade de também conter microrganismos transmissores de doenças, tais como: febre tifóide, diarreia, gastroenterite aguda, cólera, paralisia infantil, dentre outras (Johnson & Kross, 1990).

A presença de coliformes fecais e totais foi constatada na quase totalidade das amostras analisadas, tanto na zona antiga como na de expansão da cidade (Figura 9.12).

Na zona antiga, durante o período chuvoso, a contagem média de coliformes totais foi de 771 NMP / 100 mL, sendo o valor máximo registrado no poço 224 (1.900 NMP / 100 mL) e o valor mínimo detectado no poço 199 (38 NMP / 100 mL). Por sua vez, a contagem de coliformes fecais atingiu um valor máximo de 94 NMP / 100 mL (poço 233) e um valor mínimo < 1 NMP / 100 mL (poço 199).

Ainda na zona antiga, porém durante o período seco, a contagem média de coliformes totais, foi de 1.781 NMP / 100 mL, sendo o valor máximo registrado no poço 168 (4.733 NMP / 100 mL) e o valor mínimo detectado no poço 199 (23 NMP / 100 mL). Por sua vez, a contagem de coliformes fecais atingiu um valor máximo de 82 NMP / 100 mL (poço 168) e um valor mínimo 1 NMP / 100 mL (poço 200). Apenas na amostra do poço 199, situada na zona antiga, o teste foi negativo.

Na zona de expansão, durante o período chuvoso, a contagem média de coliformes totais foi de 5.095 NMP / 100 mL, sendo o valor máximo registrado no poço 64 (14.500 NMP / 100 mL) e o valor mínimo detectado no poço 61 (1.100 NMP / 100 mL). Por sua vez, a contagem de coliformes fecais atingiu um valor máximo de 9.667 NMP / 100 mL (poço 64) e um valor mínimo 120 NMP / 100 mL (poço 61). No período seco, a contagem média de coliformes totais, foi de 8.174 NMP / 100 mL,

sendo o valor máximo registrado no poço 57 (22.600 NMP / 100 mL) e o valor mínimo (2.366 NMP / 100 mL) detectado no poço 50. Por sua vez, a contagem de coliformes fecais atingiu um valor máximo de 1.040 NMP / 100 mL (poço 57) e um valor mínimo 35 NMP / 100 mL (poço 50) (Tabelas 92 e 9.3).

Admite-se que a presença de coliformes fecais na quase totalidade dos poços estudados nas duas áreas da cidade, esteja relacionada, pelo menos em parte, com a presença de porcos, patos e galinhas, dentre outros animais domésticos, os quais circulam livremente no entorno dos poços. O aporte dessas bactérias para a água subterrânea, a partir dos excrementos dos animais, poderia se dar através de baldes, utilizados para a captação de água (item 2.5), os quais usualmente têm contato com o solo. Ao serem introduzidos nos poços, esses recipientes podem introduzir na água não só as bactérias do grupo coliformes, mas também outros microrganismos patogênicos que possam estar presentes nas fezes dos animais. No caso do poço 199, a ausência de coliformes é compatível com a melhor condição sanitária do local desse poço, em relação aos demais, uma vez que o mesmo encontra-se devidamente tampado. Uma outra via de penetração dos coliformes no aquífero livre seria o seu transporte através das águas pluviais que se infiltram no terreno e / ou através dos efluentes das fossas.

No caso da última hipótese admitida acima, a situação mais favorável para o acesso dos microrganismos ao aquífero seria durante o período chuvoso, época em que o lençol freático se acha mais elevado. Quando se comparam os teores de coliformes fecais e totais, entre os dois períodos (Figura 9.12), constata-se que aqueles obtidos no período chuvoso são maiores na quase totalidade dos poços. Esse aumento é particularmente marcante no poço 64, onde o número de coliformes fecais passou de 300, no período seco, para 9.667 NMP / 100mL, no período chuvoso. Esses dados sugerem o transporte das bactérias do grupo coliforme através da zona não saturada, atingindo o aquífero livre, sendo esse processo mais efetivo no período chuvoso. Esse aporte poderia ser mais efetivo no poço 64, uma vez que o mesmo não apresenta qualquer proteção interna, propiciando uma fácil penetração das águas superficiais contaminadas. O aumento de coliformes em período chuvoso também foi constatado no estudo realizado por Gloyna & Rohlich

(1980), enfocando a sobrevivência de microrganismos no solo. Esses autores determinaram que o tempo de sobrevivência desses organismos no solo seria de 38 dias, o que possibilitaria o seu transporte pelas águas pluviais. Nessa mesma linha de pesquisa, Voelker & Henkelekian (1960), obtiveram um aumento no número de coliformes totais em águas subterrâneas após a ocorrência de chuvas.

Comparando-se o número de coliformes nas duas zonas estudadas constatam-se valores mais expressivo na zona de expansão (Figura 9.12). Essa diferença pode estar relacionada com uma taxa de infiltração mais elevada nesta última zona. Além disso na zona em questão, a profundidade da água é consideravelmente menor do que na zona antiga da cidade. Nesta última, enquanto no período chuvoso o lençol freático se encontra a profundidades situadas entre 6,0 e 9,0 m, na zona de expansão o nível estático não ultrapassa 3,7 m de profundidade. O lençol freático mais raso poderia contribuir para um número mais elevado de microrganismos na água dos poços dessa última área.

No caso da penetração de microrganismos através da zona não saturada deve-se considerar fatores como a espessura e as características litológicas dessa zona. Segundo Bitton *et al.* (1979), solos com maior conteúdo de argila são mais eficazes na remoção dos microrganismos por adsorção. Sworobuck *et al.* (1987), citam que dependendo da capacidade filtrante do solo as águas subterrâneas podem apresentar-se livres de poluição bacteriana, sendo seguras como fonte de água para consumo humano. Entretanto, aquíferos de pouca profundidade são mais influenciados pelas águas que percolam da superfície e, portanto, sujeitas à contaminação. O maior tempo de permanência das águas contaminadas, na zona não saturada, seria o fator fundamental para a remoção de bactérias e vírus. Em estudo realizado no Canadá, Viraraghavan (1978), em área onde o lençol freático variava de 3 m de profundidade até próximo do nível do solo, o autor constatou níveis relativamente elevados de microrganismos (100 / 100mL) na água subterrânea, até cerca de 15 m de distância em relação à fonte contaminante. No caso de Santa Isabel do Pará, embora não tenham sido realizados estudos específicos visando determinar a capacidade da zona não saturada na atenuação de microrganismos, a composição dessa zona, predominantemente arenosa (item

3.2.3) associada ao elevado número de organismos coliformes nas águas estudadas, sugerem uma fraca capacidade de retenção de microrganismos na zona em apreço.

Estudos efetuados por Aguiar et al. (2000), no litoral do município de Caucaia, Região Metropolitana de Fortaleza, mostraram que em 80 poços tubulares e amazonas, foi detectada a presença de bactérias, particularmente *Escherichia coli* e *Klebsiella*, em 52 amostras. Embora não sejam causadoras de doenças, são geralmente associadas com organismos patogênicos e, portanto, indicadoras do grau de potabilidade da água.

Cabe ressaltar que no estudo das variações sazonais dos microrganismos nas águas subterrâneas é importante considerar-se também as faixas de pH e da temperatura dessas águas, uma vez que esses parâmetros podem influenciar nas suas populações microbianas. Segundo Del Valle & Castrejón (1984), as maiores populações de microrganismos ocorrem em águas cujo pH se encontra na faixa de 6,6 e 7,0 enquanto que a acidez excessiva poderia diminuir o número de microrganismos na água. Em Santa Isabel do Pará, as águas subterrâneas apresentaram pH entre 4,3 e 5,9, portanto, fora da faixa teoricamente considerada propícia para a sobrevivência dos microrganismos. No que diz respeito à influência da temperatura das águas sobre as suas populações bacterianas, estudos realizados por Amaral (1992), indicaram correlação negativa entre a temperatura das águas subterrâneas e a presença de coliformes fecais. Por sua vez, Taylor *apud* Cavalcanti (1996), verificou a elevação do número de coliformes num corpo d'água, com aumento da temperatura e da precipitação pluviométrica, enquanto que McFeters *et al.* (1974), constataram um aumento na taxa de mortalidade dos coliformes fecais com o aumento da temperatura da água. Nas águas de Santa Isabel do Pará, as temperaturas revelaram-se ligeiramente mais elevadas na zona de expansão (Item 9.1.1). Por sua vez, o número de organismos coliformes também se mostrou mais elevado nessa zona. Esse fato pode sugerir uma influência positiva da temperatura sobre as bactérias em apreço, muito embora o reduzido número de dados não possibilite uma avaliação mais aprofundada a esse respeito.

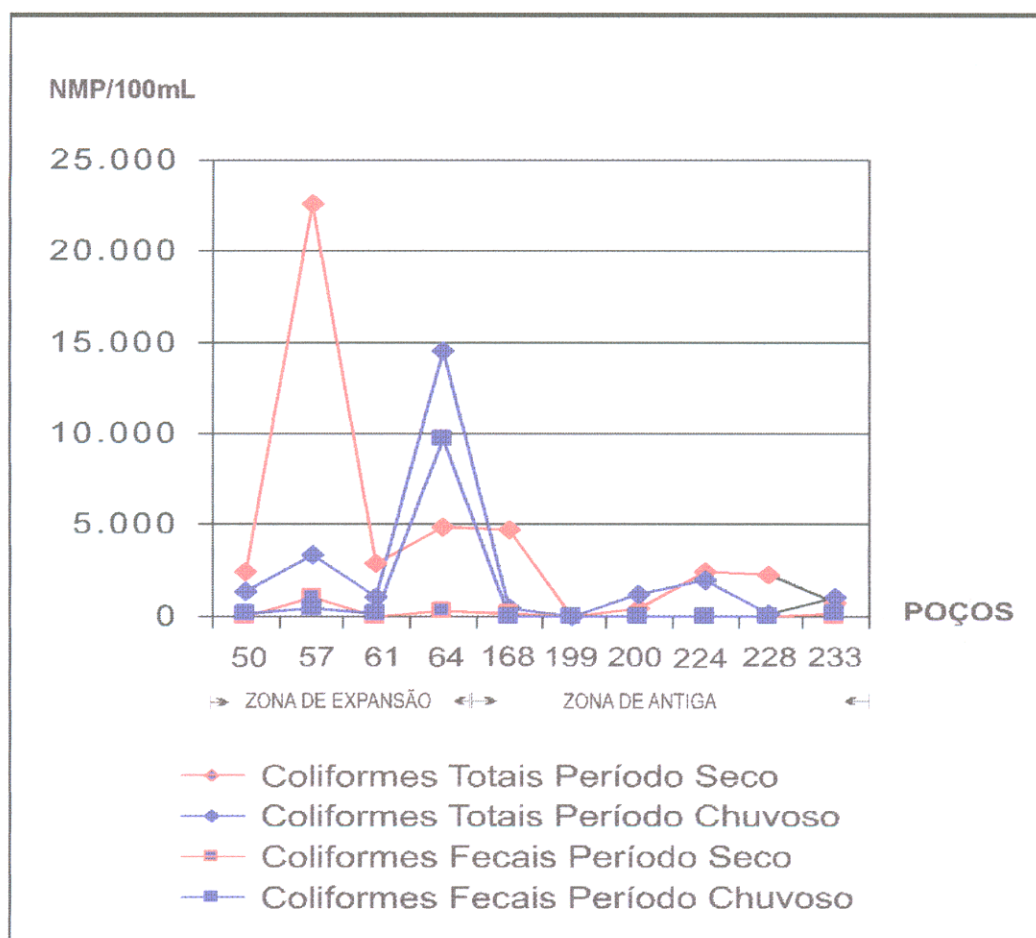


Figura 9.12 Distribuição de coliformes fecais e totais nas águas estudadas.

Comparando-se as variações dos valores de coliformes fecais com a variação dos valores do amônio (Tabela 9.2) para os períodos seco e chuvoso, observa-se que nos poços 50, 61, 199 e 224 há um aumento do amônio do período seco para o chuvoso, ao mesmo tempo que ocorre acréscimo de coliformes fecais. Esses dados sugerem que, durante o período chuvoso, provavelmente devido ao maior volume de água de infiltração, o transporte de amônio e coliformes fecais, para a água subterrânea, se processa de uma forma mais efetiva.

Os resultados acima discutidos já apontam para a real necessidade de medidas objetivando a melhoria da qualidade da água consumida por grande parte da população da cidade de Santa Isabel do Pará.

10 ESTIMATIVA DA VELOCIDADE DE FLUXO SUBTERRÂNEO

10.1 VELOCIDADE DE FLUXO NA ZONA NÃO SATURADA

O movimento da água subterrânea na zona não saturada é vertical e controlado pelas forças gravitacional e capilar. O movimento da água nessa zona é geralmente lento e em ambiente aeróbico propiciando a biodegradação da matéria orgânica, eliminação de microrganismos e atenuação de substâncias químicas.

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 a equação:

$$v = (K / \eta) \times (dh / dL), \quad \text{sendo:}$$

v = velocidade de fluxo

K = condutividade hidráulica

η = porosidade efetiva

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

Conforme a metodologia descrita no item 6.3.3, os valores de condutividade hidráulica dos sedimentos analisados foram obtidos através de ensaios de infiltração, cujos resultados são apresentados nas tabelas 10.1 (zona de expansão) e 10.2 (zona antiga). A condutividade hidráulica foi obtida através da equação:

$$K = (\Delta h / \Delta t) \times d_1^2 / 8 \times h_0 \sqrt{d \times L}, \quad \text{onde:}$$

K = condutividade hidráulica;

Δh = variação instantânea de carga (L);

Δt = variação de tempo a partir do instante t_0

h_0 = carga hidráulica inicial (L);
L = altura entre a base do tubo e o fundo do furo (L);
 d_1 = diâmetro interno do tubo de PVC (L) e;
d = diâmetro do furo (L).

Com base na equação citada, os valores de K variam numa faixa de 10^{-3} a 10^{-4} cm / s (0,95 a 0,16 m / dia).

Os valores de porosidade utilizados no cálculo de velocidade de infiltração foram determinados através do método descrito no item 6.4.3. De acordo com os valores obtidos, a porosidade da zona não saturada varia entre 0,18 e 0,21, com média de 0,19. Estes valores são compatíveis com as características dos sedimentos Pós-Barreiras (item 3.2.3). Embora os valores obtidos tenham sido pontuais, estes podem ser considerados representativos para a área de estudo, tendo em vista as similaridades da geologia de superfície e subsuperfície da unidade Pós-Barreiras, na área de estudo.

A partir dos valores de K, η e dh / dL acima referidos, tem-se que a velocidade de infiltração da água na zona não saturada está compreendida entre dois valores abaixo calculados, para a área antiga e de expansão da cidade, respectivamente:

$$v = (0,16 \times 1) / 0,19 = 0,80 \text{ m /dia (zona antiga)}$$
$$v = (0,95 \times 1) / 0,19 = 5 \text{ m /dia (zona de expansão)}$$

Considerando-se a profundidade do nível estático medido no poço 57 (3,70 m) e a velocidade calculada de infiltração na zona de expansão (5 m / dia), estima-se em torno de dezoito horas o tempo que os efluentes de fossas atingem o lençol freático.

Por outro lado, levando-se em conta a profundidade do nível estático no poço 200 (9,02 m) e a velocidade de infiltração na zona antiga (0,80 m /dia), os contaminantes oriundos das fossas atingem o lençol freático em tempo da ordem de onze dias.

Na zona antiga, a saturação mais lenta da zona não saturada reflete um maior grau de compactação do solo ocasionada pela grande atividade antrópica e a ação da precipitação diretamente sobre o solo. No poço 200, situado próximo ao local do ensaio (F2), constatou-se nos períodos seco e chuvoso níveis de microrganismos de 1 a 40 NMP / 100 mL (coliformes fecais), assim como valores de 434 e 1.140 NMP / 100 mL (coliformes totais), respectivamente. .

Na zona de expansão, a tendência de saturação é mais rápida, possivelmente devido ao fato do solo dessa área ser relativamente ricos em matéria orgânica. A cobertura vegetal contribui de maneira positiva para uma maior infiltração, à medida que evita a ação da chuva diretamente sobre o solo, fornece uma camada de matéria orgânica, que favorece a atividade dos microrganismos em escavar o solo e, finalmente, retendo a água por maior tempo sobre a superfície do solo (Villela & Matos, 1975). Na cidade de São Paulo (SP), estudos desenvolvidos por Vernier & Hirata (2.000), mostram que entre as características propícias à infiltração com taxas elevadas são: área plana, solos bastante ricos em matéria orgânica e sombreados por árvores. Estudos realizados por Borges *et al.* (1997) no município de Uberlândia (MG), indicam que a capacidade de infiltração é inversamente proporcional a quantidade de escoamento superficial. Esse dado sugere que, a contaminação bacteriológica da água freática também se processa de uma maneira mais efetiva na zona de expansão, possivelmente, devido ao escoamento superficial mais lento. Cabe ainda ressaltar que essa tendência pode ser atribuída aos fatores que levam a mudanças na capacidade de infiltração em função do uso do solo, dentre as quais cita-se a ação antrópica por menos tempo na zona de expansão . Na zona em apreço, ao lado do poço 57, onde há vegetação de grande porte e a velocidade de infiltração é bastante expressiva, constatou-se níveis extremamente elevados de microrganismos nos períodos seco e chuvoso. No primeiro caso, os coliformes fecais atingiram 1.040 NMP / 100 mL enquanto que os totais chegaram a 22.600 NMP / 100 mL. No período chuvoso, os coliformes fecais e totais atingiram 460 NMP / 100 mL e 3.400, respectivamente.

Nas duas zonas estudadas os valores mais expressivos de microrganismos constatados nas análises das águas subterrâneas efetuadas no período chuvoso,

sugerem ainda uma infiltração direta dos contaminantes através das paredes dos poços.

Tabela 10.1 Ensaio de infiltração em sedimentos pelo método do rebaixamento acima do nível estático (ABGE 1996). Furo F3 (zona de expansão).

Tempo acumulado (min)	Varição do nível da água (mm)	Rebaixamento do nível da água acumulado (Δh)
0,9	70	70
2,71	150	220
5,52	160	380
9,52	185	565
15,52	235	800
23,68	280	1080
33,84	305	1385
46,84	320	1705
61,84	330	2035
81,84	335	2370
106,84	340	2710
136,84	350	3060
171,84	360	3420

Tabela 10.2 Ensaio de infiltração em sedimentos pelo método do rebaixamento acima do nível estático (ABGE 1996). Furo F2 (zona antiga).

Tempo acumulado (min)	Varição do nível da água (mm)	Rebaixamento do nível da água acumulado (Δh)
5	17	17
15	40	57
30	55	112
50	70	182
75	82	264
105	98	362
140	112	474
182	125	599

10.2 VELOCIDADE DE FLUXO NA ZONA SATURADA

O objetivo da determinação da velocidade do fluxo subterrâneo foi estabelecer, com base na provável sobrevivência dos organismos coliformes no meio aquoso, o raio mínimo de proteção entre os poços e as fossas. A velocidade do fluxo foi determinada também através da lei de Darcy.

Para a obtenção da condutividade hidráulica do aquífero livre, realizou-se um *slug-test*, segundo a metodologia apresentada no item 6.3.3.

Os valores obtidos para a inserção e retirada da sonda – teste no poço, são apresentados na Tabela 10. 3 e plotados nas Figuras 10.3 e 10.4. O ensaio foi interpretado utilizando-se o programa *Aquifer Test*, da empresa *Waterloo Hydrogeologic Inc.*.

Tabela 10.3 Valores de recuperação do nível d' água para o poço testado.

INSERÇÃO		RETIRADA	
Tempo (minuto)	Nível da água (m)	Tempo (minuto)	Nível da água (m)
0	5,180	0	6,320
1	5,460	1	5,660
2	5,540	2	5,600
3	5,550	3	5,590
4	5,565	4	5,587
5	5,567	5	5,585
6	5,569	6	5,582
7	5,570	7	5,583
8		8	5,581
9		9	5,580

O valor de porosidade utilizado no cálculo da velocidade do fluxo subterrâneo foi o mesmo estabelecido para a zona não saturada.

O gradiente hidráulico (dh / dL) da área estudada foi obtido a partir do mapa potenciométrico (Figura 7.2), determinando-se a variação do potencial hidráulico (dh) entre os poços 233 e 168 que é de 5,38 m, enquanto que a distância entre esses poços (dL) é de 685 m. Assim, obteve-se um valor $i = 0,008$.

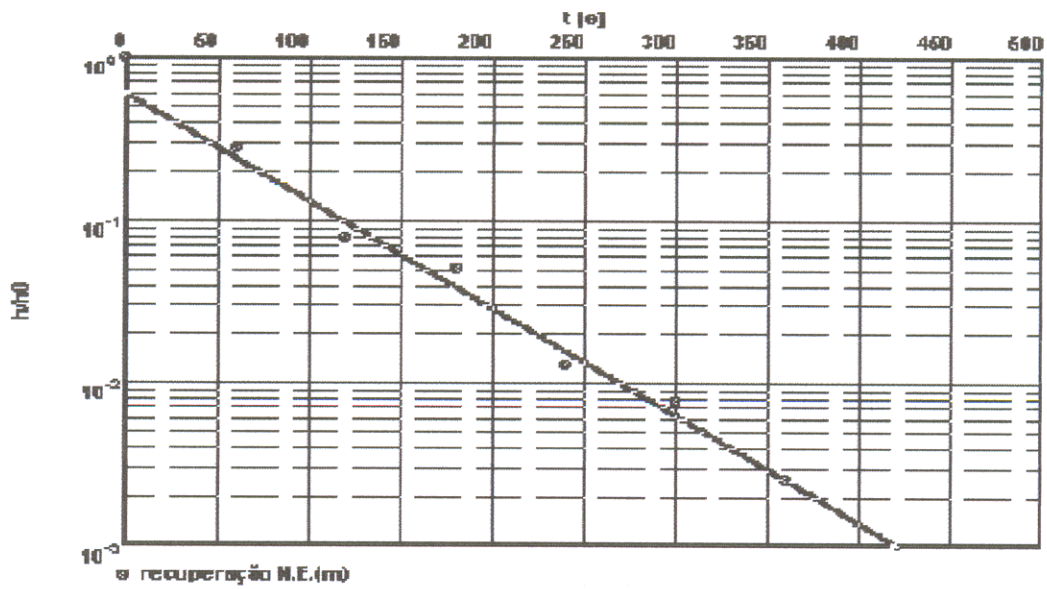


Figura 10.1 Valores do *slug test* (inserção da sonda).

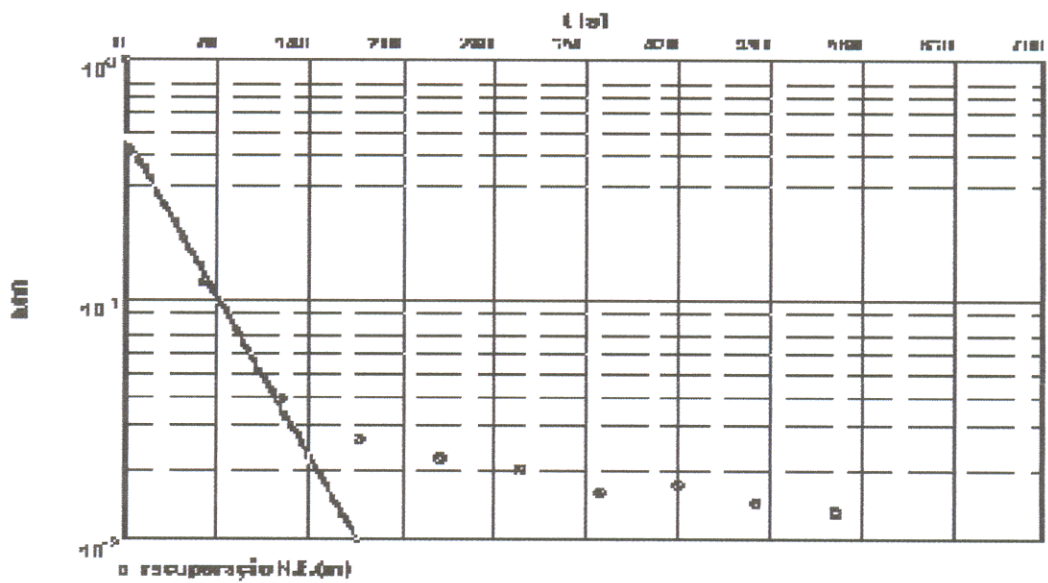


Figura 10.2 Valores do *slug test* (retirada da sonda).

De acordo com os resultados obtidos através do *slug test*, os valores de condutividade hidráulica para o aquífero livre, situam-se entre $K = 8,31 \times 10^{-4} \text{ cm / s}$ e $8,29 \times 10^{-4} \text{ cm / s}$ ($0,72 \text{ m / dia}$), para inserção ou retirada da sonda – teste, respectivamente. Tendo-se como base valores de condutividade apresentado na literatura para diferentes materiais geológicos (Tabela 10.4), constatou-se que os sedimentos da zona saturada classificam-se como silte arenoso e areia fina (Fetter, 1988). Essa classificação difere pouco daquela obtida através das análises granulométricas (item 7.3), para a zona não saturada do aquífero livre, embora o poço estudado (Figura 4.1) não revele diferenças significativas na descrição do perfil litológico.

Tabela 10. 4 Valores de condutividade hidráulica (K) em cm / s para alguns materiais geológicos (modificado de Fetter, 1980).

Materiais	K (cm / s)
Cascalho bem selecionado	$1 - 10^{-2}$
Areia bem selecionada	$10^{-1} - 10^{-3}$
Silte arenoso, areia fina	$10^{-3} - 10^{-5}$
Silte, areia siltica, argila arenosa	$10^{-4} - 10^{-6}$

Com base nos valores de condutividade hidráulica (K), gradiente hidráulico (dh / dL) e da porosidade (η) obtida para a zona não saturada, tem-se que a velocidade linear média (v) do fluxo da água no aquífero freático nas condições naturais é:

$$v = (K / \eta) \times (dh / dL)$$

$$v = (0,72 / 0,19) \times (0,008)$$

$$v = 0,03 \text{ m / dia} \quad \text{ou}$$

$$v = 3 \text{ cm / dia}$$

Ressalte-se que o movimento da água através do aquífero não confinado não está limitado à zona abaixo da superfície freática ou à zona saturada, mas também à franja capilar. A água na franja capilar está sujeita ao mesmo gradiente hidráulico que existe na superfície freática. Assim, a água na franja capilar move-se, no mesmo sentido que a água subterrânea. A velocidade do movimento lateral na franja capilar decresce no sentido vertical ascendente e torna-se zero no topo da franja. Esta consideração é importante no caso de serem detectadas áreas onde o aquífero livre esteja contaminado por gasolina e/ou outras substâncias menos densas que a água (Heath, 1983).

Considerando-se os tempos de trânsito que são eficientes na degradação de patogênicos, o afastamento seguro entre fossa seca ou absorvente e qualquer tipo de captação de água potável deve ser pelo menos, o equivalente à distância percorrida pela água subterrânea num período de duzentos e dez dias como recomenda a legislação americana (Cavalcanti, 1996). De acordo com a velocidade obtida (0,03 m / dia) e considerando-se os estudos acima referidos, na cidade de Santa Isabel do Pará, este afastamento entre fossas e poços, ou seja, o raio de proteção do poço, deveria ser no mínimo de 6,30 m (seis metros e trinta centímetros). Contudo, tratando-se de contaminantes como o nitrato, devem ser realizadas análises mais detalhadas, considerando-se a diluição e fatores de desnitrificação, de modo a proteger a saúde pública.

11 CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

Em Santa Isabel do Pará afloram Sedimentos Recentes, arenosos, com siltes intercalados de idade quaternária, distribuídos nos leitos dos igarapés, e sedimentos areno-argilosos a argilo-arenosos atribuídos aos Sedimentos Pós-Barreiras, também do Quaternário. Essas unidades constituem aquíferos livres, cujas espessuras variam de 10 m a 12 m. O período de maior precipitação pluviométrica favorece a elevação do lençol freático que nas áreas topograficamente mais baixas podem atingir as fossas ou chegar próximo destas, contaminando as águas consumidas por grande parte da população da cidade.

A hidrogeologia apresenta na parte superior do terreno a zona não saturada, com espessura variando de 0,26 a 12 metros, composta por areias médias a grossa, com condutividade hidráulica entre 10^{-3} a 10^{-4} cm / s. Apresenta porosidade total entre 18 e 21%. A velocidade de infiltração varia entre 0,80 e 5 m / dia. Os aquíferos livres do Pós-Barreiras, com espessura em torno de 10 a 12 metros, possuem condutividade hidráulica: $K = 8,30 \times 10^{-4}$ cm / s. A velocidade do fluxo é de 0,03 m / dia.

O igarapé Santa Isabel constitui-se na principal área de descarga do aquífero livre, recebendo também grande parte dos esgotos da cidade.

De um modo geral as águas subterrâneas apresentam indicadores de más condições sanitárias, visto que na maioria das amostras analisadas foi detectada a presença de coliformes fecais e totais, bem como a presença de amônio e nitrato em teores que atingem 1,52 e 60,3 mg / L, respectivamente, superiores aos padrões de potabilidade para essas substâncias.

A contaminação das águas freáticas é favorecida pelos índices de vulnerabilidade à contaminação, que nos aquíferos dos Sedimentos Pós-Barreiras e Recentes variam de moderado a extremo. A profundidade do lençol freático, que no período chuvoso atinge 0,26 cm, assim como a proximidade entre as fossas e os poços e a inadequada construção destes últimos, são outros fatores que contribuem para a degradação da qualidade das águas. Nas zonas onde o índice de vulnerabilidade é alto ou extremo as águas são vulneráveis à maioria

dos contaminantes, podendo ser atingidas de forma relativamente rápida por bactérias e vírus.

Comparando-se os teores de nitrato na água do aquífero livre, obtidos em 1994, com as concentrações atuais, constata-se que na zona de expansão, relativamente nova e de menor concentração populacional, os poços apresentam nas duas amostragens (1994 e 1999/2000) valores de nitrato significativamente menores do que na zona antiga. Esse fato indica uma tendência de aumento dos teores de nitrato nas águas, com o passar do tempo.

A condutividade elétrica se mostrou um bom indicador para identificar áreas com teores elevados de nitrato, sugerindo que em cerca de 45% da cidade, os moradores estão ingerindo águas imprópria para o consumo humano, com riscos de disseminação de doenças de veiculação hídrica. Por conseguinte, é necessário um estudo detalhado de aquíferos mais profundos, tendo em vista a geologia local e a possível indução de recargas de águas freáticas contaminadas.

Finalmente, este estudo aponta a necessidade de ações governamentais visando a proteção da saúde pública, destacando-se a melhoria no sistemas de abastecimento de água e saneamento *in situ*, bem como na disposição de resíduos domésticos. É igualmente importante o estudo da dinâmica das águas subterrâneas dos aquíferos da Formação Pirabas, na cidade de Santa Isabel do Pará. Esses aquíferos ocorrem a partir de 70 m de profundidade e, segundo dados obtidos em Belém e em municípios próximos, possuem água de boa qualidade para consumo humano além de elevada transmissividade, fatores que apontam essa unidade como a melhor alternativa para abastecimento doméstico na área de estudo.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AGUIAR, R.B. de; SANTIAGO, M.M.F.; VASCONCELOS, S.M.S. 2000. **Potabilidade das águas subterrâneas no litoral do Município de Calcaia**. In: 1ST JOIN WORLD CONGRESS ON GROUNDWATER. Fortaleza. Ceará.
- ALBINET, M. & MARGAT, J. 1970. *Cartographie de la vulnérabilité à la pollution des nappes d'eau souterraine*. **Bull. BRGM**, Orléans, 2^eème, 3 (4):12-22.
- ALMARAZ, J. S. 1979. **Aspectos geoquímicos e ambientais dos calcários da Formação Pirabas. Estado do Pará**. Porto Alegre, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Centro de Geociências. Tese (Doutorado em Geoquímica) – curso de Pós-Graduação em Geociências, Centro de Geociências, UFRS.
- ALMARAZ, J. S. & FORMOSO, M. L. L. 1971. Contribuição ao ambiente da Formação Pirabas – mineralogia de argilas. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE GEOLOGIA, 25, São Paulo. **Anais**. São Paulo, SBG. v.2, p.247 – 265.
- ALMEIDA, F. F. M. de & HASUY, Y. 1984. **O Pré-Cambriano do Brasil**. São Paulo: Edgard Blucher, p. 1 - 5.
- AMARAL, L.A. 1992. **Influência da precipitação pluviométrica nas características bacteriológicas, físicas e químicas da água de diferentes mananciais de abastecimento da cidade de Jaboticabal – SP**. São Paulo, 107p. (Tese – Doutorado) – Faculdade de Saúde Pública, Universidade de São Paulo.
- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. 1992. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 18. Ed. Washington, APHA.
- ARAÚJO, P. P. & AGRASSAR, A. A. 1994. **Banco de dados sobre análises físico-químicas das águas freáticas da cidade de Santa Isabel do Pará- Nordeste do Estado do Pará**. Convênio CPRM / COSANPA - Divisão de Controle Sanitário.
- ARAÚJO, P. P. & SERFATY, A. 1994. **Projeto de Informações Hidrogeológicas**. Santa Isabel do Pará: Serviço Geológico do Brasil-CPRM / Divisão de Gestão Territorial da Amazônia-DIGEAM.

- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS. 1992. **Coletânea da legislação e regulamentação sobre o uso e preservação das águas subterrâneas no Estado de São Paulo**. São Paulo, ABAS. (Caderno Técnico nº 2).
- BARCHA, M. P. 1986. Nitratos em águas subterrâneas no meio urbano. In CONG. BRAS. DE GEOLOGIA, 37, São Paulo, 1992. **Anais**, São Paulo, SBG. v. 2 p 200 - 201.
- BATALHA, B. H. L. 1989. **Fossa séptica**. 2.ed. São Paulo, CETESB. 20 p.
- BEAR, J. & VERRUIJT, A. 1990. **Modeling Groundwater Flow and Pollution**. D. Riedel Publishing Company.
- BITTON, G.; DAVIDSON, J.M.; FARRAH, S.R. 1979. On the value of soil columns for assessing the transport pattern of viruses through soils: A critical outlook. **Water, Air and Soil Pollution**. n.12, p.449-457.
- BORGES, M. S. & ANGÉLICA, R. S. 1986. **Levantamento geológico da Ilha do Mosqueiro-Estado do Pará**. Belém: Universidade Federal do Pará, Projeto Fosfatos na Amazônia, 34 p.
- BRASIL. Conselho Interministerial do Programa Grande Carajás. 1981. **Programa Grande Carajás, aspectos físicos, demográficos e fundiários**. Rio de Janeiro.
- BRASIL. Departamento Nacional de Obras e Saneamento. 1968. **Programação para saneamento da Grande Belém**. Belém. 48p.
- BRASIL. Ministério de Minas e Energia. 1987. **Glossário de Engenharia Ambiental**. NUCLEBÁS, 119 p..
- BRASIL. Ministério da Saúde. 1990. **Padrões de potabilidade para águas subterrâneas**.
- CANTER, L. W. & KNOX, R. C. 1988. Septic tank system effect in groundwater quality. Michigan, Lewis Publishers. In: FERREIRA, L.M.R. (1992) **Impacto dos sistemas de saneamento "in situ" na qualidade das águas subterrâneas. Estudo de caso: Favela Vila Nilza, Município de Campinas / SP**. São Paulo, 128 p. (trabalho de graduação individual) – Faculdade de Filosofia, Letras e Ciências Humanas, Universidade de São Paulo.

- CANTER, L.W.; KNOX, R.C.; FAIRCHILD, D.M. 1987. **Groundwater quality protection**. Lewis Publishers. Michigan.
- CAVALCANTI, M. A. M. P. 1996. **Impacto dos Sistemas de Saneamento “in situ” nas Águas Subterrâneas no bairro de Piratininga-Município de Niterói (RJ)**. Dissertação de Mestrado apresentada ao Instituto de Geociências da Universidade de São Paulo – São Paulo. 95 p.
- COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL. 1987. **Guia de coleta e preservação de amostras de água**. CETESB, São Paulo, 90 p.
- COSTA M. L. da 1991. Aspectos geológicos dos lateritos da Amazônia. **Rev. Bras. Geoc.** São Paulo, 21 (2) : 146 – 160.
- COSTA, M. L; ANGÉLICA, R. S.; AVELAR, J. O. G. de 1991. Outeiro e Mosqueiro: Exemplos de evolução laterítica imatura. In: SIMPÓSIO DE GEOLOGIA DA AMAZÔNIA, Belém, **Anais**. Belém, SBG – Núcleo Norte, 610p., p. 479 - 494.
- COSTA, W. D. 1997. **Contaminação e programas de monitoramento de águas subterrâneas**. Impactos Ambientais e Águas Subterrâneas no Brasil – Rio de Janeiro.
- CUSTÓDIO, E. & LLAMAS, M. R. 1976. **Hidrologia Subterrânea**. Barcelona, Ed. Omega. v.2.
- DEL VALLE, M.V. & CASTEJÓN, T.G. 1984. Variação estacional de las poblaciones bacterianas en el Embalse Hupango, Estado de México. **Revista Latinoamericana de Microbiología**. México. v.26, p. 223-230.
- DOMENICO, P. A. & SCHWARTZ W. 1990. **Physical and chemical hydrogeology**. John Wiley & Sons, Inc., 842 p.
- FARIAS, E. S; NASCIMENTO, F. S; FERREIRA, M. A. A. 1992. **Área de Belém / Outeiro: Relatório Final**. Belém, Centro de Geociências - Universidade Federal do Pará, 1992, 247 p.
- FEITOSA, F. A. C. & MANOEL FILHO, J. 1997. **Hidrogeologia: Conceito e aplicações**. Recife. CPRM / ABAS. 389 p.
- FENZL, N. 1988. **Introdução à Hidrogeoquímica**. Belém. UFPA. 189 p.

- FERNANDES, J. M. G. 1984. Paleoecologia da Formação Pirabas. Estado do Pará. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE GEOLOGIA., 35., Belém, 1988. **Anais**. Rio de Janeiro, SBG. v.1, p. 330 - 340.
- FERREIRA, C. S. 1966. Características litopaleontológicas da Formação Pirabas, Estado do Pará. **Divisão Nacional de Geologia e Mineralogia**, 41 : 101 – 111.
- FERREIRA, C. S. 1982. Notas estratigráficas sobre o Cenozóico do Estado do Pará. In: SIMPÓSIO DE GEOLOGIA DA AMAZÔNIA, 1, Belém, 1982. **Anais do...** Belém: SBG, 1982. v. 1, p. 84-88.
- FERREIRA, L. & HIRATA, R. 1993. Determinação de risco de contaminação de águas subterrâneas por sistemas de saneamento *In situ*. Estudo de caso: município de Campinas (SP). In: CONG. BRAS. REC. HÍDRICOS 10, **Anais...** Gramado. 1993, ABRH, Porto Alegre.
- FETTER, C. W. 1988. **Applied Hydrogeology**. Charles E. Merrill Publishing Company, Columbus, OH, 488 p.
- FINNEMORE, E. J. & HANTZSCHE, N. N. 1983. Groundwater mounding due to on-site sewage disposal. **Journal of Irrigation and Drainage Engineering**, ASCE, **109**, 199-210.
- FOSTER, S. S. D. 1987. Fundamental concepts In aquifer vulnerability pollution risk and protection strategy. In: CONF. VULNERABILITY OF SOIL AND GROUNDWATER TO POLLUTANTS, **Proc...** Noordwijk, The Netherlands.
- FOSTER, S. S. D. & HIRATA, R. 1988. **Groundwater pollution risk evaluation**: the methodology using available data. CEPIS-PAHO / WHO. Lima. 78 p.
- FRASE, P.; CHILVERS, C.; BERAL, V.; HILL, M. J. 1980. Nitrate and human cancer. A review of the evidence. **Internacional Journal of Epidemiology**. v. 9, n.1, p. 3-11.
- FREEZE, R. A. & CHERRY, J. A. 1979. **Groundwater**. Prentice-Hall, Inc., Englewood Cliffs, Nova Jérsei, EUA, 604 p.
- FUNDAÇÃO NACIONAL DE SAÚDE. 1989. **Perfil litológico do poço PT-01/89**. SIZ-FSESP.

- GELDREICH, E. E. 1990. Microbiological quality of source waters for water supply. In: McFETERS, G. A. ed. – **Drinking water microbiology**. New York: Spring Verlag, p. 3 – 31.
- GÓES, A. M. 1981. **Estudos sedimentológicos dos sedimentos Barreiras, Ipixuna e Itapecuru, no nordeste do Pará e Noroeste do Maranhão**. Belém,, 1981. 55 p. (Dissertação de Mestrado) - Universidade Federal do Pará.
- GÓES, A. M. & TRUCKENBRODT, W. 1980. Caracterização faciológica e interpretação ambiental dos sedimentos Barreiras da região Bragantina, nordeste do Pará. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE GEOLOGIA, 31. Camboriú, **Anais...** Camboriú: Sociedade Brasileira de Geologia, v.2, p. 766-771.
- GLOYNA. E.F. & ROHLICH, G.A 1980. Métodos para el control de la contaminación del agua. **Bol. Of. San Panam.**, Washington, v.88, n.1, p.55-68.
- HASUI, Y.; HARALYI, N. L. E.; SCHOBENHAUS, C. 1984. Elementos geofísica e geológicos da Região Amazônica. Subsídios para o modelo tectônico. In: SYMPOSIUM AMAZÔNICO. **Anais**. Manaus, DNPM, p. 129-140.
- HEATH, R. C. 1983. **Hidrologia de água subterrânea básica** – North Carolina.: Geological Survey Water - Supply Paper; 2220, 84p.
- IGREJA, H. L. S.; BORGES, M. S.; ALVES, R. L.; COSTA JÚNIOR, P. S. C.; COSTA, J. B. S. 1990. Estudos neotectônicos nas ilhas do Outeiro e Mosqueiro, NE do Estado do Pará. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE GEOLOGIA, 36. Natal. **Anais...** Natal: Sociedade Brasileira de Geologia, 1990, v.5, p. 2110-2123.
- INSTITUTO DE PESQUISAS TECNOLÓGICAS. 1982. **Reconhecimento hidrogeológico e estudo sobre a qualidade atual das águas subterrâneas da Grande Natal**. São Paulo, IPT. v2 (Relatório IPT nº 14.813).
- JACKSON, R. E. 1980. **Aquifer contamination and protection**. UNESCO 442p. (Studies and Reports in Hydrology. v.30).

- JOHNSON, CARL J. & KROSS, BURTON C. 1990. "Continuing Importance of Nitrate Contamination of Groundwater and Wells in Rural Areas" (Importancia continua de la contaminación por nitratos del agua subterránea y de pozos en áreas rurales), **American Journal of Industrial Medicine**, 18:449-456.
- KENITIRO, S. 1973. **Introdução à sedimentologia**. São Paulo, Edgard Blücher, Ed. da Univ. de São Paulo, p.165.
- KOMOR, S. C. & ANDERSON Jr., H. W. 1993. Nitrogen isotopes as indicators of nitrate sources in Minnesota sand plain aquifers. **Ground water**, v31, n.2, p.260-270.
- LIMA, W. N. & KOBAYASHI, C. N. 1988. Sobre o quimismo predominante nas águas do sistema flúvio - estuarino de Barcarena, PA. **Geochimica Brasiliensis**, v. 2, n. 1, p. 53 - 71.
- MARGAT, J. 1968. **Vulnérabilité des nappes d'eau souterraines à la pollution. Baes de la cartographie**. Orléans BRGM, 68 SGL, 198 HYD, 1968.
- MAURY, C. J. 1924. **Fósseis Terciários do Brasil**. Rio de Janeiro, DNPM / DGM, p. 4-35 (Monografia nº4).
- McFETTERS, G.A.; BISSONNETTE, G.K.; JEZESKI, J.J.; THOMSON, C.A.; STUART, D.G. 1974. Comparative survival of indicator bacteria and enteric pathogens in well water. **Appl. Microbiol.** Washington. v.27,n.5,p. 823-829.
- MELO, J. G. 1995. **Impactos do desenvolvimento urbano nas águas subterrâneas de Natal / RN**. São Paulo, 156 p. Instituto de Geociências, Universidade de São Paulo. (Tese de Doutorado).
- MONTEIRO, M. P. 1997. **Estudos de percolação e dispersão de eferentes de fossa sépticas no solo**. Brasília: UNB. Departamento de Engenharia Civil 154p. (Tese de Mestrado).
- MOREIRA, E. 1966. **Belém e sua expressão geográfica**. Belém. Imprensa Universitária. 212 p.
- O.P.S. & O.M.S. 1980. **Critérios de Salud Ambiental 5**. Organizacion Panamericana de la Salud. Organizacion Mundial de la Salud, Washington, E.U.A. (Publicación Científica nº 394).

- PARÁ. Secretaria de Estado de Indústria, Comércio e Mineração. 1995. **Plano diretor de mineração em áreas urbanas: Região Metropolitana de Belém e adjacências**. Belém.
- PENTEADO, A. R. 1967. **Geografia urbana de Belém**. Belém. Universidade Federal do Pará. 2v.
- PETRI, S. 1957. Foraminíferos miocênicos da Formação Pirabas. **Bol. Fac. Fil., Cien. Letr.**, 216 (16) : 1 – 79.
- PINHEIRO, R. V. L. 1987. **Estudo hidrodinâmico e sedimentológico do Estuário Guajará**. Belém, Universidade Federal do Pará), 152p. (Dissertação Mestrado).
- ROBERTSON, W. D.; CHERRY, J. A.; SUDICKY, E. A. 1991. Groundwater contamination from two small septic systems on sand aquifers. **Groundwater**, v.29, n. 1, p. 82-92.
- SÁ, J. H. S. 1969. Contribuição à geologia dos Sedimentos Terciários e Quaternários da Região Bragantina. **Boletim Instituto de Geoc. Geologia**. Rio de Janeiro, 3:21-36.
- SAUMA FILHO, M. 1996. **As Águas Subterrâneas de Belém e Adjacências: Influência da Formação Pirabas e Parâmetros Físico-Químicos para Medidas de Qualidade**. Belém: Universidade Federal do Pará. Centro de Geociências, 128 p. (Dissertação de mestrado).
- SCHOELLER, H. 1962. **Les eaux souterraines**. Paris, Masson. 642p.
- SEICOM. Secretaria de Estado de Indústria, Comércio e Mineração, IBGE. 1995. **Plano Diretor de Mineração em Áreas Urbanas Região Metropolitana de Belém e Adjacências**: projeto de estudo do meio ambiente em sítios de extração de materiais de construção na região de Belém-Benevides, Estado do Pará, Relatório Final. Pará- Secretaria de Estado de Indústria, Comércio e Mineração - e IBGE – Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, Belém, 157p – 2v.
- SIOLI, Harald 1960. Pesquisas limnológicas na região da estrada de ferro de Bragança, Estado do Pará, Brasil. – Belém: **Boletim Técnico do Instituto Agrônomo do Norte**, n. 37.

- STARR, R. 1988. **An investigation into the role of organic carbon in denitrification in shallow sandy aquifers**. Waterloo. University of Waterloo. Thesis – PhD.
- STUMM, W. & MORGAN, J. J., 1981. **Aquatic chemistry**, 2 nd Edition Wiley, New York. 780 p.
- SWOROBUCK, J.E.; LAW, C.B.; BISSONNETTE, G.K. 1987. Assesment of the bacteriological quality of rural groundwater supplies in Northen west Virginia. **Water, Air and Soil Pollution**. Dordrecht, v.36, p.163-170.
- SZIKSKAY, M. 1986. Instalação de uma estação experimental para estudo da dinâmica e da evolução da composição química da água da zona não saturada. **Águas Subterrâneas** nº 10: 5-20.
- SZIKSZAY, M. 1993. **Geoquímica das Águas**. São Paulo, Boletim IG, n5.
- TODD, D. K. & McNULTY, D. E. O. 1976. **Polluted Groundwater**, Water Information Center, Inc., 7 High St., Huntigton, New York, USA, 173p.
- TRUCKENBRODT, W. 1981. Contribuição à mineralogia e à Geoquímica da Formação Pirabas (Mioceno Inferior) Estado do Pará. **Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi**, Belém, (25): 1 – 26 p.
- UNICEF, OPS / OMS, ANESAPA 1988. **Manual de pozos**. Série: La Paz. Bolívia. (Manuales Didácticos).
- VERNIER, C. & HIRATA R. 2000. Contaminação da Água Subterrânea por Nitrato no Parque Ecológico do Tietê – SP – BR. In: JOINT WORLD CONGRESS ON GROUNDWATER, 1ST, **Anais**. Fortaleza. ABAS.
- VILLELA, S. M. & MATTOS, A., 1975. **Hidrologia Aplicada**. McGraw-Hill do Brasil Ltda. p. 96.
- VIRARAGHAVAN, T. 1978. Travel of miro-organisms from a septic tile. **Water, Air and Soil Pollution**. v.9, p.355-362.
- VOELKER, R.A. & HENKELEKIAN, H. 1960. **Ann. Ver. Microbiol.**, Palo Alto. V.16, p.127-141.
- WILHELM, S. R.; SHIFF, S. L.; CHERRY, J, A.1994. Biogeochemical evolution of domestic wastewater in septic systems. **Conceptual model. Ground Water**, v. 32. p. 905-916.