



Universidade Federal do Pará

Centro de Geociências

Curso de Pós-Graduação em Geologia e Geoquímica

**IMPACTO DA URBANIZAÇÃO NA QUALIDADE DAS ÁGUAS
SUBTERRÂNEAS NOS BAIRROS DO REDUTO, NAZARÉ E UMARIZAL –
BELÉM/PA.**

TESE APRESENTADA POR

NATALINA MARIA TINÔCO CABRAL

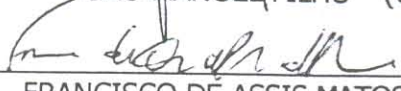
Como requisito parcial à obtenção do Grau de Doutor em
Ciências na Área de GEOLOGIA.

Data de Aprovação: **29/01/2004**

Comitê de Tese



JOÃO MANOEL FILHO (Orientador)



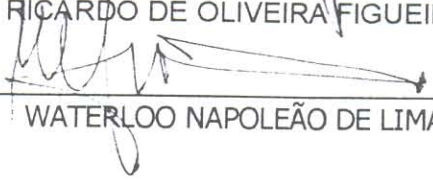
FRANCISCO DE ASSIS MATOS DE ABREU



JOSÉ GERALDO DE MELO



RICARDO DE OLIVEIRA FIGUEIREDO



WATERLOO NAPOLEÃO DE LIMA

Belém

**Aos meus filhos Nathalia Maíra e Antônio Carlos,
razões de minha felicidade.**

AGRADECIMENTOS

Gostaria de agradecer às seguintes pessoas e instituições que contribuíram de forma direta ou indireta na realização deste trabalho:

À CAPES, pela concessão da bolsa de doutorado.

Ao Instituto Evandro Chagas, pela realização das análises químicas e empréstimos de instrumentos de campo. É importante ressaltar que sem a participação do Instituto, esse trabalho não poderia ter evoluído até o final.

Aos funcionários do Centro de Geociências pela colaboração nas diversas etapas desse trabalho. Em especial a Leila, Antônio, Valmery, Natalino, Rosilene e Lúcia.

Aos Profs. Drs. João Manuel e Francisco Matos, pelas orientações.

A Prof^a. Dra. Eliene, Dr. Tancredi e Prof. Dr. Geraldo Melo pelas discussões técnicas e demonstrações de amizade.

A todos os colegas do Curso de Pós-Graduação do Centro de Geociências da Universidade Federal do Pará. Em especial a Márcia Gaspar, Luciana, Maria Clarindo, Carmen, Fábio, Luciene, Lilianne, Álvaro, Elem e Gisele.

Ao geólogo, amigo e companheiro Carlos Augusto, pelo apoio em todas as etapas desse trabalho.

Aos condomínios residenciais, pelas autorizações de coletas de águas em seus poços.

As minhas “auxiliares do lar” Valdirene e Maria de Fátima que seguraram as tarefas da casa, nas minhas freqüentes “ausências”.

Enfim, quero agradecer a todos que de uma forma mais presente estiveram comigo nesses quatro anos de muito trabalho, paciência e dedicação.

Um agradecimento especial a Deus e a espiritualidade amiga que sempre estiveram comigo, embora, muitas vezes, devido às preocupações e dificuldades inerentes ao trabalho, não pude perceber as vibrações salutares que fortaleciam meu espírito, para continuar lutando e atingir o objetivo final, que foi a conclusão dessa dissertação de doutorado.

SUMÁRIO

	Pág.
DEDICATÓRIA	i
AGRADECIMENTOS	ii
LISTA DE ILUSTRAÇÕES	Vi
RESUMO	1
ABSTRACT	4
 1 – INTRODUÇÃO	 7
1.1 – APRESENTAÇÃO	7
1.2 – JUSTIFICATIVA E RELEVÂNCIA	7
1.3 – OBJETIVOS	13
1.4 – LOCALIZAÇÃO E CONSIDERAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO	14
2 – CONDICIONAMENTOS FÍSICOS REGIONAIS	18
2.1 – CLIMA	18
2.1.1 – Balço Hidrico	18
2.2 – GEOLOGIA REGIONAL	21
2.3 – HIDROGEOLOGIA REGIONAL	23
2.3.1 – Qualidade das Águas	25
 3 – FUNDAMENTOS PARA AVALIAÇÃO DA CONTAMINAÇÃO DAS ÁGUS SUBTERRÂNEAS	 27
3.1 – RISCOS POTENCIAIS DE CONTAMINAÇÃO DAS ÁGUAS SUBTERRÂNEAS	27
3.2 – FONTES POTENCIAIS DE CONTAMINAÇÃO DAS ÁGUAS SUBTERRÂNEAS	30
3.2.1 – Saneamento in situ e vazamento de rede de esgoto	30
3.2.1.1 – Formação dos compostos nitrogenados	33
3.2.1.2 – Impactos do sistema de disposição local dos efluentes Domésticos na saúde humana	36
3.2.2 – Tanques de armazenamento subterrâneo de combustíveis – TASC	39
3.2.2.1 – Constituintes da Gasolina/Diesel	41
3.2.2.2 – Migração dos hidrocarbonetos da gasolina	42
3.3 – PROCESSOS DE TRANSPORTE E ATENUAÇÃO DOS CONTAMINANTES	47
 4 – ETAPAS DO TRABALHO E METODOLOGIA	 50
4.1 – LEVANTAMENTO E COLETA DE DADOS EXISTENTES	50
4.2 – PROCEDIMENTO DE CAMPO	50
4.2.1 – Cadastramento de poços tubulares domésticos e de postos de revenda combustíveis	50
4.2.2 – Coleta de amostra de solo/sedimento e construção de poços de monitoramento	51
4.2.3 – Determinação da condutividade hidráulica (K) da zona não saturada ensaio de infiltração	51
4.2.4 – Determinação da condutividade hidráulica (K) da zona saturada Slug test	52
4.2.5 – Determinação da condutividade hidráulica (K) da zona saturada por teste de aquífero	53
4.2.6 – Medidas de níveis estáticos	53
4.2.7 – Amostragem de Águas subterrâneas	53
4.2.8 – Parâmetros físico-químicos medidos in situ	55
4.3 – PROCEDIMENTO DE LABORATORIO	55
4.3.1 – Caracterização granulométrica	55
4.3.2 – Análise químicas das águas subterrâneas	55
4.3.2.1 – Parâmetros químicos e físico-químicos	55
4.3.3 – Análise de solo e sedimentos	56
4.3.3.1 – Determinação do pH do solo e análise química qualitativa	56
4.3.3.2 – Composição mineralógica e teor de matéria orgânica	56
4.4 – TRATAMENTO DOS RESULTADO	57
 5 – APRESENTAÇÃO E DISCUSSÃO DOS RESULTADOS	 60
5.1 – ASPECTOS GEOLÓGICOS E HIDROGEOLOGICOS DA ÁREA DE ESTUDO	60
5.1.1 – Geologia local	60
5.1.1.1 – Grupo Barreiras/ Pós-Barreiras	60

5.1.2 – Hidrogeologia local	65
5.1.2.1 – Zona não saturada	65
5.1.2.2 – Aquífero Barreiras	70
5.1.2.3 – Vulnerabilidade natural do aquífero Barreiras	77
5.2 – AVALIAÇÃO HIDROQUÍMICA E ASPECTOS DA CONTAMINAÇÃO DAS ÁGUAS SUBTERRÂNEAS DO AQUIFERO BARREIRAS	80
5.2.1 – Generalidades	80
5.2.1.1 – Acuracidade dos Resultados	80
5.2.1.2 – Tratamento estatístico dos dados	80
5.2.2 – Comportamento global das variáveis hidroquímicas	81
5.2.2.1 – Análise das correlações	90
5.2.2.2 – Análise fatorial	97
5.2.3 – Comportamento sazonal das variáveis	104
5.2.3.1 – Análise das correlações por período de amostragem	114
5.2.4 – Comportamento dos indicadores da contaminação por efluentes domésticos	121
5.2.5 – Comportamento das variáveis em amostragem mais detalhada	133
5.2.6 – Composição e evolução química das águas subterrâneas	138
5.2.7 – Distribuição espacial dos pontos de água amostrados e mecanismos de contaminação nas águas subterrâneas	145
5.3 – ASPECTOS DA CONTAMINAÇÃO DAS ÁGUAS SUBTERRÂNEAS POR GASOLINA/DIESEL	166
5.3.1 – Distribuição e situação dos postos de combustíveis na área de estudo	168
5.3.2 – Distribuição residual de gasolina e/ou diesel	171
5.3.3 – Variação qualitativa de gasolina e/ou diesel e os parâmetros indicadores da biodegradação nas águas subterrâneas estudadas	174
6 – CONSIDERAÇÕES FINAIS	182
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICA	191
ANEXOS	211
Anexo A - Formulário de campo para registro de dados e informações de hidrocarbonetos	213
Anexo B – Cadastramento de poços na área de entorno do Residencial Olympus	213
Anexo C – Perfis litológicos dos poços cadastrados	214
Anexo D - Cadastro dos poços tubulares	219
Anexo E.1 – Difratoograma de minerais identificados nos sedimentos coletados no furo M1	222
Anexo E.2 – Difratoograma de minerais identificados nos sedimentos coletados no furo M1	223
Anexo E.3 - Difratoograma de minerais identificados nos sedimentos coletados no furo M1	224
Anexo E.4 - Difratoograma de minerais identificados nos sedimentos coletados no furo M1	225
Anexo E.5 - Difratoograma de minerais identificados nos sedimentos coletados no furo M1	226
Anexo E.6 - Difratoograma de minerais identificados nos sedimentos coletados no furo M2	227
Anexo E.7 - Difratoograma de minerais identificados nos sedimentos coletados no furo M2	228
Anexo E.8 - Difratoograma de minerais identificados nos sedimentos coletados no furo M3	229
Anexo E.9 - Difratoograma de minerais identificados nos sedimentos coletados no furo M3	230
Anexo E.10 -Difratoograma de minerais identificados nos sedimentos coletados no furo M3	231
Anexo E.11 -Difratoograma de minerais identificados nos sedimentos coletados no furo M3	232
Anexo E.12 -Difratoograma de minerais identificados nos sedimentos coletados no furo M3	233
Anexo E.13 -Difratoograma de minerais identificados nos sedimentos coletados no furo M3	234
Anexo E.14 -Difratoograma de minerais identificados nos sedimentos coletados no furo M3	235
Anexo E.15 -Difratoograma de minerais identificados nos sedimentos coletados no furo M3	236
Anexo F – Resultados das análises físico-químicas/químicas das águas dos poços tubulares cadastrados	237
Anexo G - Resultados dos parâmetros físico-químicos	252
Anexo H – Mapa espacial das fácies hidroquímicas	257
Anexo I.1 - Cromatogramas do diesel (A) e da gasolina (B) comercializada em Belém	258
Anexo I.2 – Cromatogramas dos sedimentos coletados no furo M1 para identificar a presença de gasolina e/ou diesel	259

Anexo I.3 – Cromatogramas dos sedimentos coletados no furo M1 para identificar a presença de gasolina e/ou diesel	260
Anexo I.4 – Cromatogramas dos sedimentos coletados no furo M1 para identificar a presença de gasolina e/ou diesel	261
Anexo I.5 – Cromatogramas dos sedimentos coletados no furo M2 para identificar a presença de gasolina e/ou diesel	262
Anexo I.6 – Cromatogramas dos sedimentos coletados no furo M3 para identificar a presença de gasolina e/ou diesel	263
Anexo I.7 – Cromatogramas dos sedimentos coletados no furo M3 para identificar a presença de gasolina e/ou diesel	264
Anexo I.8 – Cromatogramas dos sedimentos coletados no furo M3 para identificar a presença de gasolina e/ou diesel	265
Anexo I.9 – Cromatogramas dos sedimentos coletados no furo M3 para identificar a presença de gasolina e/ou diesel	266
Anexo I.10 – Cromatogramas da água coletada no poço Uma31 para identificar qualitativamente a presença de gasolina e/ou diesel	267
Anexo I.11 – Cromatogramas da água coletada no poço Uma48 para identificar qualitativamente a presença de gasolina e/ou diesel	268
Anexo I.12 – Cromatogramas da água coletada no furo M1 para identificar qualitativamente a presença de gasolina e/ou diesel	269
Anexo I.13 – Cromatogramas da água coletada no furo M1 para identificar qualitativamente a presença de gasolina e/ou diesel	270
Anexo I.14 – Cromatogramas da água coletada no furo M2 para identificar qualitativamente a presença de gasolina e/ou diesel	271
Anexo I.15 – Cromatogramas da água coletada no furo M2 para identificar qualitativamente a presença de gasolina e/ou diesel	272
Anexo I.16 – Cromatogramas da água coletada no poço Uma59 para identificar qualitativamente a presença de gasolina e/ou diesel	273
Anexo I.17 – Cromatogramas da água coletada no poço Uma52 e Red21 para identificar qualitativamente a presença de gasolina e/ou diesel	274
Anexo I.18 – Cromatogramas da água coletada no furo M3 para identificar qualitativamente a presença de gasolina e/ou diesel	275
Anexo I.19 – Cromatogramas da água coletada no poço Uma8 para identificar qualitativamente a presença de gasolina e/ou diesel	276
Anexo I.20 – Cromatogramas da água coletada no poço Naz25 para identificar qualitativamente a presença de gasolina e/ou diesel	277
Anexo I.21 – Cromatogramas da água coletada no poço Uma31 para identificar qualitativamente a presença de gasolina e/ou diesel	278
Anexo J – Mapa geológico	
Anexo L - Mapa da rede de esgoto	
Anexo M – Mapa de áreas potencialmente críticas pela contaminação de derivados de petróleo	

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

FIGURAS

	Pág.
Figura 1.1 - Área de estudo e localizações dos poços tubulares cadastrados e dos postos de revenda de combustíveis.....	16
Figura 2.1- Médias pluviométricas mensais (P) para região de Belém no período de 1961 a 1990.....	20
Figura 2.2 - Balanço Hídrico para região de Belém, segundo Thornthwaite.....	21
Figura 2.3 - Coluna estratigráfica da Região Metropolitana de Belém.....	23
Figura 3.1 - Esquema conceitual para avaliação de risco de contaminação	28
Figura 3.2 - Seção transversal esquemática de um sistema séptico incluindo uma fossa séptica	32
Figura 3.3 - Diagrama de Equilíbrio Eh – pH para o sistema nitrogenada	35
Figura 3.4 - Fontes e caminhos do nitrogênio no ambiente subsuperficial.....	37
Figura 3.5 - A biodegradação do benzeno é retardada pela preferencial degradação do etanol pelos microorganismos nativos do solo	43
Figura 3.6 - Comportamento das 4 fases da gasolina ou óleo diesel no ambiente subterrâneo	43
Figura 3.7 - Espalhamento de hidrocarbonetos devido a flutuações do lençol freático cria movimentos descendentes e ascendentes do produto.....	46
Figura 3.8 - Processos que induzem à atenuação de poluentes nos sistemas de águas subterrâneas	48
Figura 4.1 - Sistema para avaliação do índice de vulnerabilidade natural do aquífero.....	59
Figura 5.1 - Perfis esquemáticos dos furos M2 e M3	61
Figura 5.2 - Perfis esquemático dos furo M1.....	62
Figura 5.3 - Seção geológico-hidrogeológica 1	63
Figura 5.4 - Seção geológico-hidrogeológica 2	63
Figura 5.5 - Seções geológicos-hidrogeológicas 3 e 4.....	64
Figura 5.6 - Diagrama Triangular de Shepard classificando as amostras de sedimentos.....	70
Figura 5.7 - Evolução do rebaixamento (s) com tempo (t) em poços localizados no bairro do Marco	74
Figura 5.8 - Slug test (inserção da sonda) realizado no furo a trado M3	75
Figura 5.9 - Slug test (retirada da sonda) realizado no furo a trado M3	75
Figura 5.10 - Mapa de fluxo subterrâneo (aquífero livre a semiconfinado) para o período chuvoso.....	76
Figura 5.11 - Vulnerabilidade do aquífero Barreiras (semi-livre) na área de estudo.....	79
Figura 5.12 - Histogramas de valores reais para nitrato (NO_3^-), amônio, pH e condutividade elétrica (CE).....	87
Figura 5.13 - Histogramas de valores reais de cloreto (Cl), cálcio (Ca), sódio (Na), potássio (K), magnésio (Mg) e sulfato (SO_4^{2-})	90
Figura 5.14 - Diagramas de correlações de nitrato com CE, Cl, Na, dureza e K.....	93
Figura 5.15 - Diagramas de correlações de amônio com Ca, pH, SO_4^{2-} , Na, Cl e dureza.....	95
Figura 5.16 - Diagramas de correlações de Na X Cl, CE X Cl, pH X Ca, pH X SO_4^{2-} , pH X HCO_3^- , SO_4^{2-} X Ca, NO_3^- X pH e CE X Ca.....	96
Figura 5.17 - Gráfico com valores de <i>eigenvalues</i> , para análise fatorial considerando 10 variáveis.....	99
Figura 5.18 - Cargas de fatores (fator 1 X fator 2). Tratamento com 10 variáveis	100
Figura 5.19 - Gráfico com valores de <i>eigenvalues</i> para análises fatorial com 8 variáveis.....	101
Figura 5.20 - Cargas de fatores (fator 1 X fator 2) Tratamento com 8 variáveis	103
Figura 5.21 - Comportamento de parâmetros hidroquímicos no período de junho/00 a março/02, com base em medições trimestrais	105
Figura 5.22 - Comportamento de parâmetros hidroquímicos no período de junho/00 a março/02, com base em medições trimestrais	108
Figura 5.23 - Diagrama de Stiff mostrando os padrões característicos de cada período de amostragem	113
Figura 5.24 - Diagramas de correlações de nitrato com condutividade elétrica (CE) em cada período de amostragem.....	116
Figura 5.25 - Diagramas de correlações de nitrato com o cloreto em cada período de amostragem	117
Figura 5.26 - Diagramas de correlações de nitrato com cálcio (Ca) em cada período de amostragem.....	118
Figura 5.27 - Diagramas de correlações de amônio (NH_4^+) com cloreto (Cl) em cada período de amostragem	119
Figura 5.28 - Diagramas de correlações de amônio (NH_4^+) com cálcio (Ca) em cada período de amostragem.....	120

Figura 5.29 – Histogramas mostrando os valores de pH ao longo dos meses de amostragem	123
Figura 5.30 – Histogramas mostrando os valores de pH ao longo dos meses de amostragem	123
Figura 5.31 – Histogramas mostrando os valores da condutividade elétrica (CE) ao longo dos meses de amostragem	124
Figura 5.32 – Histogramas mostrando os valores da condutividade elétrica (CE) ao longo dos meses de amostragem	124
Figura 5.33 – Histogramas mostrando os valores de cloreto ao longo dos meses de amostragem	125
Figura 5.34 – Histogramas mostrando os valores de cloreto ao longo dos meses de amostragem	125
Figura 5.35 – Histogramas mostrando os teores de nitrato (NO_3^-) altos e de amônio baixos (NH_4^+) nos poços Naz13 e Naz41, caracterizando o estilo 1	129
Figura 5.36 – Histogramas mostrando os teores de nitrato altos (NO_3^-) e de amônio baixos (NH_4^+) nos poços Red33 e Red46, caracterizando o estilo 1	130
Figura 5.37 – Histogramas mostrando os teores de nitrato (NO_3^-) amônio (NH_4^+) elevados nos poços Uma7, Uma8 e Naz23, caracterizando o estilo 2	130
Figura 5.38 – Histogramas mostrando os teores de nitrato (NO_3^-) intermediários a baixos e de amônio (NH_4^+) elevados nos poços Re6 e Uma51, caracterizando o estilo 3	131
Figura 5.39 – Histogramas mostrando os teores de nitrato (NO_3^-) intermediários e de amônio (NH_4^+) baixos nos poços Naz25, Naz12 e Naz3851, caracterizando o estilo 4	131
Figura 5.40 – Histogramas mostrando os teores de cálcio (Ca), potássio (K), sódio (Na) e magnésio (Mg), ao longo dos meses de amostragem	132
Figura 5.41 – Histogramas mostrando as variações mensais dos teores de nitrato (NO_3^-), amônio (NH_4^+), cloreto (Cl^-), sulfato (SO_4^{2-}) e dos valores de pH e condutividade elétrica (CE) no poço Uma8	134
Figura 5.42 – Histogramas mostrando as variações mensais dos teores de nitrato (NO_3^-), amônio (NH_4^+), cloreto (Cl^-), sulfato (SO_4^{2-}) e dos valores de pH e condutividade elétrica (CE) no poço M3	136
Figura 5.43 – Classificação hidroquímica de acordo com Piper para as águas subterrâneas coletadas nos meses de junho/01 e setembro/01	142
Figura 5.44 – Classificação hidroquímica de acordo com Piper para as águas subterrâneas coletadas nos meses de dezembro/01 e fevereiro/02	143
Figura 5.45 – Classificação hidroquímica de acordo com Piper para as águas subterrâneas coletadas no mês de março/02	144
Figura 5.46 – Mapa de iso-teores de nitrato considerando todos as campanhas de amostragem (média global em cada poço amostrado)	147
Figura 5.47 – Mapa de iso-teores de nitrato considerando a média do período chuvoso (representado pelo mês de junho em cada poço amostrado)	148
Figura 5.48 – Mapa de iso-teores de nitrato considerando a média do período de estiagem (representado pelo mês de setembro em cada poço amostrado)	149
Figura 5.49 – Mapa de iso-teores de nitrato considerando a média do período do início chuvoso (representado pelo mês de dezembro em cada poço amostrado)	150
Figura 5.50 – Mapa de iso-teores de nitrato considerando a média do período chuvoso (representado pelos meses de fevereiro e março em cada poço amostrado)	151
Figura 5.51 – Mapa de iso-teores de nitrato considerando o teor de cada poço no mês de junho de 2001	155
Figura 5.52 – Mapa de iso-teores de nitrato considerando o teor de cada poço no mês de setembro de 2001	156
Figura 5.53 – Mapa de iso-teores de nitrato considerando o teor de cada poço no mês de dezembro de 2001	157
Figura 5.54 – Mapa de iso-teores de amônio considerando todos as campanhas de amostragem (média global em cada poço amostrado)	158
Figura 5.55 – Mapa de iso-teores de amônio considerando a média do final do período chuvoso (representado pelo mês de junho em cada poço amostrado)	159
Figura 5.56 – Mapa de iso-teores de amônio considerando a média do período de estiagem (representado pelo mês de setembro em cada poço amostrado)	160
Figura 5.57 – Mapa de iso-teores de amônio considerando a média do início do período chuvoso (representado pelo mês de dezembro em cada poço amostrado)	161
Figura 5.58 – Mapa de iso-teores de amônio considerando a média do período chuvoso (representado pelos meses de fevereiro e março em cada poço amostrado)	162
Figura 5.59 – Mapa de iso-valores da condutividade elétrica (CE) considerando todas as campanhas de amostragem (média global em cada poço)	163

Figura 5.60 – Mapa de iso-teores de cloreto considerando todas as campanhas de amostragem (média global em cada poço).....	164
Figura 5. 61 – Mapa de isovalores de pH considerando todas as campanhas de amostragem (média global em cada poço).....	165
Figura 5.62 – Divisão percentual dos diversos tipos de combustível armazenados nos 204 tanques subterrâneos armazenadores de combustíveis.....	169
Figura 5.63 – Idades dos 196 tanques subterrâneos armazenadores de combustível.....	170
Figura 5.64 – Área crítica 1 em detalhe, mostrando as localizações dos poços (PC7 , PC16), dos furos de perfuração a trado (M1, M2) e dos poços tubulares cadastrados.....	174

TABELAS

	Pag.
Tabela 1.1 – Caracterização dos domicílios particulares, formas de abastecimento de água, população, área e densidade populacional de Belém dos bairros de Nazaré, Reduto e Umarizal.....	15
Tabela 2.1 – Balanço Hídrico para região de Belém, segundo Thornthwaite.....	20
Tabela 2.2 – Características hidrodinâmicas dos aquíferos do Grupo Barreiras, na região de Belém.....	26
Tabela 2.3 – Capacidade específica de 24 horas, em poços dos aquíferos Pirabas, na região de Belém.....	26
Tabela 3.1 – Resumo das características das águas residuárias em diferentes locais	31
Tabela 3.2 – Espécies de nitrogênio, seus respectivos estados de oxidação e origem.....	33
Tabela 3.3 – Concentração da gasolina na fase sorvida para diferentes classes granulométricas.....	44
Tabela 3.4 – A presença de elevada concentração de álcool na água subterrânea aumenta as concentrações dos compostos BTEX dissolvidos	45
Tabela 5.1 – Medidas de níveis estáticos nos furos a trado(M1, M2 e M3)	67
Tabela 5.2 – Resultados de teores de C.O (%), M.O(%), pH em água, pH em cloreto de sódio, composição granulométrica e classificação de Shepard dos sedimentos coletados no poço M1	68
Tabela 5.3 – Resultados de teores de C.O (%), M.O(%), pH em água, pH em cloreto de sódio, composição granulométrica e classificação de Shepard dos sedimentos coletados no poço M2.....	68
Tabela 5.4 – Resultados de teores de C.O (%), M.O(%), pH em água, pH em cloreto de sódio, composição granulométrica e classificação de Shepard dos sedimentos coletados no poço M3	68
Tabela 5.5 – Faixa de valores de permeabilidade intrínseca e condutividade hidráulica para vários materiais não consolidados	69
Tabela 5.6 – Parâmetros G (groundwater occurrence), O (overall aquifer) e D (deph to groundwater) e índices de vulnerabilidade natural para o aquífero Barreiras na área de estudo.....	78
Tabela 5.7 – Número de amostras (N), extremos, média, desvio padrão e coeficiente de variação (CV) das águas dos poços tubulares cadastrados, provenientes de todas as campanhas de amostragem.....	82
Tabela 5.8 – Características físico-químicas das águas potáveis exploráveis do aquífero Barreiras, na região de Belém (PA).....	83
Tabela 5.9 - Freqüências dos teores de nitrato das amostras de águas subterrâneas coletados nos poços tubulares cadastrados, durante 9 campanhas de amostragem.....	84
Tabela 5.10 - Freqüências dos teores de amônio das amostras de águas subterrâneas coletados nos poços tubulares cadastrados, durante 9 campanhas de amostragem.....	85
Tabela 5.11 - Freqüências dos valores de pH das amostras de águas subterrâneas coletados nos poços tubulares cadastrados, durante 9 campanhas de amostragem.....	86
Tabela 5.12 - Freqüências dos valores da condutividade elétrica das amostras de águas subterrâneas coletados nos poços tubulares cadastrados, durante 9 campanhas de amostragem.....	87
Tabela 5.13 - Freqüências dos teores de cloreto das amostras de águas subterrâneas coletados nos poços tubulares cadastrados, durante 9 campanhas de amostragem.	88

Tabela 5.14 - Frequências dos teores de cálcio das amostras de águas subterrâneas coletados nos poços tubulares cadastrados, durante 6 campanhas de amostragem.....	88
Tabela 5.15 - Frequências dos teores de sódio das amostras de águas subterrâneas coletados nos poços tubulares cadastrados, durante 6 campanhas de amostragem.....	89
Tabela 5.16 - Frequências dos teores de potássio das amostras de águas subterrâneas coletados nos poços tubulares cadastrados, durante 6 campanhas de amostragem.....	89
Tabela 5.17 - Frequências dos teores de magnésio das amostras de águas subterrâneas coletados nos poços tubulares cadastrados, durante 6 campanhas de amostragem.....	89
Tabela 5.18 - Frequências dos teores de sulfato das amostras de águas subterrâneas coletados nos poços tubulares cadastrados, durante 6 campanhas de amostragem.....	89
Tabela 5.19 – Matriz de correlação entre as 14 variáveis, considerando todos os resultados obtidos.....	92
Tabela 5.20 – Valores de <i>eigenvalues</i> (autovalores) e percentagem de variação para os fatores extraídos (considerando 10 variáveis).	99
Tabela 5.21 – Cargas dos 2 fatores extraídos (varimax normalizado). Extração por fatores principais.	100
Tabela 5.22 – Valores de <i>eigenvalues</i> (autovalores) e percentagem da variação para os fatores extraídos (considerando 8 variáveis).	101
Tabela 5.23 – Carga dos 2 fatores extraídos (varimax normalizado). Extração por fatores principais.....	102
Tabela 5.24 – Estatística básica de cloreto (mg/L) nos períodos amostrados nas águas dos poços estudados.	105
Tabela 5.25 – Estatística básica de bicarbonato (mg/L) nos períodos amostrados nas águas dos poços estudados.	106
Tabela 5.26 – Estatística básica da CE ($\mu\text{S}/\text{Cm}$) nos períodos amostrados nas águas dos poços estudados.	107
Tabela 5.27 – Estatística básica do pH nos períodos amostrados nas águas dos poços estudados.	107
Tabela 5.28 – Estatística básica do nitrato (mg/L) nos períodos amostrados nas águas dos poços estudados.....	109
Tabela 5.29 – Estatística básica do amônio (mg/L) nos períodos amostrados nas águas dos poços estudados.....	110
Tabela 5.30 – Estatística básica do sulfato (mg/L) nos períodos amostrados nas águas dos poços estudados.	111
Tabela 5.31 – Estatística básica do cálcio (mg/L) nos períodos amostrados nas águas dos poços estudados.....	112
Tabela 5.32 – Estatística básica do sódio (mg/L) nos períodos amostrados nas águas dos poços estudados.....	112
Tabela 5.33 – Estatística básica para o potássio (mg/L) nos períodos amostrados nas águas dos poços estudados.....	112
Tabela 5.34 – Estatística básica da dureza (mg/L) nos períodos amostrados nas águas dos poços estudados.....	112
Tabela 5.35 – Estatística básica para a magnésio (mg/L) nos períodos amostrados nas águas dos poços estudados.....	113
Tabela 5.36 – Resumo dos estilos comportamentais definidos a partir das características dos indicadores de contaminação por efluentes domésticos, observados em alguns poços na área de estudo.	129
Tabela 5.37 – Resultados das análises químicas para íons principais (cálcio, magnésio, sódio e potássio) das amostras de águas de água coletadas nos poços Uma8 e M3, no bairro de Umarizal.	135
Tabela 5.38 – Tipos iônicos dominantes nas 5 campanhas de amostragem, além dos íons dominantes nos efluentes das fossas e nas águas não contaminadas da área do Aurá.	141
Tabela 5.39 – Composição química de efluentes de fossas domésticas em três lugares diferentes.	144
Tabela 5.40 – Comparação dos valores das composição isotópica, em delta por mil, das espécies nitrogenados (NO_3^- e NH_4^+) para as fontes de contaminação provenientes de dejetos domésticos e fertilizantes de acordo com a literatura. Composição isotópica nos poços Uma7 e Uma8 e dos teores de nitrato, amônio e cloreto.	153

Tabela 5.41 – Resultados de teores de C.O (%), M.O (%), pH em água, composição granulométrica, classificação de Shepard e análises qualitativa para identificar a ausência (A) ou presença (P) de gasolina ou diesel nos sedimentos coletados nas perfurações M1 e M2	172
Tabela 5.42 – Resultados de teores de C.O (%), M.O (%), pH em água, composição granulométrica, classificação de Shepard e análises qualitativa para identificar a ausência (A) ou presença (P) de gasolina ou diesel nos sedimentos coletados na perfuração M3	173
Tabela 5.43 – Resultados das análises químicas realizadas no mês de junho de 2001 de alguns indicadores de biodegradação nas águas de três poços cadastrados, posicionados fora das áreas críticas.....	176
Tabela 5.44 – Comportamento dos indicadores de biodegradação e resultado da análise qualitativa para gasolina e diesel na água do poço Uma31 (área crítica 1)	176
Tabela 5.45 - – Comportamento dos indicadores de biodegradação e resultado da análise qualitativa para gasolina e diesel na água do poço Uma48 (área crítica 1)	177
Tabela 5.46 – Comportamento dos indicadores de biodegradação e resultado da análise qualitativa para gasolina e diesel na água do poço M1 (área crítica 1).....	180
Tabela 5.47 – Comportamento dos indicadores de biodegradação e resultado da análise qualitativa para gasolina e diesel na água do poço M2 (área crítica 1).....	181
Tabela 5.48 – Comportamento dos indicadores de biodegradação e resultados das análises qualitativas para gasolina e diesel na água dos poços Uma49, Uma50 e Uma59 (área crítica 1)	180
Tabela 5.49 – Comportamento dos indicadores de biodegradação e resultados das análises qualitativas para gasolina e diesel na água dos poços Uma52, Uma8, Red21 (área crítica 2).....	182
Tabela 5.50 – Comportamento dos indicadores de biodegradação e resultados das análises qualitativas para gasolina e diesel na água do poço Naz25 e Naz39 (área crítica 3)	182

RESUMO

O trabalho avalia os impactos urbanos na qualidade das águas do aquífero Barreiras ocasionados, por componentes nitrogenados (nitrato e amônio) oriundos de esgotos domésticos e por compostos aromáticos (benzeno, tolueno, etilbenzeno e xilenos – BTEX) provenientes de vazamentos em tanques subterrâneos postos de combustível. O estudo foi desenvolvido numa área aproximada de 15Km², cobrindo os bairros do Reduto, Nazaré e Umarizal, na cidade de Belém/PA.

Os métodos utilizados consistiram em cadastramento de poços, análises e correlações de perfis litológicos, execução de 9 períodos de amostragem, análise de águas de poços para os diferentes parâmetros químicos e físico-químicos, além das interpretações dos resultados físico-químicos e químicos.

Na área de estudo, a zona não-saturada, tem espessura variando de 1 a 9m, estando condicionada a variações sazonais. Estudos mineralógicos de sedimentos coletados em poços de trado definiram um domínio de quartzo e, de forma mais subordinada, de caulinita. A análise granulométrica mostra que existe uma predominância das frações areia siltosa, silte arenosa e argila siltosa. Teste de infiltração indicou valor correspondendo a um material silte a silte arenoso. Sedimentos com essas características texturais, associados à capacidade de infiltração variada, composição mineralógica, nível estático raso e elevada carga de contaminantes, principalmente de fossas sépticas e ou rudimentares podem levar à contaminação dos aquíferos da área.

Os aquíferos identificados são correlacionados aos aquíferos do Grupo Barreiras, sendo definidos dois aquíferos principais. O primeiro, mais superficial, classificado como semilivre, e o segundo semiconfinado. Os níveis estáticos, por diversos motivos, não foram medidos durante a execução desse trabalho. Dessa forma, as medidas apresentadas correspondem àquelas feitas durante a época de perfurações dos poços, as quais variaram de menos de 1m, nas áreas de cotas topográficas mais baixas, até 11m nos poços localizados nas partes mais elevadas. Os dados da vulnerabilidade indicam que, em grande parte da área, o aquífero Barreiras apresenta risco de contaminação, na medida que sobre ele se concentram várias atividades potencialmente poluidoras.

A interpretação dos sentidos de fluxos, da área estudada, mostra que as principais linhas de fluxo estão preferencialmente orientadas para o centro da área, compreendida pelo bairro do Reduto e parte do bairro de Nazaré.

O comportamento global das variáveis mostrou que as características hidrogeoquímicas das águas estudadas estão diferenciadas se comparadas ao padrão regional. Os principais parâmetros que marcaram essa diferenciação foram a condutividade elétrica, cloreto, sódio, pH, amônio e nitrato. Ressalta-se que os teores de amônio e nitrato estão acima ou próximos ao limite de potabilidade vigente e que tais parâmetros são os principais indicadores da contaminação das águas por efluentes domésticos.

Na análise global, as correlações entre as variáveis, apresentou para o nitrato, uma correlação positiva com a condutividade elétrica e, de forma mais discreta com o cloreto, sódio, cálcio, sulfato e dureza. Para o amônio, observa-se uma correlação positiva com o cloreto e correlação negativa com o cálcio, sulfato, pH e dureza. Esse estudo permitiu indicar a condutividade elétrica, cloreto e cálcio como bons indicadores das contaminações. As análises fatoriais efetuadas vieram confirmar as principais observações obtidas no estudo de correlações.

O estudo estatístico por período de amostragem indicou que a sazonalidade regional está influenciando apenas de maneira secundária no comportamento químico das águas estudadas. O ligeiro enriquecimento de alguns componentes no período chuvoso pode ser explicado porque, nesse período, o nível freático eleva-se até próximo à superfície do solo, ficando mais próximo das fontes de contaminação. No estudo de correlação por período de amostragem, os resultados podem ser considerados, sem exceção, similares aos obtidos na análise de correlação feita com os dados globais.

A análise estatística para uma série de poços indicou que os poços, quando analisados individualmente, mostraram um comportamento relativamente homogêneo ao longo dos períodos. Mas quando comparados entre si, foi possível distinguir poços com valores sempre mais elevados daqueles com os valores menos elevados. No estudo dos comportamentos para nitrato e amônio, observou-se que os poços, quando analisados individualmente, tiveram comportamentos homogêneos. Por outro lado, o estudo conjunto dos poços permitiu a classificação de 4 estilos principais de comportamento para nitrato e amônio. O estilo 1 corresponderia a poços com valores altos de nitrato e baixos de amônio; o estilo 2 seria caracterizado por teores elevados tanto de amônio quanto de nitrato; o estilo 3 corresponderia a

poços com concentrações baixas a intermediárias de nitrato e teores altos a relativamente altos de amônio e, finalmente, o estilo 4 seria traduzido por teores mais baixos para o amônio, acompanhado por teores intermediários de nitrato. Esses estilos podem significar maior ou menor distância de fontes ativas de contaminação que seriam, portanto, os fatores preponderantes na caracterização hidrogeoquímica dos poços numa área urbana como a estudada.

A amostragem de água realizada em dois poços com menor espaçamento temporal constatarem, mais uma vez, a pouca influência da sazonalidade na caracterização hidroquímica dos poços estudados.

Para identificar os principais tipos de água, amostras representativas dos poços cadastrados foram plotadas nos diagramas de Piper. Os resultados mostraram uma tendência para que as amostras, independente do período de amostragem, ficassem concentradas nos tipos de fácies hidroquímicas sulfatadas cloretas cálcicas, cloretadas sódicas e nitradas cloretadas sódicas. Esses comportamentos refletem que as águas estão sendo fortemente afetadas por fatores antropogênicos em detrimento dos processos naturais.

A análise da distribuição espacial dos principais parâmetros mostrou que, para o nitrato, os teores mais elevados estão localizados na porção central e sul da área. O amônio apresentou uma relação inversa ao do nitrato, com teores mais elevados a noroeste e nordeste da área, diminuindo para o centro da área. O mapa de condutividade elétrica coincide, em boa parte, com o de nitrato, enquanto que o mapa de iso-teores de cloreto é, de uma maneira geral, semelhante ao do amônio. O mapa de iso-teores de pH não mostrou qualquer tendência de correlação com o nitrato. Essas correspondências espaciais coincidiram com as observações dos estudos de correlações.

No estudo sobre a contaminação das águas estudadas por gasolina/diesel, foi possível definir 3 áreas críticas. Nas águas dos poços com identificação qualitativa de diesel e/ou gasolina, o principal processo de biodegradação atuante, depois do aeróbio, parece ser o via nitrato.

ABSTRACT

The study evaluates the urban impacts in the groundwater quality of Barreiras aquifer, caused mainly by nitrogen compounds (nitrate and ammonium) from domestic sewage and aromatical composites (benzene, tolueno, ethylbenzeno and xylenes - BTEX), from underground fuel storage tanks of gasoline and diesel. The study was carried out on an area of 15 Km², in the quarters of the Reduto, Nazaré and Umarizal in city of Belém/PA.

The used methods included a cadastre of wells, analyses and stratigraphic well log correlations, execution of 9 periods of sampling, chemical analysis of water from and interpretation of results.

The unsaturated zone, in the study area, has thickness varying of 1 to 9m, being conditional to the seasonals variability. Mineralogical studies of sediments collected in drill rig wells had defined a domain of quartz and, of a more subordinated form, caulinite. The grain sized analysis show a predominance of the fractions silte sand, silte arenaceous and silte clay. Test of infiltration indicated value corresponding to a material silte to silte arenaceous. Sediments with these textures, associates to the varied infiltration capacity, mineralogic composition, water level flat and raised load of contaminants, of mainly septic and casspools, can lead to the contamination of the aquifers of the area.

The aquifers ones identified are correlated to the aquifers of the Barreiras Group, having been defined two main ones. First, the most superficial one, was classified as unconfined-leaky, and as the second aquifer one was characterized as confined-leaky. The water level, by diverse reasons, had not been measured during the execution of this work. In this case, the presented measures correspond to those done ones during the time of drilling of the wells, in which had varied of less of 1m, in the areas of lower topographical quotas, until 11m in the wells located in the more raised parts. Vulnerability data had established mainly that, to a large extent of the area, the Barreiras Aquifer presents contamination possibility, considering that the studied area is urban and, consequently, concentrate some potentially polluting activities.

The interpretation of the directions of groundwater flows, of the studied area, shows that the main lines of preferential flow are guided for the center of the area, containning the quarter of the Reduto and part of the Nazaré.

The global behavior of the variables shows that the hydrogeochemical characteristics of studied waters are differentiated, when compared with the regional standard. The main parameters that had marked this differentiation had been the electric conductivity, chloride, sodium, pH, ammonium and nitrate. It is stood out that the grades of ammonium and nitrate are above or very close to the limit to potability standards, and that such parameters are the main contamination indicators of waters by effluent domestic sewage.

The global analysis showed for nitrate a positive correlations with electric conductivity and a weak correlation with chloride, sodium, calcium, sulphate and hardness. For ammonium one observes a positive correlation with chloride and negative correlation with calcium, sulphate, pH and hardness. This study it allowed to indicate the conductivity, chloride and calcium as good pointers of the contaminations. The effected factorial analyses had come to confirm the main comments gotten in the study of correlations.

The statistical study by period of sampling, they indicate that the regional seasonality is influencing only in secondary way in the chemical behavior the studied waters. The slight enrichment, of some components, in the rainy period can be explained because, in this period, the groundwater level is raised until next to the ground , being next to the contamination sources. In the study of correlation by period of sampling, the results can be considered, without exception, similars to the gotten ones in the analysis of correlation made with the global data.

The statistical analysis for a series of wells had indicated that the wells, when analyzed individually, they had shown a relatively homogeneous behavior along the periods, but when compared between itself, it was possible to distinguish wells with values always raised from those with the raised values less. In the study of the behaviors for nitrate and ammonium, it was observed that the wells, when analyzed individually, they had homogeneous behaviors. On the other hand, the joint study of the wells it allowed to the classification of 4 main styles of behavior for nitrate and ammonium. Style 1 would correspond the wells with high values of nitrate and low values of ammonium; style 2 would be characterized by high values to nitrate and ammonium; style 3 would correspond the wells with low to intermediate concentrations the nitrate and high the relatively high ammonium grades and, finally, style 4 would be translated by lower grades for ammonium, followed for intermediate nitrate grades. These styles can mean greater or minor distance of active sources of contamination, that would be, therefore, the

preponderant factors in the hydrogeochemical characterization of the wells in an urban area as the studied one.

In two wells a more detailed water sampling was effected. These samplings had evidenced, one more time, to little influence of the seasonality in the hydrochemical characterization of the studied wells.

To identify the main types of waters, representative samples of the registered in cadastre wells had been located in the diagrams of Piper. The results had shown a trend, so that, the samples, independent of the period of sampling, to be concentrated in calcium chloride sulfate, cl sodium chloride and sodium nitrate chloride hydrochemical facies. These behaviors reflect that they are being strong affected for antropogenic factors, in detriment of natural processes.

The analysis of the space distribution, of the main parameters, showed that, for nitrate, the more raised grades are located in the central and south portion of the area. The ammonium presented an inverse relation to the one of nitrate, with more raised grade the northwest and northeast of the area, diminishing for the center of the area. The map of electric conductivity coincides, in good part, with the one of nitrate, while that the chloride iso-grade map is, in a general, similar way to the one it ammonium. The iso-grade map of pH did not show any trend of correlation with nitrate. These correspondences had coincided with the comments of the studies of correlations.

In the study of water contamination by gasoline/diesel, three critical areas were defined. The study finally suggests that, in regard to water samples with qualitative identification of diesel and or gasoline, the main biodegradation process, beside the aerobic one, seems to be of nitrate one.

1 – INTRODUÇÃO

1.1 - APRESENTAÇÃO

O presente trabalho foi desenvolvido nos três bairros centrais de Belém/Pa: Nazaré, Umarizal e Reduto, perfazendo cerca de 15Km². Esses bairros são caracterizados por apresentarem uma alta densidade populacional, fazerem uso do sistema de saneamento *in situ* e serem abastecidos por águas subterrâneas provenientes de aquíferos rasos, livres ou semiconfinados, principalmente nos condomínios residenciais. Na área, a rede de esgoto é antiga e atende apenas parte da população. Existe, ainda, uma quantidade expressiva de postos de revenda de combustíveis, com seus tanques subterrâneos armazenadores de álcool, diesel e gasolina. Esse quadro da área de estudo mostra, portanto, aspectos preocupantes em relação à possibilidade de contaminação dessas águas.

Na região de Belém, pesquisas sistemáticas para avaliar a contaminação das águas do aquífero Barreiras por atividades urbanas ainda são incipientes. Neste sentido, o trabalho ora apresentado, mostra em nível de detalhe, a magnitude de contaminação dessas águas por nitrato e amônia, oriundos de efluentes domésticos. Para isso, foi feito o monitoramento das águas dos poços tubulares residenciais cadastrados durante dois anos e meio. Por outro lado, para a avaliação da contaminação da gasolina e/ou diesel, definiram-se 3 áreas críticas, a partir das proximidades dos postos de revenda de combustíveis com os poços tubulares. Nessas áreas, foram realizadas análises qualitativas nas águas de alguns poços, como também em sedimentos, para identificar a presença de gasolina e diesel.

Assim, espera-se que os dados aqui obtidos direcionem para uma série de recomendações e alertas visando à proteção das águas subterrâneas.

1.2 – JUSTIFICATIVA E RELEVÂNCIA

Em áreas urbanas, o equilíbrio natural do meio ambiente tende a sofrer alterações relevantes, por aglomerar uma série de atividades de riscos, grande densidade populacional e devido ao subsolo ser usado tanto para depositar efluentes domésticos e/ou industriais como para captação de água subterrânea para abastecimento em geral. Desta forma, a água subterrânea que antes era considerada um bem protegido, passou a sofrer degradação no tocante a sua qualidade e

quantidade e, portanto, é atualmente, alvo crescente de preocupação. Dentre as principais consequências dessa forma de uso, destacam-se as altas concentrações de nitrato, provenientes do saneamento *in situ* ou do rompimento de redes de esgoto, freqüentes vazamentos de tanques subterrâneos armazenadores de gasolina/diesel e contaminações por solventes orgânicos sintéticos, desinfetantes e patógenos fecais. Esses episódios constituem-se, assim, em uma séria ameaça à qualidade da água potável de acordo com os padrões de potabilidade da Portaria 1469 (Brasil, 2000). Cabe ainda destacar que a recuperação das águas subterrâneas é bem mais difícil do que em águas superfícies, requerendo, em muitos casos, altos investimentos que nem sempre apresentam resultados satisfatórios.

A ameaça de deterioração da qualidade das águas subterrâneas se intensifica nas cidades densamente povoadas que fazem uso do sistema de saneamento *in situ* (fossas sépticas ou rudimentares) e são abastecidas, totais ou parcialmente, por águas subterrâneas provenientes de aquíferos rasos, livres ou semiconfinados. Dentre os contaminantes presentes nesse sistema de saneamento, destacam-se os compostos nitrogenados, principalmente o nitrato (NO_3^-) e o amônio (NH_4^+).

O nitrato (NO_3^-) é persistente, com grande mobilidade e não degrada facilmente em meio aeróbico; em teores acima de 10 mg/L N- L NO_3^- (aproximadamente 45 mg/L NO_3^-), pode causar doenças como metahemoglobinemia (*baby blue syndrome*) e câncer gástrico (USEPA, 1995). Pesquisas, ainda não conclusivas, tentam comprovar que concentrações elevadas de metahemoglobina no sangue de gestantes, ocasionadas pela ingestão de altas concentrações de nitrato, podem induzir a aborto espontâneo e má formação do feto, (Aschengrau et al. 1989). O amônio (NH_4^+), por outro lado, em altas concentrações já é um indicativo de que pode ocorrer uma oxidação para nitrato, aumentando assim os teores dessa substância no meio.

A ocorrência de contaminação de aquíferos por espécies nitrogenadas, proveniente de sistema sépticos e/ou de práticas inadequadas de saneamento, tem sido documentada por diversos trabalhos em vários países. Esses trabalhos, na sua maioria, quantificam e estudam o comportamento dessas espécies, correlacionando-as com outros constituintes químicos e com a densidade populacional ou, ainda, comparando os teores obtidos em áreas saneadas com os de áreas não saneadas. Dentre esses se destacam: Roberston (1979); Katz et al. (1980); Silver & Fielden (1980); Kanfi et al. (1983); Roberstson et al. (1991); Tinker Jr. (1991); Hantzsche & Finnemore (1992); Somasundaran et al. (1993); Ford & Tellam (1994); Chettri & Smith (1995);

Appleyard (1996); Pacheco & Cabrera (1997). Poucos trabalhos, entretanto, analisam com detalhe a evolução geoquímica dos efluentes em sistemas sépticos, que ocorre tanto na zona não saturada quanto na zona saturada e, principalmente, as transformações da série nitrogenada, em especial as questões associadas à desnitrificação (Trudell et al., 1986; Wilhelm et al., 1994; Wilhelm et al., 1996; Desimone & Howes, 1998). Estudos com uso de modelos numéricos, para simular os processos biogeoquímicos que ocorrem na pluma dos efluentes sépticos em aquíferos rasos têm sido limitados, devido ao nível de detalhe que os modelos exigem (Harmsen et al. 1991a,b; Lee et al. 1998; Macquarrie & Sudicky, 2001; Macquarrie et al. 2001).

No Brasil, existem vários estudos que abordam a contaminação de aquíferos por nitrato e amônio, provenientes de efluentes domésticos. Dentre esses, podem ser citados: Figueredo (1990); Cavalcante et al. (1990); Szikszay et al. (1990); Barcha (1992); Melo (1995); Melo et al. (1996) e Melo et al. (1998). Existem ainda trabalhos que começam a detalhar, principalmente através de experimentos de campo, o comportamento geoquímico da série nitrogenada, a exemplo de Monteiro (1997) e Varnier (2001).

Em Belém, a maioria dos trabalhos relacionados com as águas subterrâneas avaliou, principalmente, a sua qualidade através dos parâmetros físico-químicos e bacteriológicos (Braz, 1985; Meneses, 1985; Vilhena, 1991; Sauma Filho, 1996). Pesquisas específicas a respeito da contaminação dos aquíferos rasos (Quaternário e Barreiras) por nitrogênio, com programa de monitoramento, são ainda bastante restritas (Lima, 2000; Gaspar, 2001).

No Brasil, aproximadamente 40% da população ou utiliza o sistema de saneamento *in situ* para depositar seus excrementos ou não possui qualquer sistema de saneamento (Varnier & Hirata, 2000). Tal situação conduz à deposição inadequada dos efluentes líquidos, muitas vezes, diretamente no aquífero (fossas negras escavadas até o nível freático). Esse tipo de prática de deposição dos efluentes domésticos é mais agravante em favelas, dada a grande concentração de fossas negras, bem próximas aos poços ou cacimbas. Entretanto, esse problema de inter-relação FOSSA X POÇO não se restringe apenas às favelas, uma vez que, cerca de 20% da população do país utiliza poços próprios para seu abastecimento e somente 35% estão conectadas devidamente à rede de esgoto (Varnier, 2001).

De acordo com o censo demográfico do IBGE (2000), em Belém, de um total de 429.597 domicílios particulares, somente 84.479 deles, o que corresponde a 19,7% do total, são permanentemente atendidos por rede geral de esgoto/pluvial. Por sua vez, 313.048 domicílios são

atendidos por fossas sépticas, rudimentares ou valas, o que em termos percentuais representam 72,87% do total dos domicílios levantados. Salienta-se que o referido censo não especifica onde os efluentes dessas fossas são acomodados, entretanto, o censo de 1991 alertava que os efluentes das fossas sépticas ou eram ligados à rede de água pluvial ou não dispunham de escoadouros, tendo, certamente, seus efluentes direcionados a sumidouros, infiltrando-se no solo.

Aliado à forma inadequada de deposição e tratamento de efluentes, grande parcela dos condomínios residenciais de Belém e da população da periferia utiliza poços próprios para seu abastecimento. Esses são construídos, geralmente, nos aquíferos Pós-Barreiras e Barreiras, os quais, na sua grande extensão, são de natureza livre a semiconfinado, sendo portanto mais vulneráveis à contaminação. Além desse aspecto, os poços são, na maioria das vezes, locados sem levar em consideração a proximidade das fossas sépticas ou rudimentares.

Assim sendo, devido à falta de uma política de planejamento urbano para a proteção das águas subterrâneas, no início da década de 90, os aquíferos rasos (Quaternário e Barreiras) já mostravam evidências de contaminação por nitrato (Vilhena, 1991), em poços de abastecimento nos vários bairros de Belém, atingindo valores de até 61 mg/L, ou seja, bem acima do valor máximo permitido da Portaria 1.469 do Ministério da Saúde de 2000, que é 45mg/L. Mais recentemente, na bacia do Tucunduba, na periferia de Belém, os poços rasos cadastrados indicaram a presença de amônio em teores extremamente elevados, chegando a 18,65 mg/L, estando portanto acima do valor máximo estabelecido pela citada Portaria, que é 1,9 mg/L (Souza & Cabral, 2002). Em nível regional, a situação de degradação da qualidade dessas águas não é diferente, a julgar pelos dados levantados por Amorim (2000), Araújo (2001) e pelo PEHRMB (2001) na Região Metropolitana de Belém e arredores, com os teores de nitrato e amônio acima ou próximos ao padrão de potabilidade da referida Portaria.

Um outro ponto que merece ressalva está relacionado aos tanques de armazenamento subterrâneo de combustíveis (TASC) nos postos de vendas, por configurarem, atualmente, uma das principais fontes de contaminação das águas subterrâneas. Para quantificar a magnitude do problema, a Agência de Proteção Ambiental Norte - Americana (EPA) estima que existem mais de 1,5 milhões de tanques subterrâneos de armazenamento de combustíveis nos Estados Unidos, sendo que desses, 400.000 já foram substituídos ou adaptados às legislações federais que entraram em vigor em 1998. Ainda em função destas legislações, mais de 250.000 casos de vazamentos já foram identificados e mais de 97.000 remediações executadas. Semanalmente,

mais de 1.000 vazamentos estão sendo detectados em todo o território norte-americano (Bratberg & Hopkins, 1995).

No Brasil, só no estado de São Paulo, segundo Hassuda & Maximiano (1999) até o ano de 1998, foram registrados 276 casos de vazamentos de combustíveis provenientes de TASC.

Dentre as substâncias existentes nestes tanques, a gasolina merece destaque, seja pela quantidade envolvida seja pela periculosidade verificada pela liberação dos compostos monoaromáticos BTEX (benzeno, tolueno, etil-benzeno e xilenos) ao entrar em contato com a água subterrânea.

Nos casos de vazamentos nos tanques, a gasolina derramada, contendo mais de uma centena de componentes, é pouco solúvel em água e, inicialmente, estará presente no subsolo como líquido de fase não aquosa (NAPL). Sua dissolução parcial se dá somente quando entra em contato com a água. Os hidrocarbonetos monoaromáticos (benzeno, tolueno, etilbenzeno e os três xilenos orto, meta e para), chamados compostos BTEX, são os constituintes da gasolina que têm maior solubilidade em água e, portanto, são os primeiros contaminantes que irão atingir o lençol freático (Corseuil, 1992).

Os contaminantes supracitados são considerados substâncias perigosas por afetarem o sistema nervoso central e por causarem leucemia, quando nos casos de exposições crônicas. Dentre os BTEX, o benzeno é considerado o mais tóxico e solúvel na água, com valor máximo permitido de 5µg/l, segundo a Portaria 1.469 do Ministério da Saúde de 2000.

Em nível mundial, a contaminação de água subterrânea por vazamentos dos tanques de armazenamentos de combustíveis vem sendo tratada extensivamente. Os pesquisadores têm procurado descrever os processos de transporte de contaminantes não-aquosos no solo (Mackay et al., 1985; Hillel, 1988; Hunt et al., 1988; Domenico & Schwartz, 1990; Little et al., 1992).

No Brasil, estudos relacionados a esse tipo de contaminação de aquíferos, ainda estão nos estágios iniciais. Dentre os precursores do assunto podem-se citar Oliveira et al. (1990); Corseuil et al. (1996) Corseuil & Marins (1997); Fernandes (1997) e Bicalho (1997).

Em Belém, apesar desta atividade ser bastante numerosa e de haver vários casos notificados junto aos órgãos ambientais, as pesquisas científicas sob o tema, só agora, começam a despontar, como exemplo cita-se a avaliação preliminar dos riscos de contaminação do aquífero livre por vazamentos em TSAC, desenvolvido por Siqueira (2000).

Com relação à contaminação das águas subterrâneas por tanques subterrâneos nos postos de revendas, o quadro é semelhante ao apresentado para o nitrato e/ou amônio. Nos anos 90 três ocorrências desta forma de contaminação foram constatadas em Belém, inclusive com divulgação pela imprensa local. Um primeiro caso consistiu de indícios de “gasolina” em poços condominiais dos edifícios Mirra e Incenso, no bairro de Nazaré. A segunda ocorrência foi relacionada com o vazamento em um dos tanques do posto de gasolina, localizado na rua Cesário Alvim no bairro da Cidade Velha, que foi notificado, em 1994, pela Secretaria Executiva de Ciências, Tecnologia e Meio Ambiente (SECTAM). Em decorrência desse vazamento houve a contaminação do poço da residência vizinha a esse posto. O terceiro problema foi provocado no tanque de armazenamento de gasolina em um posto de revenda do produto. Nesse caso houve vazamento de gasolina para o sistema de esgoto em área limítrofe dos bairros do Umarizal e Reduto.

Mais recentemente, no segundo semestre de 2000, durante o trabalho de levantamento e coletas de dados para esta tese, foi constatada uma possível contaminação por combustíveis no Condomínio Residencial Olympus, no bairro do Umarizal. Em visita ao citado condomínio recebeu-se a informação de que três poços, num total de 7, apresentavam odor semelhante a combustível. Os moradores já tinham comunicado o caso a Secretaria de Ciências e Tecnologia - SECTAM, para as devidas providências. Cabe destacar que as informações obtidas através dos dados cadastrais da SECTAM e análise das condições de funcionamento dos tanques de combustível nos postos revendedores de Belém, efetuados por Siqueira (2000), indicam que no universo de 196 tanques subterrâneos armazenadores de combustíveis 34% dos tanques encontram-se com idade superior à máxima recomendada para a sua utilização, que é de aproximadamente 15 anos. Verificou-se ainda que 83% dos tanques possuem equipamentos de detecção de baixa precisão e/ou ausência dos dispositivos de contenção de vazamentos.

Os resultados acima referidos permitem dizer que os riscos de contaminação do aquífero livre, devido a eventuais vazamentos nos tanques, são consideráveis. Soma-se a esses dados, o fato da profundidade média de instalação dos tanques ser de aproximadamente 4 metros. Assim sendo, em muitos pontos de Belém, esses tanques encontram-se bastante próximos do lençol freático, cuja profundidade em alguns locais é de 2,80 metros (período seco).

A existência de diversos casos de contaminação dessas águas subterrâneas por nitrato/amônio e gasolina atesta a gravidade do problema, associada com a pequena quantidade

de pesquisas sistemáticas. Constata-se, então, a necessidade de estudo mais detalhado para avaliar o grau de comprometimento da qualidade destas águas frente às atividades em questão.

Com esses propósitos, foram selecionados três bairros centrais de Belém, por contarem com numerosos postos de revenda de gasolina e também por apresentarem grande concentração de condomínios residenciais, os quais, na sua grande maioria, fazem uso tanto da água subterrânea oriunda dos aquíferos rasos (aquífero Barreiras) como utilizam fossas sépticas para depositarem seus efluentes domésticos. Para esse estudo, foram cadastrados poços residenciais e postos de revenda de combustíveis. Foram feitas, ainda, as análises dos diversos parâmetros físico-químicos nas águas dos poços cadastrados, a caracterização mineralógica e granulométrica da zona não saturada e as análises isotópicas, além de análise qualitativa para identificar a presença de gasolina e/ou diesel nas águas e nos sedimentos Barreiras.

1.3 – OBJETIVOS

Em vista da importância das águas subterrâneas, este trabalho tem como objetivo principal avaliar a magnitude dos impactos urbanos na qualidade das águas do aquífero Barreiras ocasionado, principalmente, pelo uso do sistema de saneamento *in situ*, como também pelo armazenamento de gasolina e/ou diesel em tanques subterrâneos em postos de revenda.

Como objetivos específicos poder ser citados os seguintes:

- Definir a estrutura hidrogeológica do aquífero Barreiras na área, utilizando perfis de poços tubulares cadastrados;
- Determinar a concentração dos componentes nitrogenados (NH_4^+ , NO_2^- , NO_3^-), sólidos dissolvidos, íons principais (SO_4^{2-} , Cl^- , HCO_3^- , Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ , Na^+) e dos parâmetros físico-químicos (pH e condutividade elétrica), visando a caracterização hidrogeoquímica dos períodos de amostragem;
- Tratamento estatístico das variáveis analisadas, visando determinar os fatores que controlam o comportamento das mesmas;
- Verificar a influência dos efluentes domésticos nas águas estudadas mediante o acompanhamento da evolução dos indicadores típicos desta contaminação (NH_4^+ , NO_3^- , Cl^- , Na^+ , CE e pH);
- Delimitar áreas críticas para a contaminação da gasolina;

- Determinar qualitativamente a presença de gasolina ou diesel nas águas e sedimentos Barreiras;
- Observar o comportamento dos parâmetros indicadores da biodegradação ($(\text{NH}_4^+, \text{NO}_3^-, \text{HCO}_3^-, \text{SO}_4^{2-}$ e CO_2 livre) nas águas dos poços contaminados por gasolina e/ou diesel)).

1.4 – LOCALIZAÇÃO E CONSIDERAÇÕES DA ÁREA DE ESTUDO

Para o desenvolvimento do trabalho, foram selecionados três bairros centrais da cidade de Belém: Reduto, Nazaré e Umarizal, totalizando cerca de 15 Km². Estes bairros estão, em parte, localizados próximos a igarapés que cortam a cidade, como por exemplo, os igarapés das Armas e do Reduto. Salienta-se que os igarapés são feições hidrográficas marcantes da cidade e que com o expansão e desenvolvimento urbano, foram transformados em “esgotos a céu aberto”, recebendo efluentes domésticos e industriais sem nenhum tratamento prévio.

Na escolha destes bairros, levou-se em consideração vários fatores que poderiam caracterizar e/ou relacionar melhor os tipos de contaminações em estudo. Dentre os fatores, podem ser citados a grande densidade populacional e a alta concentração de condomínios residenciais de classe média. Esses condomínios, em geral, utilizam águas subterrâneas proveniente do aquífero Barreiras e, na maioria dos casos, fazem uso sistema de saneamento *in situ*. Parte da área estudada possui uma rede de esgoto antiga e apresenta, ainda, uma quantidade expressiva de postos de revenda de gasolina/diesel/álcool.

De acordo com os dados da Tabela (1.1) a população desses bairros é de 55.769 habitantes (IBGE, 2000), sendo o bairro do Reduto o de menor densidade demográfica (em torno de 8.000 hab/km²) e de Nazaré, o mais densamente habitado (cerca de 12.000 hab/Km²). Quanto à cobertura da rede de esgoto público, os bairros do Reduto e Nazaré (mapa em Anexo L) são os melhores assistidos, enquanto que as fossas sépticas são mais comuns no bairro de Umarizal, com cerca de 2.880 domicílios atendidos por esse sistema de saneamento, conforme o censo de 2000. A Tabela (1.1) mostra, também, a distribuição populacional em Belém e em cada bairro estudado, além dos números de fossas sépticas/rudimentares, quantidade de domicílios ligados à rede geral de esgoto ou pluvial e forma de abastecimento de água. Observa-se, portanto, que o bairro de Nazaré é o que apresenta maior número de poços.

Tabela 1.1 - Caracterização dos domicílios particulares, formas de abastecimento de água, população, área e densidade populacional de Belém e dos bairros de Nazaré, Reduto e Umarizal (fonte: IBGE, 2000).

Belém e Bairros	Domicílios particulares										População	Área	Densidade		
	Total	Tinham banheiro ou sanitário							Formas de abastecimento d'água						
		Total	Tipo de esgotamento sanitário						Rede geral	Poços				Outros	
			Rede geral de esgoto ou pluvial	Fossa séptica	Fossa rudimentar	Vala	Rio, lago ou mar	Outro escoadouro							Não tinham banheiro nem sanitário
Belém	429.597	406.882	84.479	233.162	53.345	26.541	5.026	4.329	22.715	266.266	139.366	23.965	1.858804	449,98	4.140
Nazaré	5.256	5.252	4.270	961	20	-	-	1	4	3.395	1.854	7	18.706	1,50	12.467
Reduto	1.863	1.862	1.779	82	1	-	-	-	1	1.630	228	5	6.998	0,81	8.849
Umarizal	7.501	7.478	4.592	2.351	243	286	4	2	23	7.729	738	11	30.064	2,65	11.344

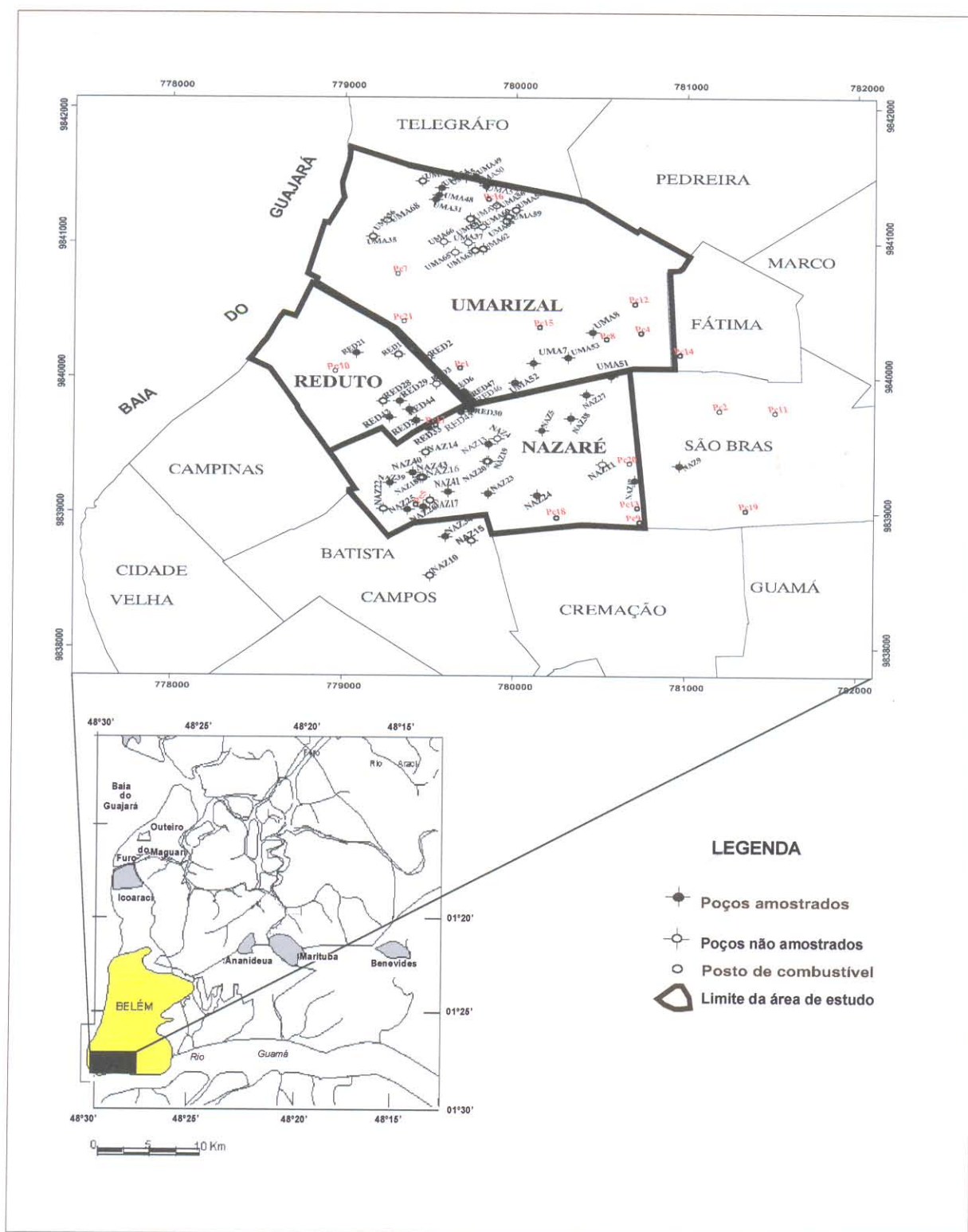


Figura 1.1 – Área de estudo e localizações dos poços tubulares cadastrados e dos postos de revenda de combustíveis

Com relação ao número de postos de venda de gasolina/diesel/álcool, o mapa (Anexo M) mostra a distribuição na área, com um total de 16 postos, sendo que 5 desses estão comprovadamente próximos a poços de captação de água.

A Figura (1.1) mostra a área de estudo com as localizações dos poços tubulares cadastrados e dos postos de venda de combustíveis.

2 – CONDICIONAMENTOS FÍSICOS REGIONAIS

2.1 – CLIMA

Segundo a classificação de Köppen, o clima de Belém é do tipo “Afi” (A - clima tropical chuvoso, com a temperatura média do mês mais frio sendo superior a 18⁰ C; f - ocorrência de chuva durante todo o ano, condicionando o tipo de vegetação conhecida como selva tropical; i: o clima não conhece variação estacional sensível, dado que a oscilação anual de temperatura é inferior a 5⁰ C).

A Tabela 2.1 mostra as médias climáticas do período entre 1961 e 1990, medidas na estação de Belém/INMET (2000). Pode-se dizer que a região de Belém apresenta uma temperatura média anual em torno de 26⁰ C, sendo janeiro e abril os meses mais quentes, com temperaturas médias em torno de 26,6 e 26,7, respectivamente .

A precipitação pluviométrica, de 1961 a 1990, mostra uma média anual em torno de 2893mm, sendo que o período chuvoso vai de dezembro a maio, atingindo as maiores taxas de precipitações em março, com valores de até 438mm. No período menos chuvoso, que vai de junho a novembro, a precipitação encontra-se abaixo de 115mm, durante o mês de novembro. A Tabela 2.1 e Figura 2.1 mostram a distribuição dos totais pluviométricos mensais para a região de Belém

2.1.1 - Balanço hídrico

A metodologia utilizada para o cálculo do balanço hídrico foi de Thornthwaite & Mather (1955), baseando-se em 3 elementos climáticos: precipitação pluviométrica, temperatura e evapotranspiração potencial. A precipitação e a temperatura foram obtidas dos dados da INMET (2000), enquanto a evapotranspiração potencial foi calculado pelo método de Thornthwaite & Mather (1955), mediante a aplicação da seguinte fórmula:

$$ETP = 16(10T/I)^a K$$

onde, T é a temperatura média mensal em °C, I é índice térmico, K é um fator de correção que depende da latitude.

O índice térmico é obtido através da expressão:

$$I = \sum_{i=1}^{12} I_i$$

onde, $I = (T/5)^{1,5}$

sendo T a temperatura média de cada mês do ano; I um índice de calor, correspondendo à soma de 12 índices mensais.

O termo a é obtido em função do índice térmico

$$a = 0,675 \cdot 10^{-6} + 0,771 \cdot 10^{-4} I^2 + 1,792 \cdot 10^{-2} I + 0,4$$

A evapotranspiração real (ETR) foi calculada pelo método Thornthwaite & Mather. (1955), com base nos valores de precipitação para o período considerado e da evapotranspiração calculada.

A Tabela (2.1) apresenta os dados das médias mensais anuais, da temperatura, precipitação pluviométrica, evapotranspiração potencial (ETR) calculada e o balanço hídrico para o período de 1960-1990 para região de Belém. A Figura (2.1) ilustra esse balanço com ganhos e perdas constantes no ciclo hidrológico e, por conseguinte, estimar a recarga subterrânea da região.

Esse balanço hídrico evidencia um excedente hídrico para o período de janeiro até julho, continuando em setembro, e depois em dezembro. De outubro a novembro ocorre retiradas de água, ocasionando assim uma deficiência hídrica. A partir de novembro passa a haver reposição e, em dezembro, um excedente.

As chuvas que caem sobre o solo se dividem em três componentes: escoamento superficial, evapotranspiração e infiltração. Assim, a expressão geral do balanço hídrico é o somatório desses três componentes, entretanto, em aquíferos livres, o escoamento superficial, em geral, é insignificante por conta da morfologia do solo (Vasconcelos, 1994). Desse modo, a parte que efetivamente se infiltra no solo e que irá alimentar o aquífero é calculada por diferença a partir da precipitação e da evapotranspiração real (Vasconcelos, 1994).

Na região de Belém, a infiltração anual média é de 1322mm, correspondendo a 45,7% da precipitação média. Salienta-se que esses valores encontrados são apenas indicativos de ordem de grandeza, uma vez que, a evapotranspiração potencial e reserva de água no solo foram obtidas de fórmulas empíricas e de valor tabelado, respectivamente. Além disso, o solo em zona urbana está, na sua quase totalidade, impermeabilizado, o que poderá diminuir a infiltração eficaz e modificar o caráter do fluxo subterrâneo, afetando desta maneira a recarga de água, e, conseqüentemente, o

processo de diluição, tão importante na diminuição da concentração do nitrato. É importante destacar que os aquíferos livres ou semiconfinados, localizados em área urbana, recebem também recarga dos vazamentos das tubulações de suprimento d'água e descargas de efluentes de fossas e sumidouros.

Tabela – 2.1 – Balanço Hídrico para região de Belém, segundo Thornthwaite & Mather, a partir das médias mensais de precipitação e temperatura do período de 1961 a 1990.

MESES	T	ETP	P	Saldo	NA	ARM	ALT	ETR	DEF	EXC
Janeiro	26,6	140	367	227	0	125	0	140	0	227
Fevereiro	24,5	96	418	322	0	125	0	96	0	322
Março	25,5	125	436	311	0	125	0	125	0	311
Abril	26,7	139	360	221	0	125	0	139	0	221
Maio	25,9	134	304	170	0	125	0	134	0	170
Junho	25,9	130	140	10	0	125	0	130	0	10
Julho	25,8	134	152	18	0	125	0	134	0	18
Agosto	26,0	134	131	-3	3	122	-3	134	0	0
Setembro	26,1	130	141	11	0	125	3	130	0	8
Outubro	26,4	140	116	-24	24	102	-23	139	1	0
Novembro	26,4	136	112	-24	48	84	-18	130	6	0
Dezembro	26,1	140	216	76	0	125	41	140	0	35
Média	26,0	1578	2893	1315	-	-	0	1571	7	1322

T = Temperatura (°C)	ETP = Evapotranspiração potencial (mm)	P = Precipitação pluviométrica (mm)
SALDO = p – ETP (mm)	NA = Negativo acumulado (mm)	ARM. = Armazenamento de água Disponível (mm)
ALT. = Alteração	ETR = Evapotranspiração real (mm)	DEF. = Déficit hídrico (mm)
EXC = Excedente hídrico (mm)	Retenção hídrica: 125mm	

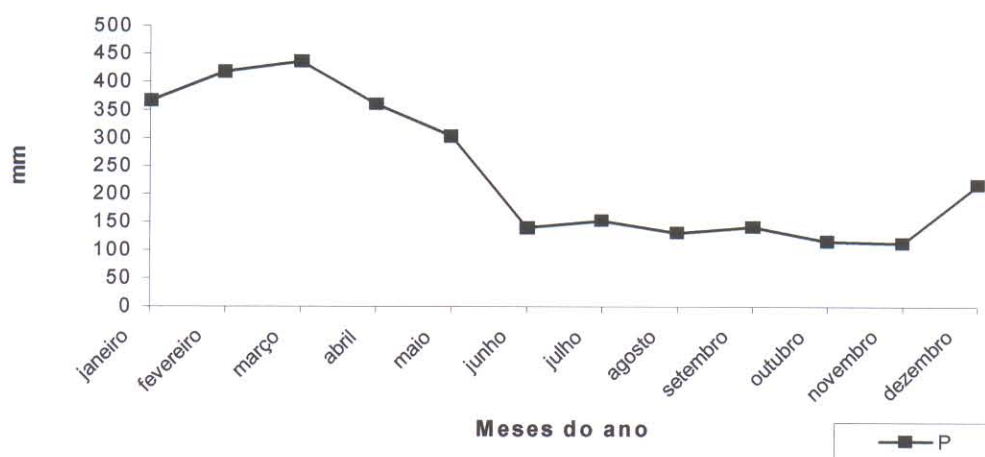


Figura 2.1. Médias pluviométricas mensais (P) para região de Belém no período de 1961 a 1990) (INMET, 2000).

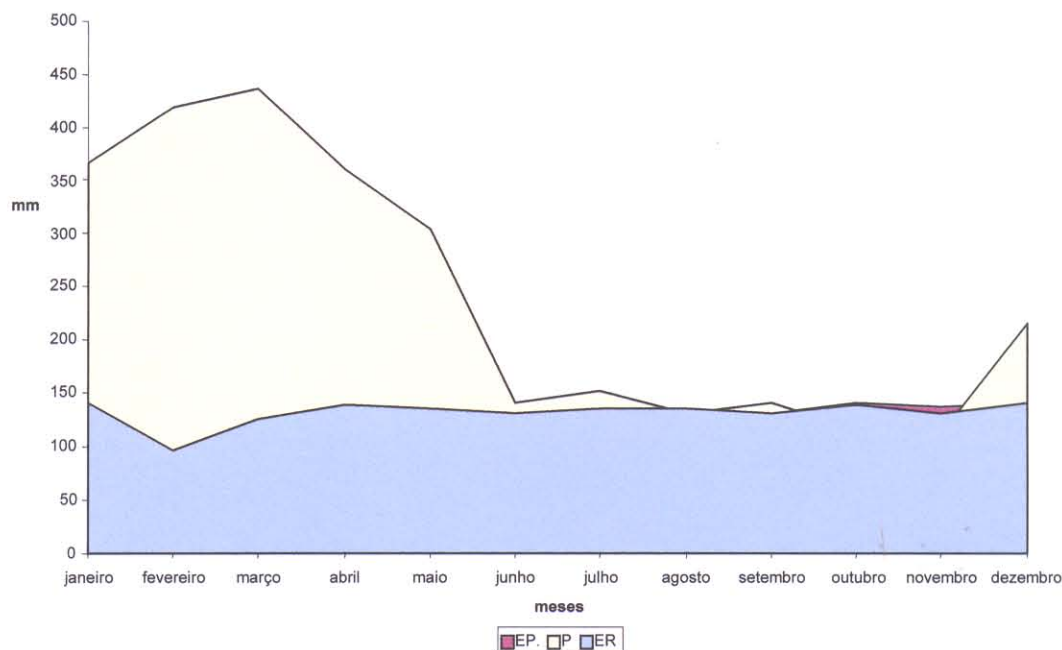


Figura 2.2 - Balanço Hídrico para região de Belém, segundo Thornthwaite, a partir das médias mensais de precipitação e temperatura do período de 1961 a 1990. EP (Evapotranspiração potencial – mm); p (Precipitação) e ER (Evapotranspiração real mm).

2.2 – GEOLOGIA REGIONAL

O arcabouço geológico da região de Belém é caracterizado, predominantemente, por sedimentos cenozóicos, representados pela Formação Pirabas, Barreiras, Pós – Barreiras e sedimentos holocênicos (Figura 2.3).

A Formação Pirabas é constituída, predominantemente, por rochas carbonáticas de idade Oligo-Miocênica. Está posicionada, na região, a partir de 100 metros de profundidade, conforme dados observados em poços profundos. O contanto superior desta Formação com os sedimentos do Grupo Barreiras, de idade Pleito-Miocênica, não é bem definido. Alguns autores admitem como discordantes (Francisco & Ferreira, 1988) e outros como concordantes (Góes & Truchenbrodt, 1980) ou ainda, com interdigitação faciológica (Rossetti, 1988; Rossetti et al. 1990). Estudos realizados por Arai et al. (1988), baseados em dados palinológicos, confirmam o caráter concordante defendido por Góes & Truchenbrodt (1980).

Os sedimentos do Grupo Barreiras ocorrem na Região Metropolitana de Belém, em afloramentos ou em profundidade. Têm sido alvo de diversos estudos de caráter

litoestratigráficos, palinológicos e intempéricos (Ackermann, 1969; Góes & Truckenbrodt, 1980; Góes, 1981; Borges & Angélica, 1986; Rossetti et al. 1989; Costa et al., 1991, Costa, 1991 e Farias et al. 1992). O Grupo Barreiras é constituído por sedimentos argilosos, arenosos a conglomeráticos, de coloração amarelada a alaranjada, sendo freqüentes níveis de arenitos ferruginosos, pouco consolidados. São comuns, nos sedimentos Barreiras, estratificação horizontal à cruzada de diferentes escalas. Apresentam ainda, conteúdo fossilífero vegetal (folhas, galhos e raízes) e animal (tubos de “ophiomorphas”), além de outras estruturas, possivelmente tectogênicas, como microfraturas, microfalhas e, localmente, feições grosseiramente romboédricas. Esses sedimentos comumente encontram-se lateritizados.

Com relação aos aspectos paleoambientais, os sedimentos Barreiras apresentam influência marinha na porção mais distal e a influência de águas continentais, através da presença de restos de algas de água doce (Arai et al. 1988). Essas considerações estão de acordo com o modelo proposto por Rossetti (1988), que considerou um modelo de deposição em leques aluviais – planície de areia – planície de lama, tendo provável influência de marés na porção mais distal do sistema.

O contato desse Grupo com os sedimentos do Pós-Barreiras é marcado por uma superfície erosiva caracterizada por nível de seixos sub-arredondados e angulosos de quartzo leitoso (Farias et al., 1992).

Os sedimentos Pós-Barreiras foram estudados, principalmente, por Silva & Loewenstein (1968); Sá (1969); Borges & Angélica (1986); Rossetti et al. (1989); Costa et al. (1991); e Farias et al. (1992). Trata-se de sedimentos inconsolidados, predominantemente arenosos, que variam de creme amarelado, amarelo-alaranjado a totalmente branco, granulometria variando de fina a média e sem estrutura sedimentar aparente. Contém seixos milimétricos de quartzo leitoso, dispostos caoticamente, bem como concreções ferruginizadas. É observado, localmente, estrutura de dissipação de dunas. Ressalta-se que Costa (2001) posicionou os sedimentos Barreiras e Pós-Barreiras em uma única unidade litológica, tendo por base, principalmente, as características geotécnicas.

O topo da coluna estratigráfica da Região Metropolitana de Belém é constituído por Sedimentos Holocênicos. Esses sedimentos estão representados por sedimentos aluvionares atuais e sub-atuais, situados sobretudo na faixa litorânea, vales de rios e igarapés que drenam a área. São sedimentos constituídos de areias, siltes e argilas. As argilas estão bioturbadas,

apresentam restos de vegetais e ocorrem intercaladas a siltes e areias finas de espessura variada (Farias et al. 1992).

ERA	PERÍODO	ÉPOCA	UNIDADE	PROF.	DESCRIÇÃO RESUMIDA
C E N O Z O I C A	Q	Holoceno	Sedimentos Inconsolidados	0	Areias quartzosas com matéria orgânica, argilas e siltes distribuídos na faixa litorânea, leitos de rios, igarapés e manguezais.
	U				
	A	Pleistoceno	Pós-Barreiras	a	Sedimentos inconsolidados constituídos por areias de cores creme-amareladas, amarelo-alaranjadas e brancas, com alguma fração argila, granulometria fina a média, bem selecionada, por vezes bioturbadas, com grãos milimétricos dispersos de quartzo leitoso. Sem estrutura sedimentar aparente com blocos de formas e tamanhos variados de arenito ferruginizados associados.
	T			40m –	
	É			50m	
	R				
	N	Pleistoceno/ Mioceno	Grupo Barreiras		Sedimentos siliciclásticos representados por argilitos, multicoloridos e arenitos amarelados-avermelhados, comumente ferruginizados, portadores de tubos de “ophiomorphas” e estratificações. Ocasionalmente, conglomerados e blocos de formas e tamanhos variados de arenitos ferruginizados.
	Á			0	
	R			a	
	I			100m –	
	O			150m	
	T				
E R I O	E	Mioceno/ Oligoceno	Formação Pirabas	Entre	Areia argilosa cinza escura, grossa a microconglomerática, sub-angular com grãos arredondados a sub-arredondados. Macro e microfósseis (foraminíferos), briozoários, moluscos, corais, fragmentos diversos, etc.
	R			76	
	I			a	
	O			100m – 120m	

Figura 2.3 – Coluna estratigráfica da Região Metropolitana de Belém, segundo Farias et al. (1992) modificado de Pinheiro (1987). (Prof. – Profundidade).

2.3 – HIDROGEOLOGIA REGIONAL

Os sedimentos tércio-quaternários que compõem o arcabouço geológico da região de Belém e adjacências, anteriormente caracterizados, guardam três sistemas aquíferos: Pós-Barreiras, Barreiras e Pirabas, sendo associados às unidades geológicas homônimas

(Seicom/Pará, 1995; Sauma Filho, 1996 e PEHRMB, 2001). Esses sistemas vêm sendo explotados para o abastecimento público, industrial e por particular, com poços escavados ou tubulares. Esses últimos variando de 12 metros até 280 metros de profundidade.

Os aquíferos Pós-Barreiras estão situados próximos à superfície do terreno, sendo constituídos de sedimentos areno-argilosos, possivelmente de material desagregado do Grupo Barreiras. Têm pequena distribuição espacial e potencialidade hidrogeológica fraca com vazões em torno de 1 a 3 m³/h (PEHRMB, 2001).

As características hidrodinâmicas dos aquíferos Pós-Barreiras indicam capacidade específica de 2,41 (m³/h)/m com 8 horas de bombeamento contínuo (Seicom/Pará, 1995), enquanto que o nível estático varia de 3 m – 6 m. Segundo os dados do PEHRMB (2001), esses aquíferos são livres e sua recarga se dá diretamente através das precipitações pluviométricas e processos urbanos (vazamento da rede de abastecimento de água e de esgoto). Devido suas constituições litológicas e sua proximidade da superfície, apresentam grande vulnerabilidade à contaminação, principalmente por fossas, derivados de petróleo (combustíveis, óleos e graxas) e outras substâncias tóxicas. Esses aquíferos são utilizados nas áreas não atendidas pelo abastecimento público (“invasões”), sendo explotados através de poços escavados.

Os aquíferos do Grupo Barreiras são os mais explotados na Região Metropolitana de Belém, principalmente por condomínios residenciais. São constituídos de areias finas a médias, às vezes grossas, conglomeráticas, quartzosas, com intercalações de níveis argilosos. Exibem, também, níveis lateríticos intercalados nas areias e argilas. Esses aquíferos apresentam distribuição espacial irregular e variações significativas em profundidade, espessura, continuidade lateral e características hidrodinâmicas. Sua espessura varia de 10 metros a mais de 60 metros, enquanto que a profundidade máxima situa-se em torno de 100 metros. Os poços completados nesses aquíferos fornecem água com vazões, em torno de 20 a 80 m³/hora, bem maiores do que os aquíferos do Pós-Barreiras, sendo portanto, de potencialidade hidrogeológica média (PEHRMB, 2001). Em geral, são aquíferos de natureza livre e semi-livre, podendo, localmente, serem confinados. A recarga se dá por contribuição das camadas sobrepostas ou através da precipitação nas áreas em que estão aflorando, além da contribuição da recarga urbana.

A Tabela (2.2) mostra dados de capacidade específica, nível estático e profundidade em poços dos sistemas aquíferos do Grupo Barreiras. Observa-se que a profundidade do nível

estático varia de menos de 1 até 24 metros, enquanto os valores de capacidade específica oscilam de 2 ($\text{m}^3/\text{h}/\text{m}$) para 24 horas de bombeamento (Seicom/Pará, 1995).

Os aquíferos Pirabas são constituídos por areia e arenitos, de granulação fina a grossa e por seixos arredondados a subarredondados de quartzo. Estão intercalados com argilas, margas e argilitos. Sua profundidade situa-se em geral a partir de 100 metros, fato que os tornam naturalmente pouco vulneráveis à contaminação. O potencial desses aquíferos em sua porção mais superior é moderado, contudo, podem-se esperar boas vazões, principalmente nos arenitos mais grosseiros. Nos níveis que ocorrem abaixo de 180m, constituem excelentes aquíferos, com vazões da ordem de até $300\text{m}^3/\text{h}$ (PERHMB, 2001). A utilização dos aquíferos Pirabas está restrita à Companhia de Saneamento do Pará (COSANPA) e a algumas empresas.

A Tabela (2.3) mostra que a profundidade do nível estático dos aquíferos Pirabas está variando entre 1,89 e 21 metros. A capacidade específica varia de 11,48 a 32,34 ($\text{m}^3/\text{h}/\text{m}$) para 24 horas de bombeamento contínuo, que são valores bastante elevados se comparados aos aquíferos Barreiras. Com uma quantidade maior de poços cadastrados na Região Metropolitana de Belém, o PERHMB (2001) obteve as mesmas características hidrodinâmicas.

2.3.1 - Qualidade das águas

A caracterização físico-química das águas dos aquíferos Pós-Barreiras, Barreiras e Pirabas, situados na Região Metropolitana de Belém, foi efetuado por (PERHMB, 2001). Nesse estudo foram selecionados 80 pontos d'água, entre poços tubulares rasos, profundos e fontes. Os resultados obtidos para os dois primeiros aquíferos indicaram que suas águas são cloretadas sódicas, sulfatadas cálcicas e bicarbonatadas sódicas, com pH ácido (entre 3,4 e 5,2) e condutividade específica variando de $24\mu\text{S}/\text{cm}$ a $470\mu\text{S}/\text{cm}$. Apresentam, ainda, alta concentração de ferro total (chegando até 12,3 mg/L), que segundo Sauma Filho (1996), seria de origem natural, ou seja, derivado dos sedimentos. Outros aspectos também foram avaliados como a presença de coliformes totais e fecais, e teores de nitrato acima do permitido pela portaria 1.469 (Brasil, 2000). Cabe destacar ainda que alguns poços apresentaram elevados valores de dureza, bicarbonato e alcalinidade.

As condições levantadas acima em nível regional, especialmente os teores elevados de nitrato, refletem a influência antrópica nas águas dos aquíferos Pós-Barreiras e Barreiras. Um outro fato preocupante, com relação a essas águas, é a possibilidade de contaminação por

gasolina/diesel provenientes principalmente de tanques subterrâneos para armazenamento de combustíveis (TSAC). Poucos estudos foram feitos nesta área, destacando o de Siqueira (2000), que analisou dados cadastrados pela Secretaria Ciências e Tecnologia do Pará (Sectam). Segundo esse levantamento, dos 196 TSAC em atividade no município de Belém, 34% encontram-se acima da idade máxima recomendada para a sua utilização que, de acordo com a literatura especializada, é de aproximadamente 15 anos. Aliado a esse fato salienta-se que os aquíferos Pós-Barreiras e Barreiras, em parte são de natureza livre e com uma zona não saturada constituída por sedimentos Pós-Barreiras, cujas características litológicas não oferecem uma proteção efetiva contra a penetração de soluções poluentes.

Com relação aos aquíferos Pirabas, as águas são bicarbonatadas-cálcicas, apresentam valores de pH próximo à neutralidade (6,0 a 7,4), condutividade específica acima de 200 μ S/cm, baixos teores de ferro total e dureza intermediária à dura (entre 100 e acima de 200mg/L) (PEHRMB, 2001). Ressalta-se que até o momento, não foram registrados teores elevados de nitrato nesses aquíferos.

Tabela 2.2 – Características hidrodinâmicas dos aquíferos do Grupo Barreiras, na região de Belém (Seicom/Pará, 1995).

Poço N. E* (m)	Profundidade Captada (m)	Capacidade Específica (m/hm)	Tempo de Bombeamento (h)
0,80	7 – 12	2,3	8
0,80	7 – 16	2,4	8
4,50	12 – 36	2,8	4
3,70	16 – 28	1,4	24
6,80	70 – 78	5,0	26
7,57	76 – 84	4,7	4

(*) Em relação à superfície do terreno

Tabela 2.3 – Capacidade específica de 24 horas, em poços dos aquíferos Pirabas, na região de Belém (Seicom/Pará, 1995).

Poço N. E *	Profundidade Captada (m)	Capacidade Específica (m/h. m)
11,94	164 – 234	12,57
11,13	176 – 198; 204 – 262	30,25
5,85	184 – 230	11,48
12,35	186 – 234	19,04
6,47	190 – 266	12,63
9,98	196 – 262	11,60
1,89	202 – 260	32,34
21	220 – 263	14,27

(*) Em relação à superfície do terreno

3 – FUNDAMENTOS PARA AVALIAÇÃO DA CONTAMINAÇÃO DAS ÁGUAS SUBTERRÂNEAS

3.1 - RISCOS POTENCIAIS DE CONTAMINAÇÃO DAS ÁGUAS SUBTERRÂNEAS

O risco potencial de contaminação, em sua conceituação básica, consiste na associação e interação entre a vulnerabilidade natural do aquífero e a carga contaminante aplicada no solo, decorrente de atividades humanas (Foster et al., 1988). Desta forma, a partir desses dois fatores, torna-se possível a definição de áreas críticas que são de grande valia para orientar os programas de controle e monitoramento de qualidade das águas subterrâneas.

Esse esquema conceitual de risco de contaminação das águas subterrâneas está ilustrado na Figura 3.1. Conforme o modelo, pode ser observado área sem risco de contaminação significativa, quando a carga contaminante potencial é reduzida ou inexistente. Por outro lado, uma área pode apresentar baixo risco de contaminação quando a sua vulnerabilidade for baixa, mesmo sendo submetida a elevadas cargas contaminantes. Riscos extremos de contaminação podem ocorrer quando a carga e vulnerabilidade são elevadas.

A carga contaminante é caracterizada em função de sua classe, intensidade, modo de disposição no terreno e duração, enquanto que a vulnerabilidade representa as características intrínsecas do aquífero como litologia e estrutura hidrogeológica do terreno. Neste aspecto, a carga contaminante pode ser controlada ou modificada, o que não acontece com a vulnerabilidade do aquífero, a não ser quando as suas condições naturais são alteradas mediante a remoção de solos ou do material da zona insaturada, como é o caso de fossas sépticas, por exemplo.

Diversos métodos têm sido propostos para avaliação da vulnerabilidade dos aquíferos, levando em conta a maior ou menor capacidade de atenuação das camadas superiores do aquífero à passagem dos poluentes. De uma forma geral, não existe nenhuma forma satisfatória de representar a vulnerabilidade dos aquíferos. De fato, não é possível representar num único mapa, todas as situações geológicas, hidrogeológicas que exercem algum controle sobre o comportamento dos contaminantes, sem levar em consideração as características desses e os cenários de contaminação. Cada grupo de contaminante é afetado por vários fatores que incluem o tipo de espessura de solo, característica e espessura da zona não-saturada, taxa de recarga, características do aquífero e outros (Hirata & Ferreira, 2001).

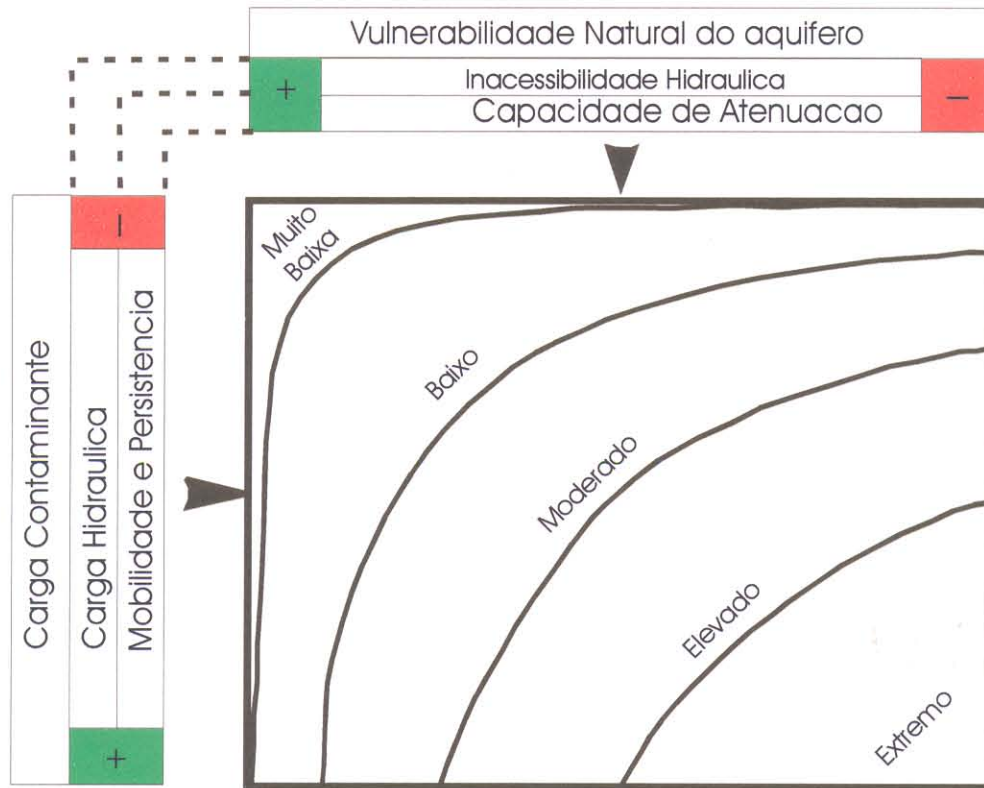


Figura 3.1: Esquema conceitual para avaliação de risco de contaminação (Foster et al. 1988)

Assim são utilizados, na prática, índices que sintetizem, num único valor, a influência de todos os fatores que direta ou indiretamente contribuem para avaliar a vulnerabilidade. Dentre esses métodos empíricos, pode-se citar o GOD e o DRASTIC. O primeiro foi desenvolvido por Foster et al. (1988), para analisar a susceptibilidade das águas subterrâneas à contaminação, através das características do aquífero, como tipo de aquífero (Groundwater occurrence – G), tipo de rocha que compõe a zona não saturada (Overall aquifer – O) e profundidade do nível de água (Depth to groundwater – D). O segundo método foi criado por Aller et al. (1985) com o objetivo de avaliar a qualidade das águas subterrâneas e seu potencial de poluição para áreas extensas, usando variáveis hidrogeológicas tais como a profundidade do nível freático (Depth to water – D), a recarga do aquífero (Recharge – R), o meio aquífero (Aquifer media – A), o tipo de solo (Soil media – S), a topografia (Topography – T), o impacto da zona não saturada (Impact of vadose zone – I) e a condutividade hidráulica (Hydraulic conductivity – C).

Atualmente, os Estados Unidos, o Canadá e os países europeus utilizam a técnica de avaliação de risco, com o propósito de quantificar a possibilidade de ocorrência de efeitos tóxicos

à saúde humana, confrontando-se concentrações teóricas aceitáveis de determinados compostos químicos com as informações toxicológicas. A metodologia como o Risk Assessment Guidance for Superfund (USEPA, 1989) é um exemplo. Ela permite prognosticar a exposição humana às substâncias presentes em áreas contaminadas, utilizando-se de informações toxicológicas disponíveis em bancos de dados gerados por organizações ligadas à saúde humana e ao meio ambiente (Maximiano et al. 2000).

De acordo com Maximiano et al. (2000), na década de 90, as metodologias de Criação de Decisão Baseada no Risco (Risk-Based Decision Making – RBDM) foram desenvolvidas para associar a caracterização específica da área de interesse com avaliação de risco em áreas contaminadas, com intuito de identificar as ações corretivas mais eficientes, no que diz respeito à otimização de alocação de recursos financeiros e minimização do risco à saúde humana e ao meio ambiente. Um exemplo desse procedimento de Criação de Decisão Baseada no risco é a metodologia Risk-Based Corrective Action (RBCA), desenvolvida pela American Society for Testing and Material (ASTM) para áreas com problemas de contaminação por hidrocarbonetos derivados de petróleo. Além disso, vale ressaltar que o RBCA pode também ser utilizado para outros contaminantes orgânicos.

Essa metodologia leva em conta os elementos tradicionais encontrados nos modelos de análise de risco existentes (coleta e avaliação de dados, análise de exposição, análise de toxicidade e caracterização do risco) e por este motivo seus procedimentos estão de acordo com os propostos pela United States Environmental Protection Agency (USEPA, 1989).

Um outro método de análise de riscos foi proposto por Guiguer (2000). Esse método identifica os riscos relativos para cada tanque subterrâneo de armazenamento de combustíveis em instalações. Assim, a potencialidade relativa de risco para cada instalação é extremamente importante para que se possam priorizar as melhorias na rede dos tanques. Desta forma com base na análise de risco, os tanques podem ser classificados em categorias de ação, incluindo testes, reparos, substituição e/ou mesmo o fechamento dos tanques. Essa análise consta de diversas etapas, entre elas estão a Preparação de Campo; a Pesquisa da Literatura; a Avaliação Local e a Prioridade de Ação.

3.2 – FONTES POTENCIAIS DE CONTAMINAÇÃO DAS ÁGUAS SUBTERRÂNEAS

3.2.1 - Saneamento *in situ* e vazamento da rede de esgoto

Nas grandes cidades, a principal preocupação quanto à contaminação das águas subterrâneas está nas áreas urbanizadas sem rede de esgotos, onde o lançamento de águas servidas e excretas se dá pela infiltração, através de fossas e tanques sépticos ou negros (Hirata, 1994).

A fossa séptica é definida como um reservatório construído ou pré - fabricado, geralmente feito de concreto, que é projetado para receber águas residuárias, principalmente de residências. Esse sistema de deposição de efluentes domésticos apresenta as funções de sedimentação e digestão anaeróbia do efluente, nas quais a fração sólida é removida do líquido mediante um processo de separação gravitacional, acumulando-se no fundo. Os sólidos sedimentáveis, retidos no fundo da fossa, transformam-se em substâncias parcialmente mineralizadas mediante processos de digestão anaeróbica, enquanto que o efluente clarificado necessita de uma deposição adequada e segue, portanto, para destinação final, que pode ser um campo de drenagem subsuperficial, onde ele percola através do solo (Batalha, 1989).

Esses sistemas de instalações sépticas, quando bem construídas, manejadas e localizadas, são alternativas eficientes e de baixo custo para solucionar problemas relativo ao saneamento básico. Tais sistemas têm sido utilizados não somente nos países em desenvolvimento, mas também nos países desenvolvidos, como é o caso do Estados Unidos, onde cerca de um terço das unidades habitacionais utilizam esse sistema saneamento (USEPA, 1986a). Entretanto, quando não são obedecidos os preceitos acima, essa prática pode contribuir para a contaminação das águas subterrâneas, principalmente em áreas urbanas com grande densidade populacional, que fazem uso de aquíferos rasos e livres, para seu abastecimento.

Segundo Canter et al. (1987) e Dewelle (1981) a performance de um sistema séptico pode depender de diversos fatores, tais como: planejamento do sistema, técnicas de construção, características do esgoto, carga hidráulica, clima, hidrogeologia, composição do solo, manutenção e idade do sistema.

A Tabela 3.1 mostra concentrações representativas de efluentes provenientes de fossas sépticas obtidas em diversos lugares. Observa-se que o teor de amônia nos efluentes é bastante

elevado, sendo baixo o teor de nitrato. Verifica-se, portanto, que o efluente de uma fossa séptica representa uma fonte de contaminação para o aquífero, uma vez que, além desses parâmetros contém, ainda, microorganismos patogênicos como bactérias, vírus e compostos orgânicos sintéticos (Hirata, 1994).

Tabela 3.1 – Resumo das características das águas residuárias em diferentes locais

PARÂMETROS	Baxter & Clark (1984) ^a	Ferigin et al. (1991)			Robertson & Blowes (1995) ^c	Hamdi (2000) ^d	Varnier (2001) ^e
		Baixo	Alto	Médio			
pH		7,0	7,2	8,0	6,4	7,5 – 7,9	-
Alcalinidade(mg/L CaCO ₃)	80 – 368	10	120	460	74	460 – 680	336
Amônia (N-mg/L) mg/L	13 – 31	10	25	50	88	88 – 203	60
Nitrato (N -mg /L)	1,6 – 16,5	0	0,2	1,5	0,1	14 – 38	1,2
Fosfato (mg/L)	5,0 – 11	4,0	10,0	36,0	-	15 – 26	0,68
Sulfato (mg/L)	43	-	-	-	9	141 – 180	24
Cloreto (mg/L)	50 – 130	10	150	650	53	223 – 558	105
Sódio (mg/L)	67 – 74	10	120	460	39	164 – 285	24,2
Potássio(mg/L)	15 – 20	5,0	10	25	27	38 – 48	44,7
Cálcio(mg/L)	30 – 120	25	80	150	9,0	72 – 204	16,7
Magnésio (mg/L)	3 – 9	-	-	-	3,0	-	3,15

^a 4 locais no Reino Unido

^b Sumário de diversos estudos

^c Efluente de séptica em Sudbury/Ontário

^d Rede de esgoto bruto em Sana'S (capital do Yemem)

^e Efluente séptica no Parque Ecológico do Tietê (São Paulo)

De acordo com Wilhelm et al. (1994), as fossas sépticas ou fossas podem ser consideradas como sistemas geoquímicos, onde os constituintes do efluente reagem entre si, com o meio poroso e com os gases presentes nesse ambiente. A Figura 3.2 ilustra uma seção esquemática de um sistema séptico doméstico. O tanque séptico, primeira zona redox, recebe tanto os dejetos alimentícios (proteínas, carboidratos e gorduras) quanto dejetos humanos (com alta concentração de uréia). Trata-se de uma zona anaeróbica, na qual a concentração de oxigênio dissolvido é muito baixa, enquanto o teor de matéria orgânica é muito elevado. É, portanto, no tanque que se desencadeia uma série de reações, sendo que, dentre essas, a hidrólise da proteína e da uréia é a que permite a liberação do amônio.

O efluente proveniente do tanque séptico, disposto no campo de drenagem, flui para a zona não saturada (aeróbica), que constitui a segunda zona redox. Nesta zona, o efluente sofre uma evolução geoquímica durante o processo de percolação no meio poroso. Tal evolução é controlada, principalmente, por reações de oxi-redução, e, entre essas transformações, o nitrogênio, sob a forma de nitrato, pode ser o de maior potencial para contaminação das águas subterrâneas (Wilhelm et al. 1994). Essa evolução geoquímica será discutida no subitem (3.2.2.2).

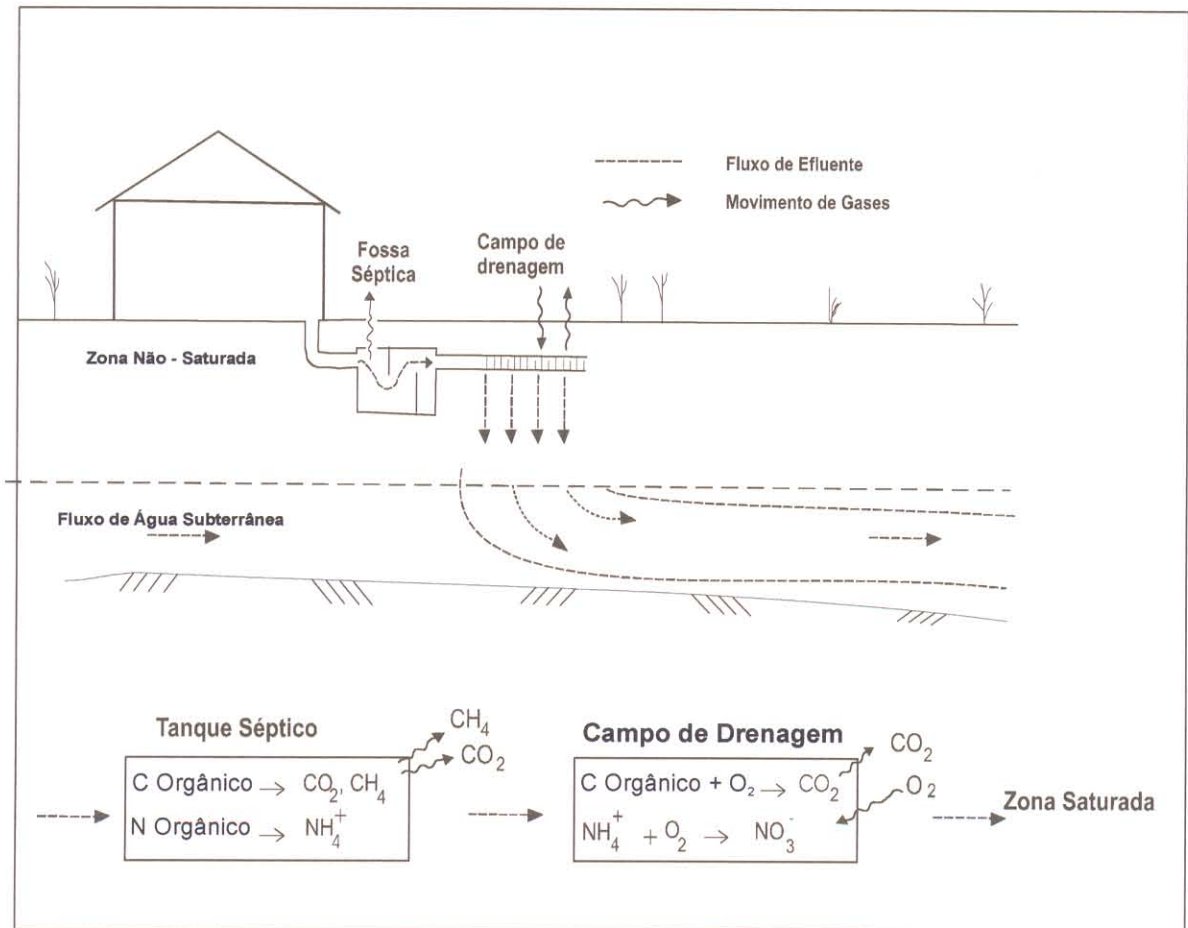


Figura 3.2 - Seção transversal esquemática de um sistema séptico incluindo uma fossa séptica, um campo de disposição, movimento dos contaminantes através das zonas não-saturada e saturada e reações de redox (Wilhelm et al. 1994 – modificado).

Uma outra fonte de contaminação das águas subterrâneas por nitrato e/ou amônio está relacionada à rede de esgoto, considerando que as tubulações de esgotos, embora não estejam sob pressão, podem sofrer vazamentos como resultados da deterioração de juntas e ao redor de

estruturas, sob ação gravitacional (Simmers¹, apud Melo, 2001). Estima-se, portanto, taxas de vazamento média de até 5% do fluxo bruto (Foster et al² apud Melo, 2001).

3.2.1.1 - Formações dos compostos nitrogenados

O nitrogênio constitui cerca de 78% do volume dos gases da atmosfera. Na litosfera é pouco expressivo e se encontra sobretudo nas rochas e solos argilosos. Está presente, também, na maioria das plantas e animais e, conseqüentemente, na matéria orgânica em decomposição. O nitrogênio, portanto, entra no solo por diversas fontes. Certas plantas fixam o nitrogênio atmosférico e o transferem para o solo, onde é usado como nutriente. O nitrogênio pode, ainda, penetrar no solo de maneira antrópica, através de dejetos de esgotos sob a superfície ou lagoa de estabilização e de alguns resíduos químicos e industriais. A Tabela (3.2) mostra a relação entre as espécies de nitrogênio, seus respectivos estados de oxidação e origem (Stumm & Morgan, 1996). Observa-se que além do nitrato, que é a forma principal, o nitrogênio também ocorre na forma de amônio (NH_4^+), amônia (NH_3^+), nitrato (NO_3^-), nitrogênio gasoso (N_2), óxido nitroso (N_2O) e nitrogênio orgânico (N), esse último ocorrendo nas substâncias orgânicas.

Tabela 3.2 - Espécies de nitrogênio, seus respectivos estados de oxidação e origem (Stumm & Morgan, 1996).

Espécie	Estado de oxidação	Origem
NO_3^-	+5	Fertilizantes
$\text{NO}_3(\text{g})$	+4	Combustão de combustíveis fósseis.
NO_2^-	+3	Fase intermediária da nitrificação e denitrificação.
$\text{NO}(\text{g})$	+2	Combustíveis fósseis.
$\text{N}_2\text{O}(\text{g})$	+1	Combustíveis fósseis/fase intermediária da nitrificação.
$\text{N}_2(\text{g})$	0	Fertilizantes, atividade biológica, atmosfera.
NH_4^+ , $\text{NH}_3(\text{g})$	-3	Fertilizantes, fezes de animais, efluentes domésticos e industriais.

O diagrama de Eh - pH mostra o campo de estabilidade dessas espécies nitrogenadas citadas acima (figura 3.3). O nitrato somente é estável próximo ao limite superior de estabilidade da água, enquanto o campo de estabilidade do amônio ocorre próximo ao limite inferior de estabilidade da água. Nota-se, também, que a amônia ocorre em pH muito elevado (>9), ao passo que o amônio possui estabilidade, na faixa de pH, maior do que 1 a até 8,5.

¹ SIMMERS, I. 1997. *Recharge of Phreatic in Aquifers in semi-arid areas*. INTERNATIONAL ASSOCIATION OF HIDROGEOLOGISTS. A. A. Balkema, Rotterdam.

² FOSTER, S.; MORRIS, B.; LAWRENCE, A.; CHILTON, J. 1999. Groundwater impacts and issues in developing cities – In: 26 INTER. ASSOC. OF HIDROG. CONGR. . A. A. Balkema, Rotterdam.

Nas águas de chuvas, a concentração de nitrogênio, na forma de amônio (NH_4^+), varia de 0,01 a 1,00 mg/L, e os teores de nitrato (NO_3^-) estão na faixa de 0,30 a 2,50 mg/L (Schoeller, 1962). Valores dentro dessas variações foram encontrados por Figueredo (1990) em Natal/RN, revelando uma concentração de 0,57 mg/L de NO_3^- , 0,12 mg/L de NH_4^+ e 0,02 mg/L NO_2^- .

As concentrações das espécies nitrogenadas em águas subterrâneas não contaminadas são geralmente baixas. Para o nitrato, por exemplo, seu teor geralmente é inferior a 20mg/L (Fenzel, 1988), enquanto para o amônio, teores superiores a 0,5 mg/L já são indicativos de contaminação (Custódio & Llamas, 1976). Com relação às águas superficiais, os teores são relativamente semelhantes. Gibbs, (1972) estudando o rio Amazonas (nas proximidades da cidade de Macapá/AP) obteve valores médios das concentrações de nitrato de 0,2 ppm.

Nas águas subterrâneas, de acordo com Freeze & Cherry (1979), o nitrogênio dissolvido na forma de nitrato (NO_3^-) é o contaminante mais comum encontrado. Sua presença, em teores excessivos, é cada dia mais evidente, como consequência das atividades agrícolas e do uso indiscriminado de esgotos sobre e abaixo da superfície do solo.

De acordo com a Figura 3.4, o nitrato presente nas águas subterrâneas pode se originar de quatro diferentes fontes: atmosfera, esgotos dispostos sobre e sob a superfície do solo, atividades agrícolas (fertilizantes minerais) e resíduos vegetais. Devido à existência dessas diversas fontes de contaminação nos sistemas de água subterrâneos, torna-se difícil distingui-las. Um método amplamente aplicado, para diferenciar as diferentes fontes, é o uso de isótopos de nitrogênio estáveis.(Chappelle, 1993).

A matéria orgânica, existente nos esgotos e nos resíduos vegetais, produz amoníaco ou amônia através do processo de decomposição e mediante a participação de bactérias. Esse processo de conversão do nitrogênio orgânico existente na matéria orgânica(aqui representado pela uréia) para NH_4^+ ou NH_3^+ é chamado de amonificação, segundo a reação (Wilhelm et. al. 1994).



A formação do íon amônio (NH_4^+) ou do amoníaco (NH_3^+) está condicionado ao pH da água, conforme a reação (Esteves, 1988):



No meio ácido e neutro, a amônia formada é instável, sendo convertida, por hidratação, em uma reação que produz NH_4^+ se o pH da água diminui, ou NH_3^+ se o pH aumenta (Figura 3.3).

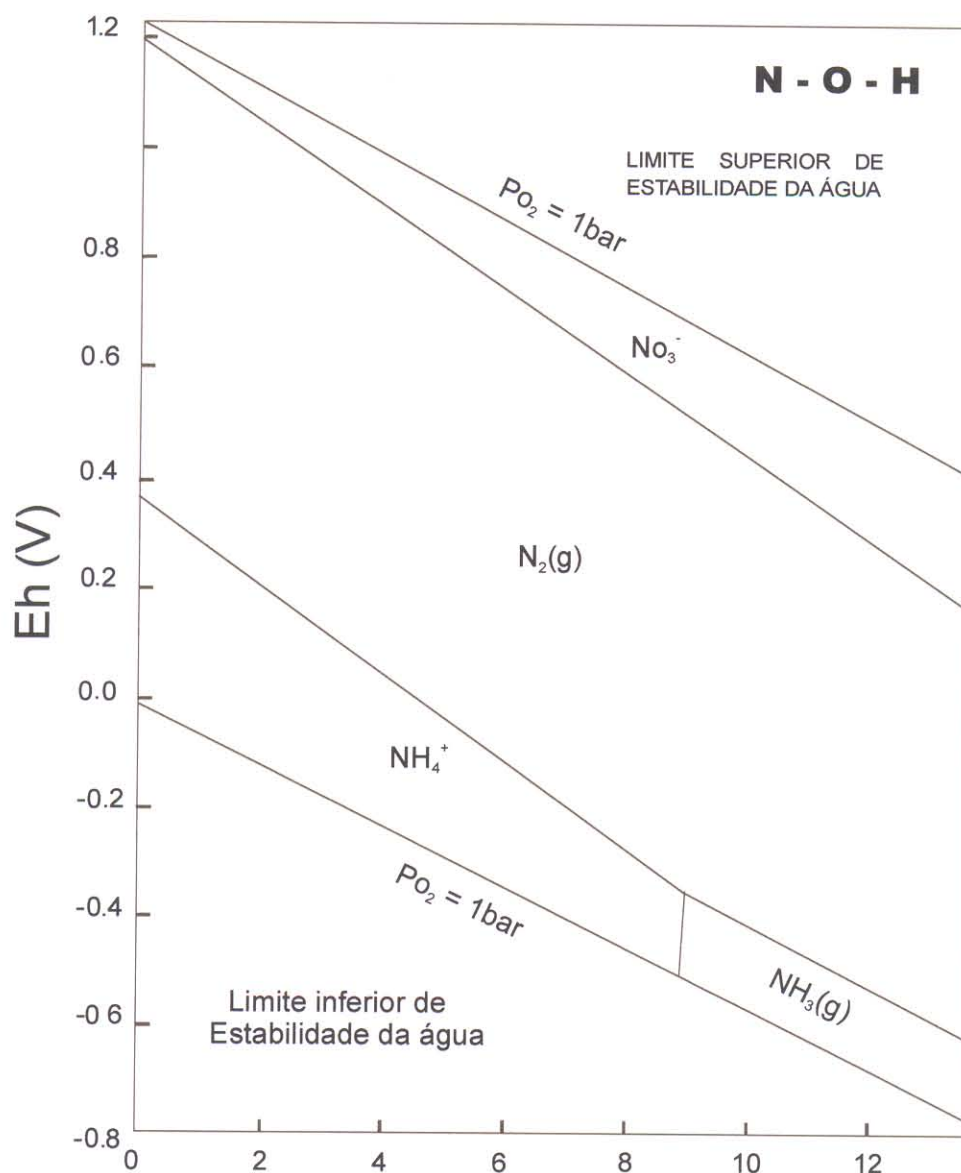
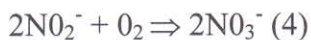
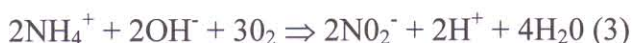


Figura 3.3 – Diagrama de Equilíbrio Eh – pH para o sistema nitrogenado (Stumm & Morgan, 1996).

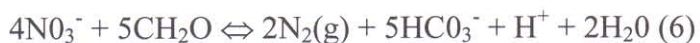
O composto liberado tanto pode ser adsorvido pelo solo e usado pelas plantas como nutriente, como também pode ser oxidado biologicamente por bactérias para formar nitrito e, posteriormente, nitrato. Este fenômeno é conhecido como nitrificação e ocorre segundo as reações:



A conversão da amônia para nitrito e para nitrato se dá através das bactérias *Nitrosomonas* e *Nitrobacter*, respectivamente. Segundo Freeze & Cherry (1979), os processos de amonificação e nitrificação ocorrem, normalmente, acima do nível de água (na zona do solo), onde a matéria orgânica e oxigênio são abundantes.

O nitrato pode, também, penetrar no terreno e ser lixiviado para as águas subterrâneas diretamente, o que constitui um caso de contaminação direta por nitrato, muito comum em regiões agrícolas, onde o uso de fertilizantes químicos contendo nitrato é freqüente.

Os nitratos, tanto aqueles de contaminação direta quanto os provenientes de evoluções biogeoquímicas, podem ser reduzidos a amônio (NH_4^+) e nitrogênio (N_2) através do processo de desnitrificação. Este processo ocorre em condições anaeróbicas, presença de matéria orgânica e abaixo do nível d'água, sempre com a participação de bactérias segundo as reações (Tiedje et al; 1982; Wilhelm et al. 1994):



A redução do nitrato para amônio, de acordo com a equação (5), acontece em ambiente altamente reduzido e rico em carbono, sendo, portanto, comum em alguns sedimentos marinhos, e raro em água subterrânea (Tiedje et al., 1982).

Em relação ao nitrogênio atmosférico, uma parte se transforma por ação de bactérias e se incorpora a organismos vivos no solo. Este processo é conhecido por fixação de nitrogênio. O amoníaco produzido pela fixação converte-se seguidamente para nitrito e nitrato, através do processo de nitrificação.

3.2.1.2 - Impactos do sistema de disposição local dos efluentes domésticos na saúde humana

O sistema de saneamento com disposição local de efluente doméstico pode contaminar as águas subterrâneas por microorganismos patogênicos (bactérias e vírus) e substâncias químicas, principalmente por nitrato, originado da biodegradação dos excrementos humanos.

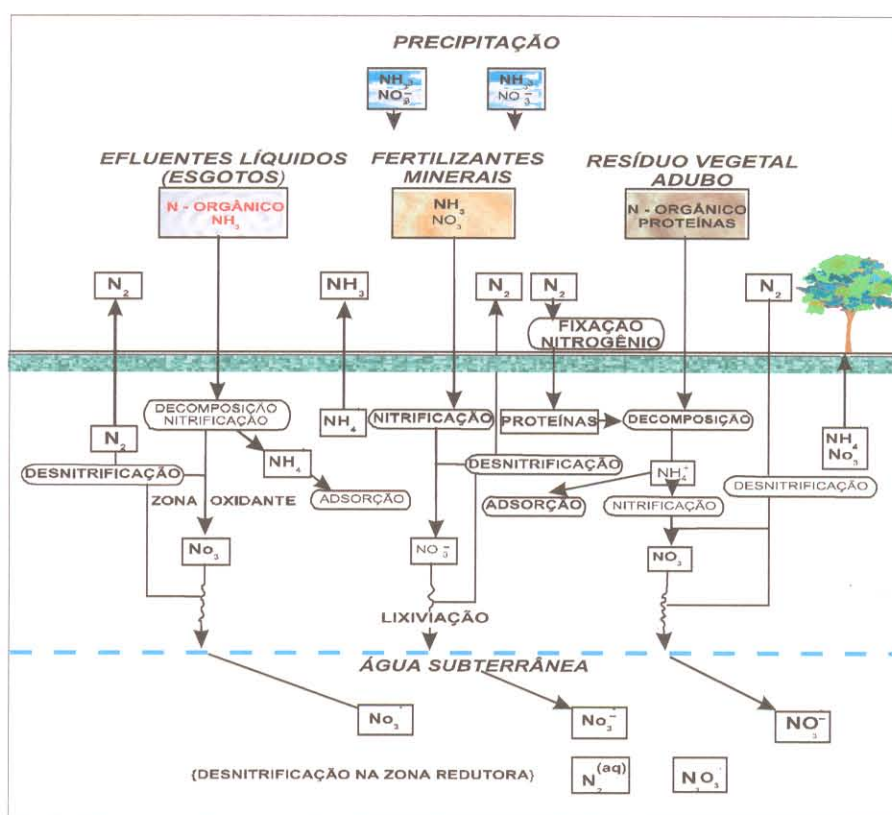


Figura 3.4: Fontes e caminhos do nitrogênio no ambiente subsuperficial (modificado de Freeze & Cherry, 1979).

De acordo com Foster et al. (1988), as fezes humanas podem conter até quatro tipos de organismos patogênicos tais como os ovos de helmintos, protozoários, bactérias e vírus. Os parasitas presentes nas excretas humanas (helmintos e protozoários), devido ao seu tamanho relativamente grande, são facilmente filtrados pelo solo, não chegando, portanto, a oferecer riscos para águas subterrâneas. Ao contrário das bactérias e vírus, que por serem muito menores, podem ser transportados até a zona saturada (McNabb et al. ³ apud Ferreira, 1999).

As bactérias e vírus podem ser transportados através da percolação dos efluentes das fossas sépticas e/ou vazamento da rede de esgoto até as águas subterrâneas, contaminando-as e pondo em risco a saúde das pessoas que as utilizam. Todavia, esse risco de contaminação das águas subterrâneas por bactérias e vírus é função das características do aquífero, quando prevalecem as condições de terrenos predominantemente arenosos e profundidade do nível de água bastante raso. Em terrenos argilosos e de nível d'água profundo, o tempo de permanência dos

³ MCNABB, J.F.; DUNLAP, W.J.; KEELYE, J.W. 1977. Nutrient, bacterial and virus control os related to groundwater contamination. United States Environmental Protection Agency. Report n. 600/18-77-010.

efluentes na zona saturada é muito maior, propiciando atuações de processos efetivos a eliminação dos contaminantes.

De acordo com Lewis et al. (1988), o risco de contaminação de origem fecal da água subterrânea é mínimo, quando a espessura dos substratos não saturados abaixo da base das fossas é superior a 2m ou quando as cargas hidráulicas que provém destes sistemas de disposição local de efluentes não excedem 30mm/dia e as partículas do solo são inferiores a 1mm.

Em relação ao vírus, esses são potencialmente mais perigosos que as bactérias, por serem de menor tamanho, e sua presença em pequena concentração já é suficiente para causar enfermidades. A sua eliminação em sistema aquífero depende, quase que totalmente, da adsorção que se produzem sobre argilas (Lewis et al. 1988). Enquanto que a eliminação das bactérias segue as linhas de escoamento de fluxo subterrâneo. Sua eliminação com a distância é uma função de capacidade de filtração do aquífero (Custódio & Llamas, 1976).

O nitrato é outro integrante do efluente doméstico que oferece um maior risco de contaminação das águas subterrâneas, devido sua mobilidade e persistência em ambiente aeróbico. A ingestão de água com concentrações acima de 10 mg/L NO_3^- -N ou 45 mg/L NO_3^- (Portaria 1.469 do Ministério da Saúde) podem causar doenças como metahemoglobinemia (*baby blue syndrome*), câncer gástrico, abortos espontâneos, dentre outros.

A metahemoglobinemia (*baby blue syndrome*) é uma doença que afeta principalmente os bebês menores de 3 meses e é causada pela ingestão de quantidades elevadas de nitrato. O seu desenvolvimento é ocasionado a partir da ingestão do nitrato nas águas potáveis, que depende da sua conversão para nitrito durante a digestão, o que pode ocorrer na saliva e no trato gastrointestinal. O íon de nitrito que se forma é, portanto, responsável pela oxidação da hemoglobina, proteína sangüínea responsável pelo transporte de oxigênio e formação da metahemoglobina (Alaburda & Nishihara, 1998). Essa forma de hemoglobina é incapaz de transportar o O_2 para a respiração normal das células dos tecidos causando a metahemoglobinemia (*baby blue syndrome*).

De acordo com organização Mundial da Saúde, entre os anos de 1945 e 1986 ocorreram 2.000 casos de metahemoglobinemia no mundo inteiro, sendo que desses, 160 eram crianças que consumiram águas cujas concentrações estavam acima de 25 mg/L NO_3^- - N. Salienta-se que as áreas rurais apresentam maiores riscos devido à aplicação de fertilizantes nitrogenados (Heathwaite et al., 1993).

Quanto ao câncer, o nitrito, e indiretamente o nitrato, podem reagir com aminas e amidas para formar nitrosaminas e nitrosamidas. Várias pesquisas foram feitas para avaliar a relação entre o nitrato e o câncer gástrico. Dentre esses se destaca o trabalho de Schubert et al., (1999) que avaliaram riscos à saúde humana e consumo de água com altas concentrações de nitrato no Estado de Wisconsin (EUA). Nesse estudo foram agrupados idosos, crianças e grávidas de acordo com a concentração de nitrato ingerida. No primeiro grupo estavam os que consumiram água com concentrações acima de 12,9 mg/L NO_3^- -N, no segundo grupo as concentrações variaram entre 0 a 2,0 mg/L NO_3^- -N. Todavia, conforme os autores, essas pesquisas ainda não comprovam a associação da incidência de câncer com água contaminada por nitrito e/ou nitrato. Outras pesquisas tentam comprovar que concentrações elevadas de metahemoglobina no sangue de gestante, ocasionadas pela ingestão de altas concentrações de nitrato, podem induzir ao aborto espontâneo e má formação do feto, não sendo, entretanto, conclusivos (Aschengrau et al., 1989). Outros dados apontam que concentrações entre 19-29 mg/L de nitrato em poços domésticos rurais em Indiana (EUA) poderiam ter causado 8 abortos espontâneos entre quatro mulheres durante o período de 1991 a 1994 (CENTER FOR DISEASE CONTROL AND PREVENTION, 1996).

Conforme o exposto, o andamento das pesquisas sobre o desenvolvimento de alguns tipos de câncer, devido à ingestão de teores elevados de nitrato, está numa fase inicial e não conclusiva.

No Brasil, estudos sobre a avaliação de compostos de nitrogênio em águas de poços em conjunto com estudos epidemiológicos, tanto com relação à metemoglobinemia quanto à incidência de câncer ou de abortos devido ao consumo de teores elevados de nitrato, são praticamente inexistentes. O que leva a indagar se a falta de dados, principalmente, sobre a metemoglobinemia, é devido à baixa incidência da doença ou à falta de notificação.

3.2.2 – Tanques de armazenamento subterrâneo de combustíveis - TASC

Os dados das agências de proteção ambiental vêm demonstrando que o solo e a água são contaminados, frequentemente, por problemas decorrentes de vazamentos, derrames e acidentes durante a exploração, refinamento, transporte e operações de armazenamento do petróleo e de seus derivados.

Entre essas atividades citadas anteriormente, têm merecido atenção especial os tanques de armazenamento subterrâneo de combustíveis (TASC) nos postos de revendas, por configurarem, atualmente, uma das principais fontes de contaminação das águas subterrâneas. Para quantificar a magnitude do problema, a Agência de Proteção Ambiental Norte - Americana (EPA) estima que existem mais de 1,5 milhões de tanques subterrâneos de armazenamento de combustíveis nos Estados Unidos, sendo que destes, 400.000 já foram substituídos ou adaptados às legislações federais que entraram em vigor em 1998. Ainda em função destas legislações, mais de 250.000 casos de vazamentos já foram identificados e mais de 97.000 remediações completadas. Semanalmente, mais de 1.000 vazamentos estão sendo encontrados em todos o território norte-americano (Bratberg & Hopkins, 1995).

No Brasil, em Joinville (SC), de 65 postos inspecionados apenas um não apresentou nenhum tipo de contaminação da água subterrânea, o que representa o impressionante valor de 98% de casos de contaminação dentre os postos avaliados (Corseuil & Marins, 1997). No estado de São Paulo, segundo Hassuda & Maximiano (1999), até o ano de 1998, foram registrados 276 casos de vazamentos de combustíveis, provenientes de TASC. Esses dois exemplos localizados servem como alerta para o que pode estar acontecendo no subsolo brasileiro.

Dentre as substâncias existentes nestes tanques, a gasolina merece destaque, seja pela quantidade envolvida, seja pela periculosidade verificada pela liberação dos compostos monoaromáticos BTEX (benzeno, tolueno, etil-benzeno e xilenos), ao entrar em contato com a água subterrânea.

Nos casos de vazamentos nos tanques, a gasolina derramada, contendo mais de uma centena de componentes, é pouco solúvel em água e, inicialmente, estará presente no subsolo como líquido de fase não aquosa (NAPL). Sua dissolução parcial se dá somente quando entra em contato com água. Os hidrocarbonetos monoaromáticos, (benzeno, tolueno, etilbenzeno e os três xilenos orto, meta e para) chamados compostos BTEX são os constituintes da gasolina que têm maior solubilidade em água e, portanto, são os primeiros contaminantes que irão atingir o lençol freático (Corseuil, 1992). Devido a essas características, são os indicadores normalmente usados para se caracterizar a contaminação por gasolina. Além destes, o grupo não específico TPH (Total Petroleum Hydrocarbon) também é comumente utilizado.

Os contaminantes supracitados são considerados substâncias perigosas por afetarem o sistema nervoso central e por causarem leucemia em exposições crônicas. Dentre os BTEX, o

benzeno é considerado o mais tóxico e solúvel na água, com padrão de potabilidade de $5\mu\text{g/l}$, segundo a Portaria 1.469 do Ministério da Saúde de 2000. Cabe destacar que o benzeno é um composto classificado como carcinogênico, enquanto que o tolueno, etilbenzeno e xileno são tóxicos. Existe, portanto, uma diferença de tratamento de acordo com essa classificação. Para os tóxicos são aceitos valores abaixo dos quais se considera que o dano à saúde não é significativo, são os chamados “valores limite de exposição”. Em relação aos carcinogênicos, considera-se que o contato com qualquer concentração da substância aumenta a possibilidade do indivíduo desenvolver câncer (Finotti et al. 2001)

3.2.2.1 - Constituintes da Gasolina/Diesel

A gasolina é uma mistura complexa de hidrocarbonetos, sendo constituída por uma extensa composição (mais de 200 componentes), com a maior parte sendo classificados como alifáticos ou como aromáticos. Os compostos alifáticos incluem constituintes como o butano, pentano e o octano, e os compostos aromáticos são constituído por benzeno, tolueno, etilbenzeno e os xilenos (BTEX). Sua composição pode ser extremamente variável, estando relacionada com o petróleo que originou, com o processamento utilizado para seu refinamento e também com a existência ou não de aditivos para minimizar seus efeitos ao meio-ambiente, aumentar sua performance e reduzir os desgastes mecânicos (Cordazzo, 2000).

No Brasil, a maioria da gasolina comercializada nos postos de vendas é uma mistura de 76% de gasolina com 24% de etanol (Petrobrás, 2000). A presença do etanol nessa mistura causa alterações significativas no comportamento dos combustíveis em subsuperfície, por suas características co-solvente (Corseuil & Fernandes, 1999; Oliveira, 2000). Dentre as alterações, podem ser citados (Pereira & Oliveira; 2000; Oliveira et al., 2000): o aumento da velocidade de escoamento do produto no meio poroso; a diminuição da tensão interfacial água/gasolina e o conseqüente aumento da sua facilidade de percolação, permitindo que o produto em fase livre alcance distâncias maiores. Cabe ainda destacar que a degradação do etanol pode consumir aceptores de elétrons necessários para a degradação dos compostos da gasolina, retardando sua degradação e, portanto, prolongando a pluma de contaminação (Oliveira, 2000). Além disso, segundo estudos experimentais desenvolvidos pelo Laboratório de Remediação de Águas Subterrâneas - REMAS (2001), altas concentrações de etanol no solo podem dificultar a

biodegradação natural dos BTEX, devido a sua ação inibidora do crescimento bacteriano, aumentando assim, a persistência destes compostos na água subterrânea, conforme ilustrado na Figura 3.5 em relação ao benzeno.

Quanto ao óleo diesel, esse é constituído de uma mistura de hidrocarbonetos totais de petróleo, incluídos os monoaromáticos (BTEX) e os policíclicos aromáticos: naftaleno, acenafteno, acenafteno, fluoreno, fenantreno, antraceno, fluoranteno, pireno, benzo (a) antroceno, criseno, benze (b) fluoranteno, benzeno (K) fluoranteno, benzo (a) pireno, dibenzo (a, h) antraceno, benzo (g,h, i) pirileno, indeno (1, 2,3-cd) pireno (Kulkamp et al 2002). Dentre esses, alguns são considerados carcinogênico como o benzeno, benzeno (a) pireno, antraceno, fluoranteno benzo (a) e antroceno (Finotti et al., 2001). Todavia, devido seu maior peso molecular, os compostos do diesel são menos voláteis, menos solúveis em água e apresentam menor mobilidade no ambiente se comparados àqueles que compõem a gasolina (ASTM apud Finotti et al., 2001).

3.2.2.2 – Migração dos hidrocarbonetos da gasolina

De acordo com Oliveira (1992), a gasolina por ser essa mistura de compostos orgânicos apresenta, também, uma grande variação nas suas características próprias de volatilidade e solubilidade. Assim, ao vaziar de um tanque de armazenamento subterrâneo pode resultar em 4 fases distintas (Figura 3.6): a) Fase sorvida; b) Fase livre; c) Fase dissolvida; d) Fase de vapor. Salienta-se que o comportamento do diesel em um vazamento é semelhante à gasolina, entretanto, o tempo de percolação no solo é bem maior que a gasolina. Esse fato é devido a sua mobilidade e potencial de adsorção moderado quando comparado ao da gasolina.

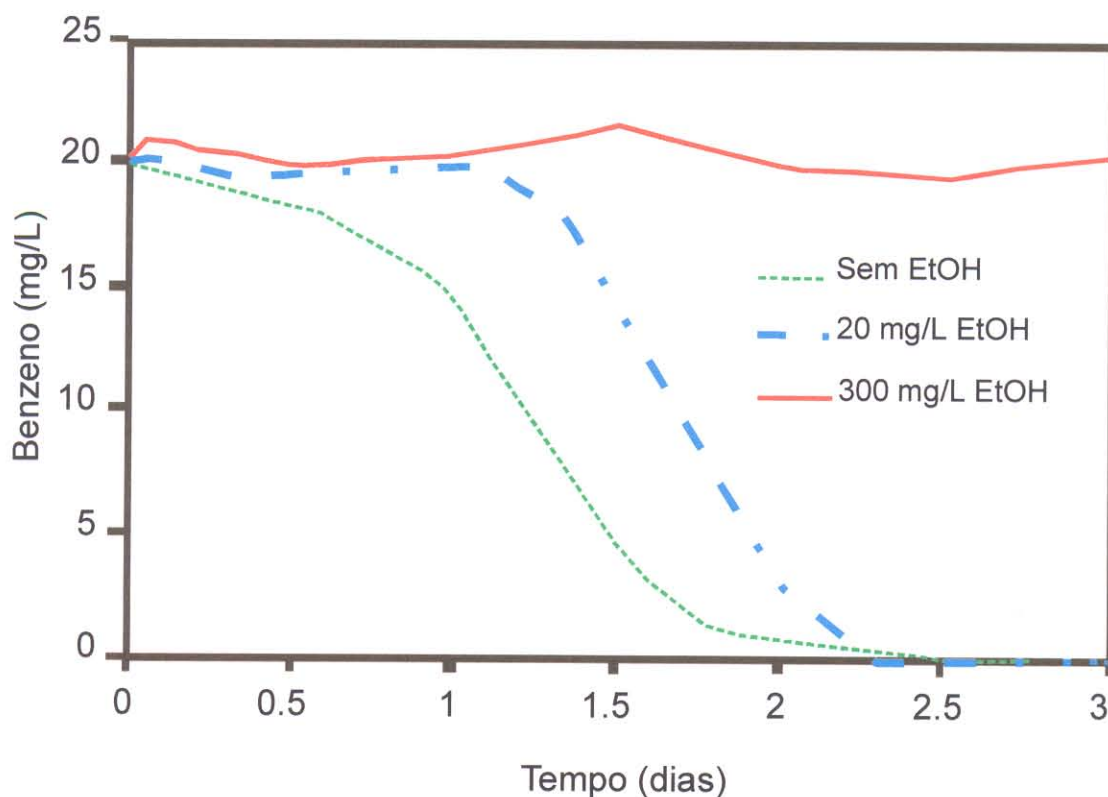


Figura 3.5: A biodegradação do benzeno é retardada pela preferencial degradação do etanol pelos microorganismos nativos do solo (Remas, 2001).

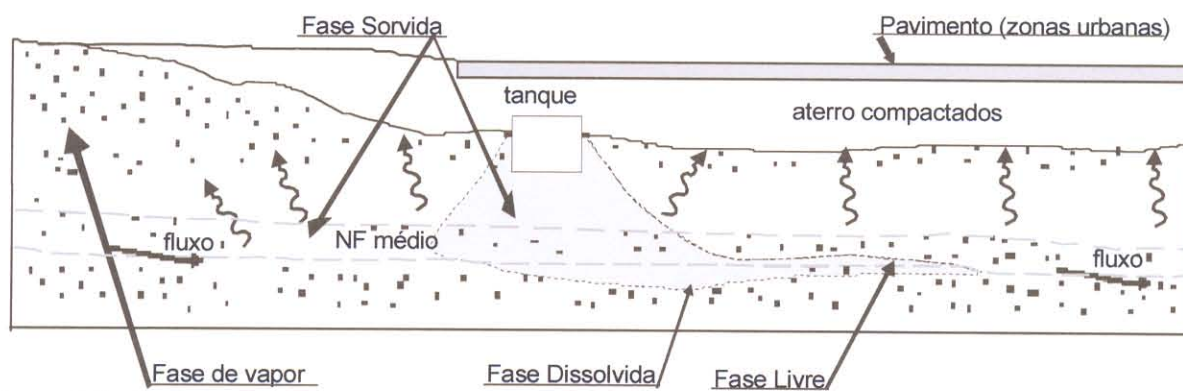


Figura 3.6 - Comportamento das 4 fases da gasolina ou o óleo diesel no ambiente subterrâneo (modificado de Azambuja et al, 2001). (NF = Nível freático médio).

a) Fase Sorvida

O produto originado do vazamento de um tanque de armazenamento subterrâneo ou de derramamentos superficiais, ao penetrar na zona não saturada, tende a migrar verticalmente para

baixo até atingir o nível d'água ou alguma camada de menor permeabilidade. O produto que fica retido no solo é denominado de fase sorvida. Essa fase, na verdade, é constituída de três fases distintas: uma fase adsorvida pela fração de carbono orgânico presente no solo, uma fase dissolvida na solução e uma fase gasosa.

A migração vertical do produto pela zona não saturada pode ser considerado como predominante na maioria dos casos, entretanto, o produto derramado poderá migrar lateralmente caso seja interceptado em sua trajetória por uma camada de condutividade hidráulica distinta, que pode funcionar como um caminho preferencial para a migração do produto.

A presença da fase sorvida do produto no solo funciona como uma fonte contínua de contaminação para as águas subterrâneas, liberando paulatinamente pequenos volumes de contaminantes para a zona saturada. Esse processo é conhecido como fase residual do produto. A Tabela (3.3) mostra os valores aproximados da concentração de gasolina na fase sorvida, em diferentes classes granulométricas. Observa-se, portanto, que o solo de granulometria fina terá maior concentração de gasolina na fase sorvida.

Tabela 3.3 – Concentração da gasolina na fase sorvida para diferentes classes granulométricas (modificada de Guiguer, 2000).

GRANULOMETRIA	GASOLINA (l/m ³)	GASOLINA (mg/Kg)*
Cascalho	2,5	950
Cascalho – Areia grossa	4,0	1.500
Areia grossa a média	7,5	2.800
Areia média a fina	12,5	4.700
Areia fina a argila	20,0	7.600

* O cálculo foi feito considerando a densidade do solo 1,85 g/cm³ e da gasolina 0,7 g/cm³

b) Fase Livre

O produto ao atingir a zona saturada, por ser imiscível e apresentar densidade menor que a da água subterrânea, aparece como uma camada flutuando sobre o lençol freático ou franja capilar. Essa fase do produto é denominada de fase livre.

A migração descendente e lateral do produto dessa fase acontecerá em velocidades bastante diferentes, dependendo da forma de vazamento e do volume liberado, da densidade dos hidrocarbonetos líquidos, da porosidade do solo e das forças de atração entre a água e os hidrocarbonetos. Inicialmente, o espalhamento lateral dos hidrocarbonetos líquidos livres

próximo do topo da franja capilar pode ser mais rápido do que o movimento da água subterrânea abaixo do lençol freático. Isso acontece porque a velocidade inicial do movimento é controlada pela carga hidráulica dos hidrocarbonetos livres e não pela água subterrânea. Ao alcançar a franja capilar, os hidrocarbonetos livres formam uma pluma de contaminação e começam uma migração em resposta à gravidade e ao fluxo da água subterrânea.

Conforme apresentado na Figura (3.7), as variações verticais do lençol freático afetam o movimento do produto tanto na zona não saturada como saturada, criando movimentos descendentes e ascendentes do produto, de acordo com a posição do nível de água. Essas variações sazonais do nível d'água podem provocar o eventual desaparecimento e reaparecimento da fase livre, mascarando a sua existência.

c) Fase dissolvida

O contato direto da fase livre com a superfície do lençol freático provoca a transferência de moléculas do produto para a água subterrânea, gerando a existência de uma fase dissolvida.

A quantidade do produto que se dissolve depende largamente do grau de interação entre a água subterrânea, a fase livre e os coeficientes de solubilidade dos constituintes específicos dos hidrocarbonetos numa mistura de combustíveis. Os constituintes da gasolina em fase líquida que prontamente se dissolvem em água incluem os oxigenados (etanol e metanol), fenóis e hidrocarbonetos aromáticos simples (benzeno, tolueno e xilenos). Esses constituintes têm coeficientes de solubilidade altos e tendem a se dissolver mais prontamente na água do que os constituintes com coeficientes de solubilidade baixos (Guiguer, 2000). A presença dos oxigenados na gasolina brasileira aumenta a solubilidade dos compostos BTEX, conforme a Tabela (3.4).

Tabela 3.4 – A presença de alta concentração de álcool na água subterrânea aumenta as concentrações dos BTEX dissolvidos (REMAS, 2001).

	Benzeno (mg/L)		Tolueno (mg/L)		Xilenos(mg/L)	
	Gasolina: água 1:5	Gasolina: água 1:1	Gasolina: água 1:5	Gasolina: água 1:1	Gasolina: água 1:5	Gasolina: água 1:1
Gasolina pura	11,8	10,3	17,3	18,5	16,4	17,6
Gasolina com 22% de etanol	12,6	22,7	25,8	51,6	38,8	52,0

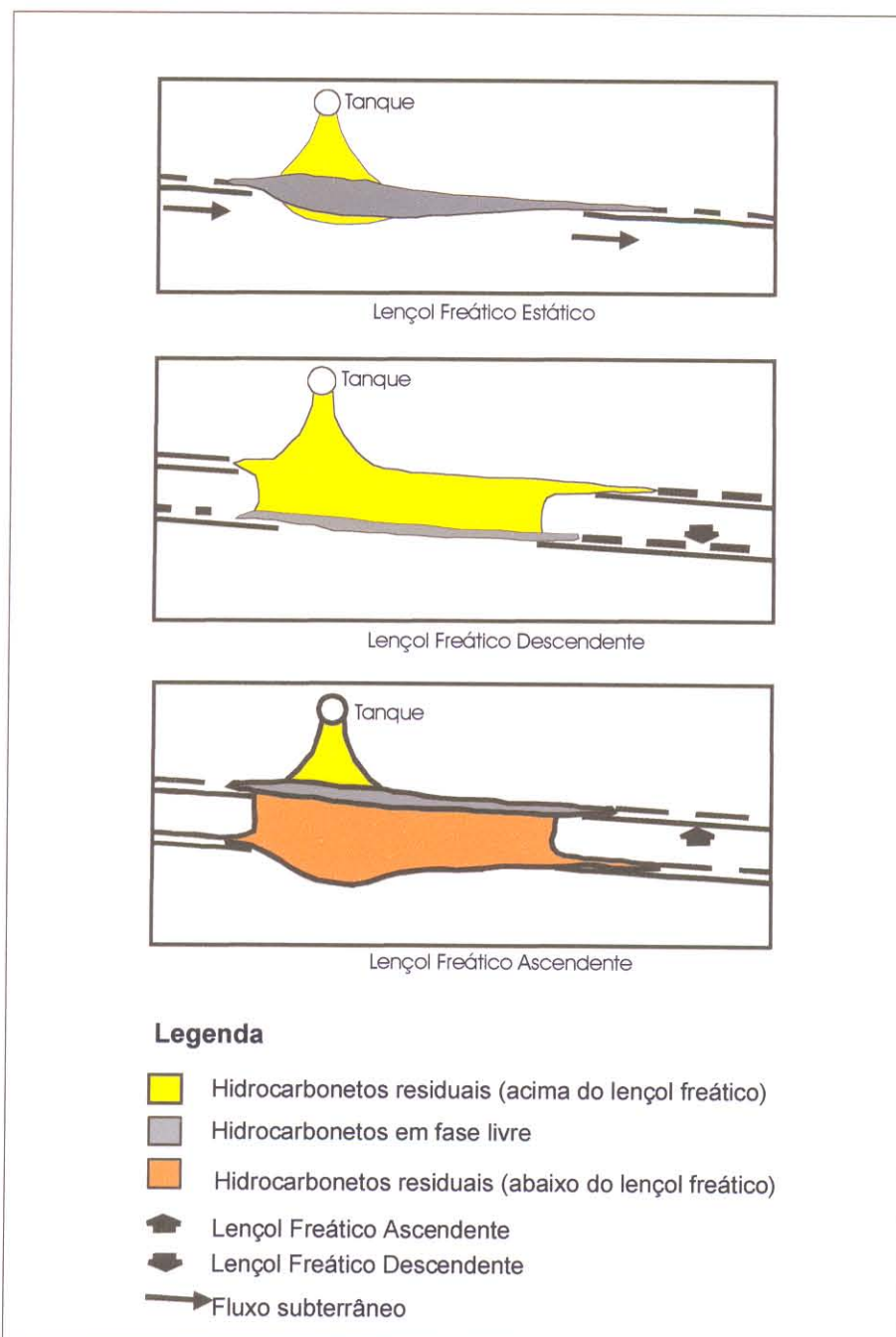


Figura 3.7 - Espalhamento de hidrocarbonetos devido a flutuações do lençol freático cria movimentos descendentes e ascendentes do produto (Modificado de Guiguer, 2000).

d) Fase de Vapor

Os hidrocarbonetos da fase vapor resultam principalmente da volatilização dos hidrocarbonetos livres presentes na zona não-saturada. Dentre esses, destacam-se os alifáticos (alcenos) e os compostos aromáticos. A mobilidade desta fase no solo depende de diversos

fatores como porosidade, espessura da zona não saturada, flutuações do lençol freático, entre outros.

3.3 - PROCESSOS DE TRANSPORTE E ATENUAÇÃO DOS CONTAMINANTES

A zona não saturada representa a primeira defesa natural contra a contaminação das águas subterrâneas. Essa defesa natural ocorre não somente por sua posição estratégica entre a superfície e o nível freático, mas também, porque seu ambiente em termos físicos, químicos e biológicos é geralmente mais efetivo na atenuação e eliminação de contaminantes (Foster & Hirata, 1993).

De acordo com Foster & Hirata (1993), o fluxo de água na zona não saturada é normalmente lento e em condições geralmente aeróbicas e alcalinas. Por esses motivos, nessa zona é esperado um maior potencial para a interceptação, sorção e eliminação de bactérias e vírus, além da atenuação de cargas contendo metais pesados e biodegradação de muitos hidrocarbonetos.

Considerando os processos característicos da zona não saturada, o acesso de contaminantes ao meio aquífero depende do resultado de ações naturais de defesa que se processam nesse meio, em especial na zona do solo. Essas ações são atribuídas às interações físicas com o solo que retardam o processo de contaminação e as reações químicas com os contaminantes que podem reduzir total ou parcialmente a concentração dos mesmos.

Os fenômenos de filtração, sorção e intercâmbio de íons são provenientes das interações físicas, ao passo que, as reações de hidrólise, solubilização/precipitação e transformações biogeoquímicas estão relacionadas às ações atenuadoras. A Figura 3.8 ilustra esses processos e a importância relativa de cada um no solo e nas zonas insaturadas e saturadas, sendo indicado na espessura da linha.

A ocorrência e a intensidade desses processos que afetam o destino e transporte dos contaminantes variam nas diferentes zonas subsuperficiais em função, principalmente, do tipo de contaminantes e das características hidrogeológicas (espessura da zona não saturada, teores e mineralogia das argilas, permeabilidade/porosidade, capacidade de troca catiônica e umidade do solo, entre outras). Na zona não saturada predominam as atividades microbianas e os processos físicos e químicos, enquanto que na zona saturada a dispersão hidrodinâmica (Mestrinho, 2000).

Para os contaminantes não reativos, móveis e persistentes, como por exemplo, o nitrato, a zona não saturada exerce pouca influência, podendo apenas aumentar o tempo de trânsito dos mesmos até as águas subterrâneas. No caso, dessas substâncias a zona saturada é mais eficiente na redução da concentração deste contaminante mediante o mecanismo de diluição pelas águas de fluxo subterrâneo (Melo, 1995). Ressalta-se que a desnitrificação é um dos processos biodegradáveis que pode reduzir o nitrato a gás nitrogênio. Todavia, para ocorrer tal processo as bactérias responsáveis requerem condições anóxicas. Com relação ao amônio, seu transporte e o seu comportamento em subsuperfície pode envolver: adsorção, troca catiônica, incorporação em biomassa microbiana ou liberação à atmosfera em forma de gás (Ferreira, 1999).



Figura 3.8 - Processos que induzem à atenuação de poluentes nos sistemas de águas subterrâneas (Modificado de Glower⁴apud Foster & Hirata, 1993).

A adsorção é o principal processo que afeta o transporte do amônio no solo. Normalmente prevalecem condições anaeróbicas no solo logo abaixo do sistema de infiltração, o que faz com que os íons amônio carregados positivamente sejam adsorvidos pelas partículas do solo carregadas negativamente. A adsorção é completa nos primeiros metros do solo, mas depois que sua capacidade atinge o limite, o amônio pode se movimentar através da zona-saturada. Como as condições anaeróbicas nos solos são usualmente associadas a solos saturados, pode ocorrer algum

⁴ GOLWER, A. Underground purification capacity – Groundwater in Water Resources Planning, Int. Assoc. Hydrol. Sci., 142(2):1063-1072.

movimento do amônio com a água subterrânea (Ferreira, 1999). Enquanto que a troca catiônica pode estar envolvida com a adsorção, através da retenção do íon amônio no solo abaixo dos sistemas de infiltração. Deste modo, a capacidade de adsorção pode ser excedida e, assim, a troca catiônica também pode ser exaurida. Sob estas condições, os locais de troca catiônica no solo abaixo do sistema de infiltração podem ser equilibrados com os cátions do efluente.

Além desses processos o amônio pode ser removido da subsuperfície através da sua incorporação aos microrganismos ou à biomassa das plantas, e por último, a amônia na forma de gás (reação 2 do subitem 3.2.2.1) pode ser liberada à atmosfera.

No caso da contaminação dos hidrocarbonetos, os principais mecanismos de transporte e de atenuação são advecção, dispersão hidrodinâmica, sorção e biodegradação (Fetter, 1993; Guiguer, 2000). Os dois primeiros estão relacionados aos mecanismos de transporte, e irão transportar e espalhar, respectivamente, a pluma no meio poroso, portanto reduzindo a concentração, mas não a massa total do sistema. Já a sorção de constituintes dissolvidos irá distribuir espécies entre as fases sólida e aquosa, reduzindo a massa na solução. Contudo, a sorção tende a ser um processo reversível e não um mecanismo permanente de remoção. E por último, a biodegradação dos compostos orgânicos a partir da população microbianas nativas no subsolo é um processo que pode remover a massa na solução, sem a extração física do contaminante do aquífero, no sentido que transforma os contaminante em subproduto inócuos como água e dióxidos de carbono (Cordazzo, 2000). É importante destacar que esses mecanismos de atenuações podem ser afetados pela presença dos oxigenados, principalmente o etanol, aumentando a solubilidade dos hidrocarbonetos em água, e assim, aumentar a mobilidade do BTEX dissolvidos, além de dificultar a sua biodegradação (Benetti, 1999).

4 - ETAPAS DE TRABALHO E METODOLOGIA

O procedimento metodológico obedeceu às seguintes etapas, algumas das quais executadas simultaneamente:

4.1 - LEVANTAMENTO E COLETA DE DADOS EXISTENTES

Nesta etapa inicial foi efetuado um levantamento bibliográfico de trabalhos já realizados de interesse à pesquisa, abrangendo, ainda, relatórios de empresas perfuradoras de poços, análises de perfis de sondagem à percussão, publicações e documentações cartográficas e fisiográficas.

4.2 - PROCEDIMENTO DE CAMPO

4.2.1 – Cadastramento de poços tubulares domésticos e postos de revenda de combustíveis

Para estudar os impactos da urbanização sobre a qualidade das águas do aquífero Barreiras, foram cadastrados 70 poços tubulares e 16 postos de revenda de combustíveis. As localizações de parte destes poços tubulares e dos postos de revenda foram obtidas a partir dos endereços contidos nos relatórios das empresas de perfuração e do cadastro de postos de revenda de combustíveis da SECTAM, respectivamente. A partir dessas informações, foram realizadas visitas à área de estudo, com finalidade de verificar os seguintes pontos: proteção dos poços, distância das fossas aos poços, existência de relatórios técnicos dos poços e a ampliação do número de poços.

Nos postos de revenda de combustíveis foram aplicados questionários (Anexo A), com diversas informações destacando-se: quantidade, a capacidade e a idade dos tanques de armazenamento subterrâneo de combustíveis (TASC). A elaboração do questionário teve como base os modelos de cadastros da SECTAM e do formulário de campo da QUALITEST Engenharia de Controle S/C LTDA. Salienta-se que esse levantamento não foi bem aceito pela maioria dos proprietários.

Nas áreas próximas aos postos de revenda de gasolina ou com denúncia de contaminação, foram feitas, ainda, entrevistas com os moradores (Anexo B). Na área do posto nas imediações do Residencial Olimpus, além da entrevista, foram cadastrados 15 poços de captação de água num raio de 500 metros do entorno da fonte potencial de contaminação. O conteúdo da entrevista

referia-se, principalmente, à profundidade dos poços, uso da água ou reclamação quanto ao gosto ou odor. Esse procedimento permitiu investigar, preliminarmente, as possíveis interferências dos postos com o meio aquífero.

As localizações dos postos de revenda, sondagem à percussão, furos a trado e dos poços tubulares domésticos foram geo-referenciados usando ground position system – GPS, modelo GARMIN III. Esses dados foram plotados na base cartográfica digital da CODEM (1999), nas escalas de trabalho (1:10.000 e 1:5.000), utilizando o software Autocad - R14. Na identificação dos poços tubulares foram utilizadas as três primeiras letras do bairro, seguidas do número de ordem do poço. Para os furos a trado, postos de revenda de combustíveis e sondagem de percussão, usou-se as letras M, PC e SP, respectivamente, seguidas também do número de ordens dos mesmos.

4.2.2 - Coleta de amostra de solo/sedimento e construção de poços de monitoramento

Para a coleta de amostras de solo e sedimentos da zona não saturada foram executadas três perfurações, através de trado manual de 100mm de diâmetro, acoplado a um sistema de haste. A profundidade dos furos variou de 2,0 a 6,0m. A coleta das amostras seguiu as recomendações do Manual de Coleta do Solo (Lemos & Santos, 1991). As amostras foram coletadas a cada metro perfurado ou a intervalos menores, nos casos em que era observada alguma mudança de litologia. Esses sedimentos eram dispostos sobre um recipiente plástico, homogeneizados e quarteados para se obter uma amostra de aproximadamente 1 Kg, que era acondicionada em sacos plásticos, devidamente etiquetados e levados para o laboratório de sedimentologia do Centro de Geociências/UFPA, para análises granulométricas. Além dessas análises, o material coletado nas três perfurações foi submetido a estudo mineralógico, teor de matéria orgânica e análise química qualitativa para gasolina e/ou diesel. Posteriormente, esses furos foram transformados em poços de monitoramento, cuja a construção obedeceu às normas técnicas da Associação Brasileira de Normas Técnicas/ABNT, 1994.

4.2.3 - Determinação da condutividade hidráulica (K) da zona não saturada – ensaio de infiltração

Para a determinação da condutividade hidráulica da zona não saturada foi realizado um ensaio de infiltração, próximo ao poço de monitoramento (M3), que está localizado nas

proximidades do sumidouro de uma fossa séptica. Para tal, utilizou-se o método de ensaio de infiltração em nível constante da Associação Brasileira de Geologia e Engenharia – ABGE (1996).

Para execução do ensaio foi feito um furo com trado manual até a profundidade de 85 cm, sendo revestido com tubo PVC medindo 70 cm e diâmetro de 15cm. O procedimento para o teste consistiu em encher o furo de água até a boca, tomando-se este instante como tempo zero. O nível de água no furo foi mantido constante, alimentado por uma proveta de 1000ml, medindo-se o volume de água introduzido durante um certo intervalo tempo (vazão). O trabalho foi concluído depois de 22 minutos de observação. Salienta-se que a profundidade do furo era maior ou igual a 10 vezes o raio do furo. Com os dados da profundidade do furo, da espessura do espaço livre de revestimento de PVC e do raio do furo, utilizou-se a seguinte equação:

$$K = Q/h \cdot 1/Cu.r \quad \text{onde}$$

K = condutividade hidráulica (L/T);

h = profundidade do furo (L);

Cu = coeficiente de condutividade (tirado do ábaco, a partir das razões de b/h e h/r);

r = raio do furo

b = espaço do furo livre do revestimento (L)

4.2.4 - Determinação da condutividade hidráulica (K) da zona saturada – *Slug test*

O *Slug test*, desenvolvido por Hvorslev¹ apud Domenico & Schwartz (1990), é um ensaio em nível variável onde é aplicada uma carga ou descarga instantânea e se acompanha a estabilização (Cooper et al², apud ABGE,1996). Esse teste pode ser realizado num único poço ou piezômetro e permite avaliar a condutividade hidráulica média das camadas ao redor do filtro. O poço M3 foi utilizado para realizar o teste. O poço citado apresenta 6,2 metros de profundidade, 50 cm de filtro e raio 7,5 cm. Os dados coletados , durante o ensaio, consistiram nas medidas de nível de água em relação à inserção e retirada da sonda com o tempo. O teste é concluído com a estabilização do nível de água. Os valores de nível de água e do tempo foram tratados com auxílio do *software Aquifer Test da Waterloo Hidrogeologic*, para posterior interpretação

¹ HVORSLEV, M.J. 1951. Time log and soil permeability in ground water observations. U.S Army Corps of Engineers Waterway Experimentation Station. *Bulletim* 36.

² COOPER, M.M. BREDEHOEFT, J.D.; PAPADOPULUS, I.S. 1967. Response to infinte diameter well to an instantaneous charge of water. *Water Resources Research* 3:263-290.

4.2.5 Determinação da condutividade hidráulica (K) por teste de aquífero

Os dados de rebaixamento (s) e tempo (t), provenientes dos teste de bombeamentos, que constavam nos relatórios técnicos dos poços cadastrados, foram tratados no programa software Aquifer Test da Waterloo Hidrogeologic, usando o método de Cooper & Jacob, com a finalidade de estimar a condutividade hidráulica (K). Com o valor da transmissividade (T) e espessura do aquífero (b) encontra-se a condutividade hidráulica do aquífero (K) através da seguinte expressão:

$$K = T/b$$

K = condutividade hidráulica (L/T);

T = Transmissividade (L^2/T)

b = espessura do aquífero - obtidas das perfurações (L)

4.2.6 – Medidas de níveis estáticos

As medidas da profundidade do nível d'água foram determinadas nos três poços de monitoramento. Salienta-se que no M3 foram feitas 10 medidas. Essas medidas foram realizadas usando o medidor de nível com sensor sonoro. As demais medidas de nível d'água usadas neste trabalho foram as que constavam nos relatórios técnicos dos poços tubulares cadastrados e das Sondagem à percussão (SP- dados da empresa Solos e Rochas). Esses dados auxiliaram na confecção do mapa de fluxo subterrâneo e na caracterização do índice de vulnerabilidade do aquífero estudado, que será descrito no item 5.5, neste capítulo. É importante destacar que, antes de usar essas medidas de profundidade do nível d'água, tomou-se o cuidado de verificar se as mesmas eram provenientes do primeiro aquífero Barreiras, e se foram feitas durante o mesmo período sazonal.

4.2.7 – Amostragem de águas subterrâneas

Para as coletas de água nos poços tubulares foram, inicialmente, mantidos contatos com os síndicos dos condomínios, através de correspondência. Após a permissão dos síndicos, foram realizadas as coletas nos meses de junho/2000/2001/2002 (final do período chuvoso), setembro/2000/2001 (período de estiagem), dezembro/2000/2001 (início do período chuvoso), fevereiro/2002 (período chuvoso) e março/2002 (período chuvoso), obedecendo, portanto, a

variação sazonal da região. Salienta-se que nos poços (M3) e (UMA8) as amostragem de água foram feitas em intervalos mensais.

Com os dados de resultados químicos de trabalhos anteriores, que alertavam para teores elevados de amônia e nitrato, foram selecionados os alvos da primeira amostragem. Essa etapa consistiu, portanto, em um estudo orientativo, após o qual, ampliou-se o número e a distribuição dos pontos de coleta.

Os procedimentos de coleta e preservação das amostras seguiram os critérios do APHA (1995). Assim sendo, as amostras de água foram coletadas diretamente da saída dos poços tubulares, não sendo, portanto, necessário um bombeamento prévio, já que os mesmos estão em constante funcionamento, além de possuírem bombas com dispositivos automáticos. Com relação aos poços de monitoramento, as amostras de água foram coletadas através de um amostrador de PVC, com uma válvula de retenção na sua extremidade inferior, sendo que, antes da coleta, era retirada mais ou menos 3 vezes o volume da coluna de água do poço. As amostras coletadas foram acondicionadas em garrafas plásticas lavadas três vezes com a água do próprio poço. Após a coleta, as garrafas foram mantidas sob refrigeração até chegarem ao laboratório. Para as amostras de Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ , utilizou-se HNO_3 1:1 até $\text{pH} < 2$. Para as demais determinações não foram adicionados preservantes, uma vez que, as mesmas foram analisadas imediatamente ou no máximo 48 horas após a chegada ao laboratório.

Com relação à determinação dos isótopos nitrogênio, as amostras de água foram enviadas ao CENA/USP, em frascos de polietileno, refrigerados e preservadas com 1 ml de H_2SO_4 concentrado para cada litro de amostra. Na escolha dos pontos levou-se em consideração o provável teor de nitrato e amônio, cujo montante total de nitrato (N-NO_3) e amônio (N-NH_4) deveria, no mínimo, ser de 300 microgramas por amostra.

Na coleta de amostras de água para identificação qualitativa da presença de gasolina e óleo diesel, foram utilizadas garrafas de vidro escuro com tampas em teflon. Após a coleta, as amostras foram encaminhadas para o laboratório de cromatografia do Departamento de Química da UFPA.

4.2.8 - Parâmetros físico-químicos medidos *in situ*

As medidas de pH, sólidos totais dissolvidos (STD), temperatura e condutividade elétrica ou condutância específica (CE) foram realizadas *in situ*. A **condutividade elétrica e STD** foram

determinadas com o condutivímetro portátil modelo 4200/Jenway, enquanto o **pH e temperatura** foram medidos utilizando pHmetro portátil CG 837/Schott. Os citados medidores de campo foram previamente calibrados.

4.3 - PROCEDIMENTO DE LABORATÓRIO

4.3.1 Caracterização granulométrica

Nas amostras coletados em cada perfuração, foram utilizados dois métodos de análise granulométrica: peneiramento e decantação por centrifugação. Inicialmente, as amostras foram secas para serem pesadas. Em seguida, o material grosso foi separado do mais fino por lavagem, para execução dos métodos já citados. Para o peneiramento foram utilizadas 12 peneiras de 8 polegadas de diâmetro, possuindo telas com malhas padronizadas entre as frações >2.00 mm a <0.062 mm. Neste 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. Para o material mais fino, ou seja, frações inferiores a 0.062 mm, utilizou-se a sedimentação por centrifugação. A força aplicada às partículas foi 100 vezes maior que a da gravidade, num intervalo de tempo de 2 minutos, para se obter a granulometria silte. A fração argila foi determinada por cálculo, após a determinação das frações areia e silte, obtendo-se, assim, a composição granulométrica de cada sedimento (metodologia do laboratório de sedimentologia da UFPA). Os resultados da distribuição granulométrica de cada intervalo do solo e dos sedimentos, das zonas não saturadas amostradas, foram plotados no Diagrama Triangular de Shepard, o que permitiu a classificação textural dessas amostras.

4.3.2 - Análises químicas das águas subterrâneas

4.3.2.1 - Parâmetros químicos e físico-químicos

Para os Compostos do Ciclo do Nitrogênio (NH_4^+ , NO_2^- , NO_3^-) e o Cl^- as análises foram efetuadas de acordo com os procedimentos estabelecidos no espectrofotômetro marca **HACH – DR/2.000**. Assim sendo, para o NH_4^+ utilizou-se o método Nessler/8038, para o NO_2^- , NO_3^- foram analisados pelos métodos diazotização/8507 e redução de cádmio/8139, respectivamente. No que diz respeito à análise do Cl^- , o método utilizado foi o mercúrico tiocianato/ 8113 (as amostras coletadas em junho/2000 a junho/2001), enquanto nas demais foi determinado pelo método volumétrico, utilizando nitrato de prata ou nitrato de mercúrio .

Os íons principais (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+) foram analisados por espectrometria de absorção atômica, enquanto que a **alcalinidade total** foi determinada por método volumétrico, titulação com H_2SO_2 , utilizando-se a fenolftaleína e metilorange como indicadores.

O **Bicarbonato e CO_2 livre** foram determinados empiricamente, a partir das relações numéricas com a alcalinidade, pH e bicarbonato (Custódio & Llamas, 1976):

$$\text{HCO}_3^- = \text{alcalinidade (ppm CaCO}_3\text{)} \times 1,22$$

$$\text{CO}_2 \text{ livre} = 6 - \text{pH} + 1,589 \times \text{HCO}_3^-$$

Essas análises foram feitas nos laboratórios de análise de água do Instituto Evandro Chagas/Pará e do Centro de Geociências/UFPA. Assim como nos procedimentos de coleta e preservação, as análises obedeceram aos critérios adotados pela APHA (1995).

As análises qualitativas de **gasolina e óleo diesel** foram feitas no laboratório de cromatografia do Departamento de Química/UFPA, seguindo o procedimento do EPA 3510/USEPA, 1986b (extração de água em funil de separação). Posteriormente, comparou-se as amostras de gasolina e diesel comercializadas nos postos de revenda com as amostras de águas estudadas. Essa comparação teve por finalidade identificar picos de gasolina e diesel nas amostras estudadas.

4.3.3. - Análise de solo e sedimentos

4.3.3.1 - Determinação do pH do solo e análise química qualitativa

A determinação do pH do solo em água e na solução de KCl seguiu o procedimento recomendado por Guimarães et al (1970). Para identificação da presença da gasolina e diesel nos sedimentos coletados nas três perfurações a trado, utilizou-se a cromatografia gás-gás, seguindo o procedimento do EPA 354 para preparação e extração de sedimento por Soxhlet (USEPA, 1986i). Posteriormente, compararam-se os cromatogramas das amostras de gasolina e diesel comercializados nos postos de revenda com os dos amostras provenientes das três perfurações, identificando, assim, os picos de gasolina e diesel que poderiam estar presentes nas amostras de solos e sedimentos estudados.

4.3.3.2 - Composição mineralógica e teor de matéria orgânica

As amostras de sedimentos, do furo a trado, foram secas em estufa a uma temperatura de 100°C , durante cerca de 1h. Após secagem, essas amostras foram pulverizadas em gral de ágata, e

separando-se duas alíquotas: uma destinada para às determinações mineralógicas e a outra para determinação de carbono orgânico.

A Mineralogia foi determinada por difratometria (método do pó); utilizando-se o gerador de raio – X, com monocromador de grafite e tubo com ânodo de cobre, modelo PW 1729, marca PHILLIS.

O carbono orgânico foi determinado seguindo o procedimento de Gaudette et al. (1974). O teor de matéria orgânica foi determinado de maneira empírica, calculado a partir do teor de matéria orgânica, segundo a fórmula: $\%M.O = \%C.O \times 1,724$, de acordo com Guimarães et al. (1970).

4.4 - TRATAMENTO DOS RESULTADOS

Os resultados obtidos nas diferentes análises foram organizados, interpretados e representados em gráficos, tabelas e mapas. Para elaboração dos mesmos, utilizou-se os recursos dos software Excel, Statistica, Aquifer Test, Aqua Chem, Autocad e Surfer for Windows.

Nas análises estatísticas foram desenvolvidos estudos de estatística descritiva, gerando informações básicas como número de amostra válida, média, valores máximos e mínimos, desvio padrão e coeficiente de variação. Foram feitas análises de distribuição de frequências e confeccionados histogramas de valores normais para as principais variáveis. Foram desenvolvidas, ainda, estudos de matrizes de correlações e análises fatoriais. Esses argumentos foram utilizados especialmente para caracterizar, interpretar e correlacionar os resultados hidroquímicos das águas subterrâneas estudadas. Utilizou-se, nesses tratamentos estatísticos, o software Statistica, versão 5.0.

Para caracterizar quimicamente as águas, além do recurso do software Statistica, foi utilizado também diagramas de Piper e Stiff, cujo tratamento dos dados foi realizado com o recurso do software AquaChem 3.70 da Waterloo Hidrogeologic.

Para a confecção do mapa de fluxo subterrâneo da área de estudo, a partir das cargas hidráulicas, é necessário conhecer altitude e profundidade da água do ponto. Assim sendo, foram utilizadas as informações dos níveis de água, que constavam nos boletim de sondagem à percussão e das cotas topográficas de cada poço, obtidos do mapa digital da CODEM (1999). Para representação gráfica utilizou-se o recurso do Surfer for Windows. O recurso do Surfer for Windows foi usado, também, nas confecções de mapas de isotores para os diversos parâmetros físico-químicos, gerados à partir de *Kriging*.

Com relação ao índice de vulnerabilidade do aquífero Barreiras foi avaliado pelo **modelo GOD** (Foster et al. 1988; Foster & Hirata, 1993), com base nos seguintes parâmetros:

- a) G “Groundwater occurrence” - Identificação do tipo de ocorrência do aquífero (G), variando de livre a confinado, dentro de um intervalo de 0 a 1;
- b) O “Overall of litology of aquiperm - Caracterização da zona não saturada, em termos do grau de consolidação e dos tipos litológicos. Isto conduz a um segundo ponto na escala de 0,3 – 1,0;
- c) D “Deph - Determinação da profundidade do nível freático (aquífero não confinado) ou do teto do aquífero ou base da camada confinante (aquíferos confinados) (D). O valor define o terceiro ponto na escala de 0,4 a 1,0.

Cada um dos parâmetros, ao ser avaliado, recebe um índice, sendo o produto destes parâmetros expresso, em termos relativos, numa escala de 0 – 1, representativo da vulnerabilidade natural do aquífero. Os resultados são expressos, em termos qualitativos, em índices de vulnerabilidade extremo, alto, médio, baixo e negligenciável. A Figura (4.1) ilustra os procedimentos de avaliação. Com relação à representação gráfica, utilizou-se o suffer for Windows.

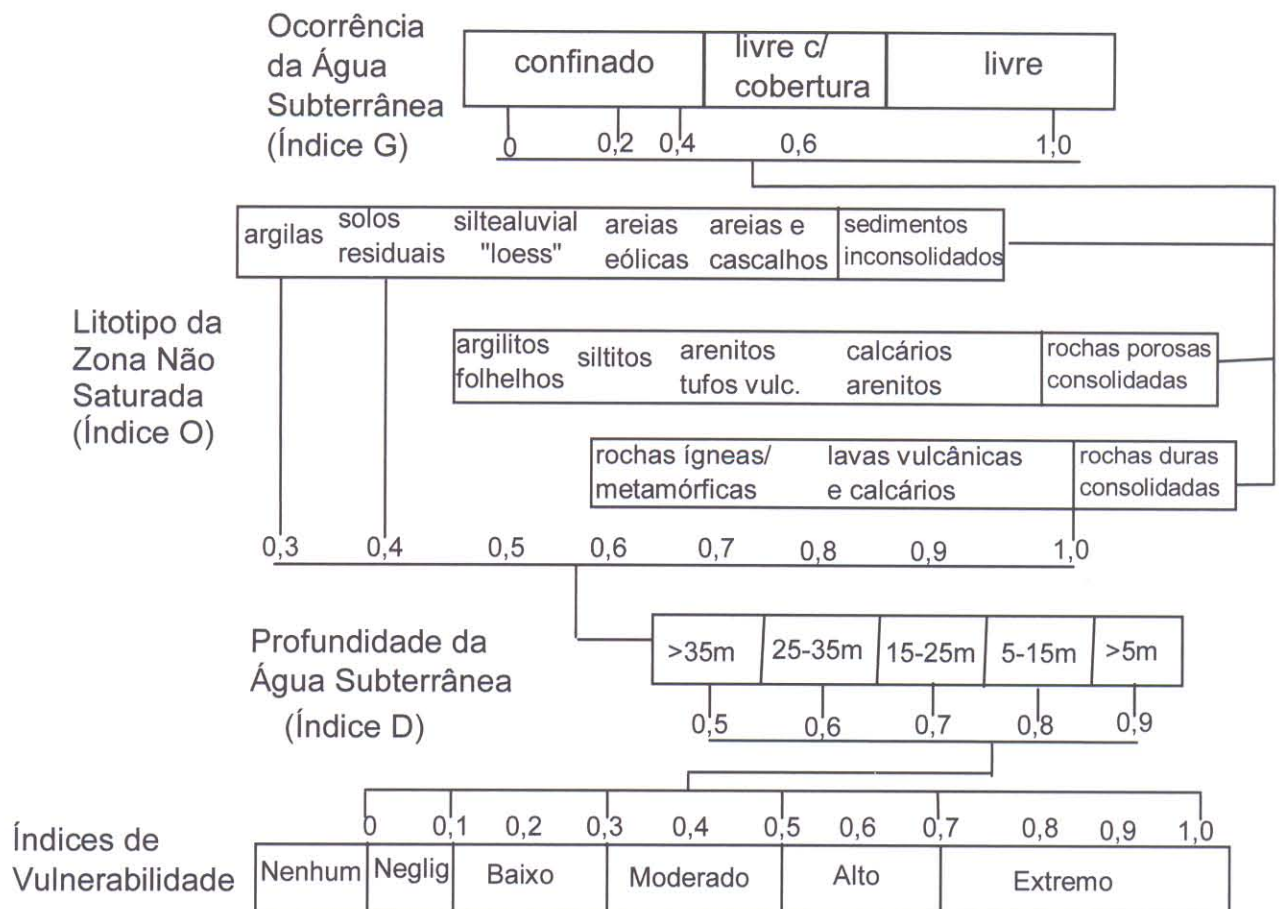


Figura 4.1 – Sistema para avaliação do índice de vulnerabilidade natural do aquífero (Foster et al. 1988).

5 – APRESENTAÇÃO E DISCUSSÃO DOS RESULTADOS

5.1 - ASPECTOS GEOLÓGICOS E HIDROGEOLÓGICOS DA ÁREA DE ESTUDO

Com base nas características litoestratigráficas dos sedimentos, que ocorrem na área, obtidas através das descrições dos perfis de poços tubulares cadastrados, perfis de sondagem à percussão e dos perfis de poços a trado manual, foi possível correlacioná-los com as unidades geológicas regionais do Grupo Barreiras e Pós - Barreiras. Essas unidades sedimentares locais, a exemplo das regionais, guardam duas unidades de aquíferos, denominadas de Barreiras e Pós-Barreiras, sendo que, neste estudo, será enfatizada a primeira, por ser a mais explorada para o abastecimento dos condomínios residenciais.

A estrutura hidrogeológica da área foi definida através de 4 seções geológicas-hidrogeológicas, elaboradas em diferentes direções a partir dos perfis de poços tubulares cadastrados. Esses perfis estão ilustrados nas Figuras (5.3; 5.4 e 5.5) e especificam as correlações entre os poços, variações litológicas verticais e horizontais e as estruturas hidrogeológicas da área. As características litológicas individuais de cada poço estão mostradas no Anexo C. Para a caracterização da zona não saturada, foram feitas determinações da mineralogia dos sedimentos provenientes dos furos a trado, usando difração de raios - X, além do cálculo do teor de matéria orgânica e medidas de pH.

A distribuição das unidades geológicas Barreiras e Pós Barreiras e as direções das seções geológicas-hidrogeológicas na área estão mostradas no mapa geológico no Anexo J. Nesse mapa, também, estão plotados os poços tubulares cadastrados, furos de sonda à percussão e os furos a trado.

5.1.1 - Geologia local

5.1.1.1 - Grupo Barreiras/Pós-Barreiras

Os sedimentos do Grupo Barreiras mostram-se, do ponto de vista litológico, bastante heterogêneos, envolvendo desde argilas até arenitos, com granulometria variando de fina até conglomerática.

O topo dessa unidade sedimentar é, normalmente, marcado por um horizonte laterítico, com espessura de até 3,00 m. Esse horizonte é constituído por sedimentos com aspecto “conglomerático”, com matriz argilo-arenosa envolvendo nódulos ferruginosos e/ou aluminosos,

com forma angulosa à sub-arredondada e com granulometria heterogênea (milimétrica a centimétrica). Os dados, provenientes das sondagens à percussão na área de estudo, especialmente no bairro de Nazaré, constataam a presença de horizontes relativamente próximos à superfície (até a 4,30 m de profundidade), que apresentavam uma maior resistência à penetração da sonda percussiva e que devem corresponder às crostas lateríticas descritas acima. No poço a trado M3, no bairro do Umarizal, nas proximidades do poço (Uma8), o nível argiloso contento fragmentos e nódulos lateríticos, ocorre a partir de 1,80m de profundidade até cerca de 6m. Após essa metragem, o horizonte torna-se essencialmente argiloso (Figura 5.1). O poço M1, localizado também no bairro de Umarizal, apresenta as mesmas características do anterior, mudando apenas as profundidades, conforme a Figura 5.2. Por outro lado, nas correlações dos poços, esse nível laterítico não é contínuo, sendo mais representativos nas seções 1 e 3 (Figuras 5.3 e 5.5). Em direção à base, na maioria dos poços, ocorre uma sucessão de camadas arenosas e pelíticas, com espessuras variadas (ver Anexo C).

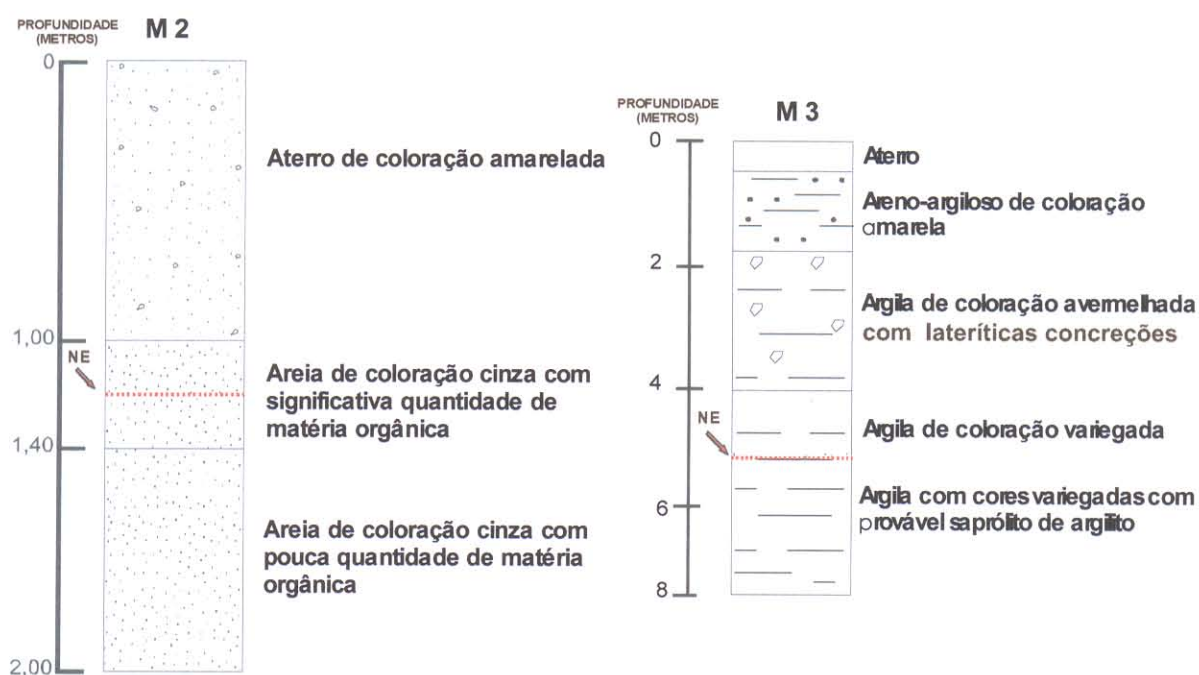


Figura 5.1: Perfis esquemáticos dos furos M2 e M3, perfurados nas proximidades dos poços Uma48 e Uma8, respectivamente, mostrando litologias dos sedimentos Pós-Barreiras e Barreiras. NE = Nível Estático.

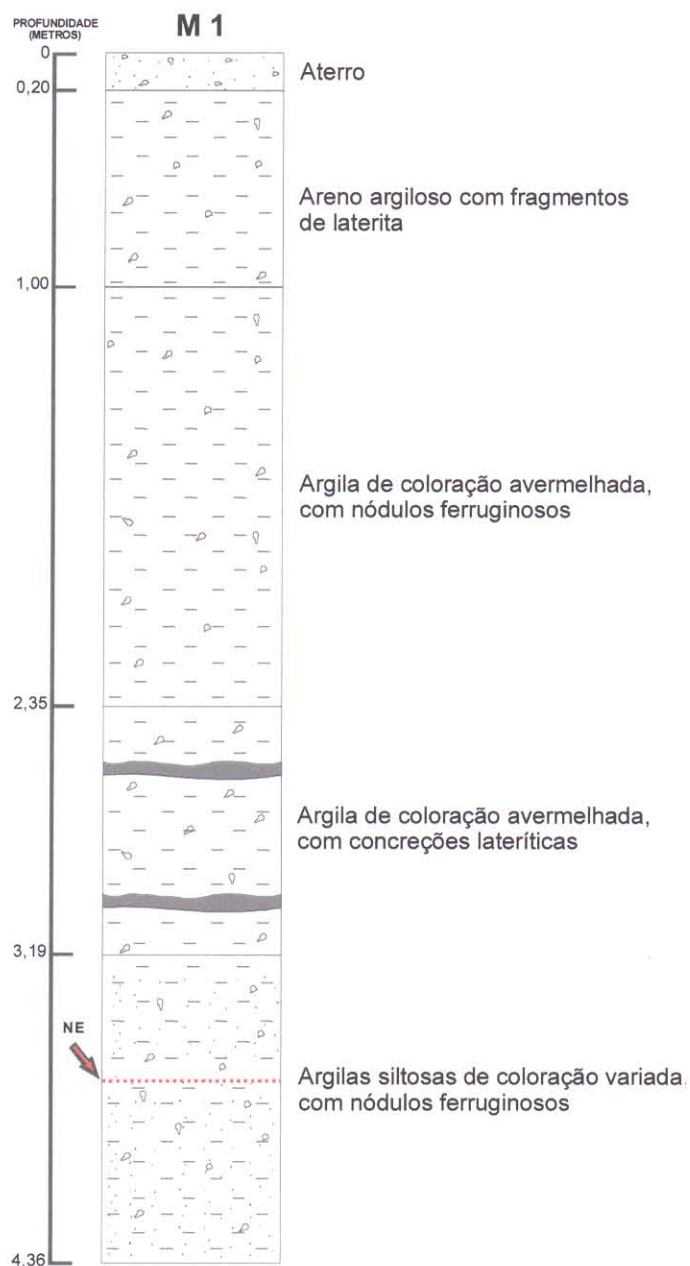


Figura 5.2: Perfil esquemático do furo M1 perfurado no residencial Olympus, bairro do Umarizal, mostrando litologias típicas dos sedimentos Pós-Barreiras e Barreiras. NE = Nível Estático.

Nos locais de topografia mais suave, observa-se, normalmente, a ocorrência de uma camada de areia fina a argilosa, com coloração cinza escura, como visto no poço a trado (M2), localizado no bairro do Umarizal (Figura 5.1), e nos poços (Red6 e Red3), no bairro do Reduto (Anexo C).

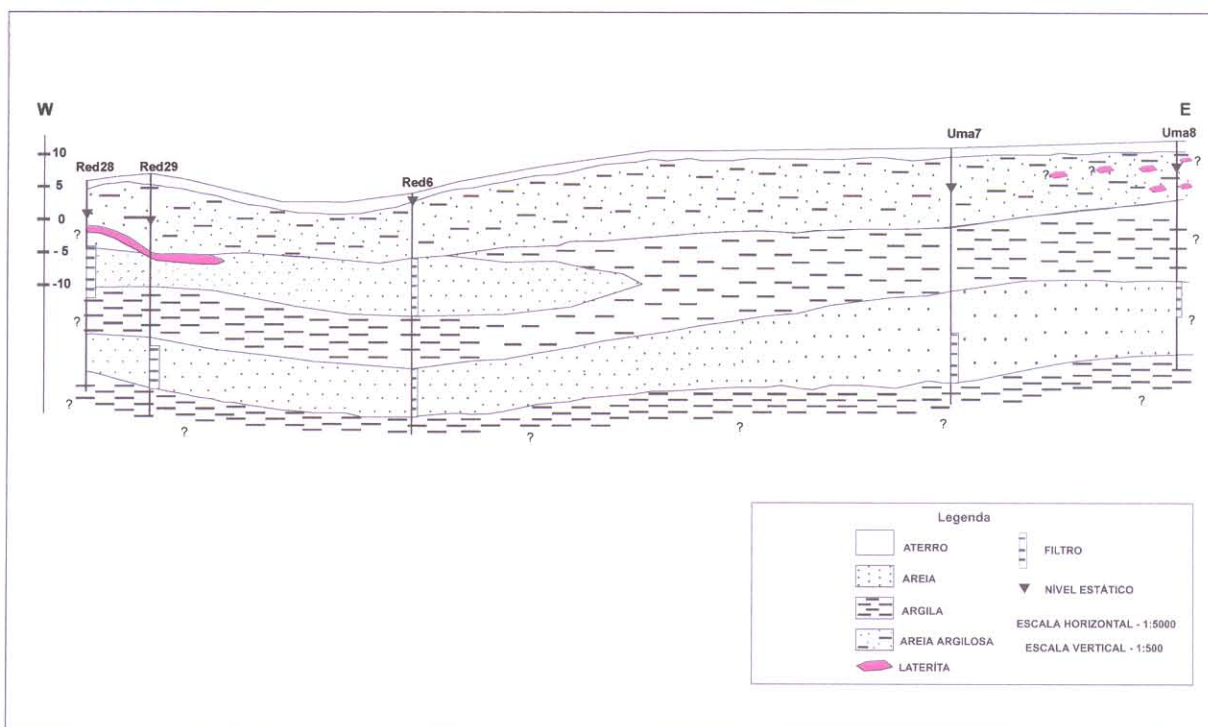
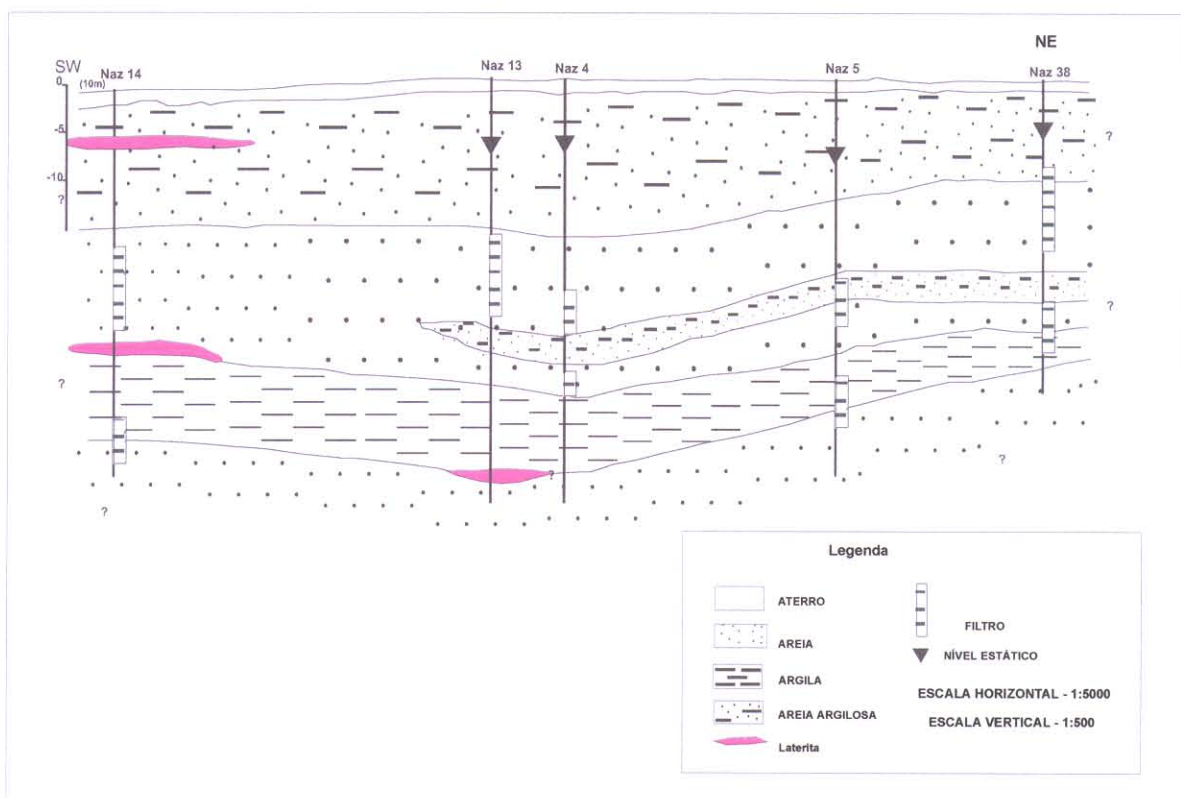


Figura 5.3 - Seção geológico – hidrogeológica 1, englobando os poços Red28, Red29, Red6, Uma7 e Uma8, nos bairros do Reduto e Umarizal.



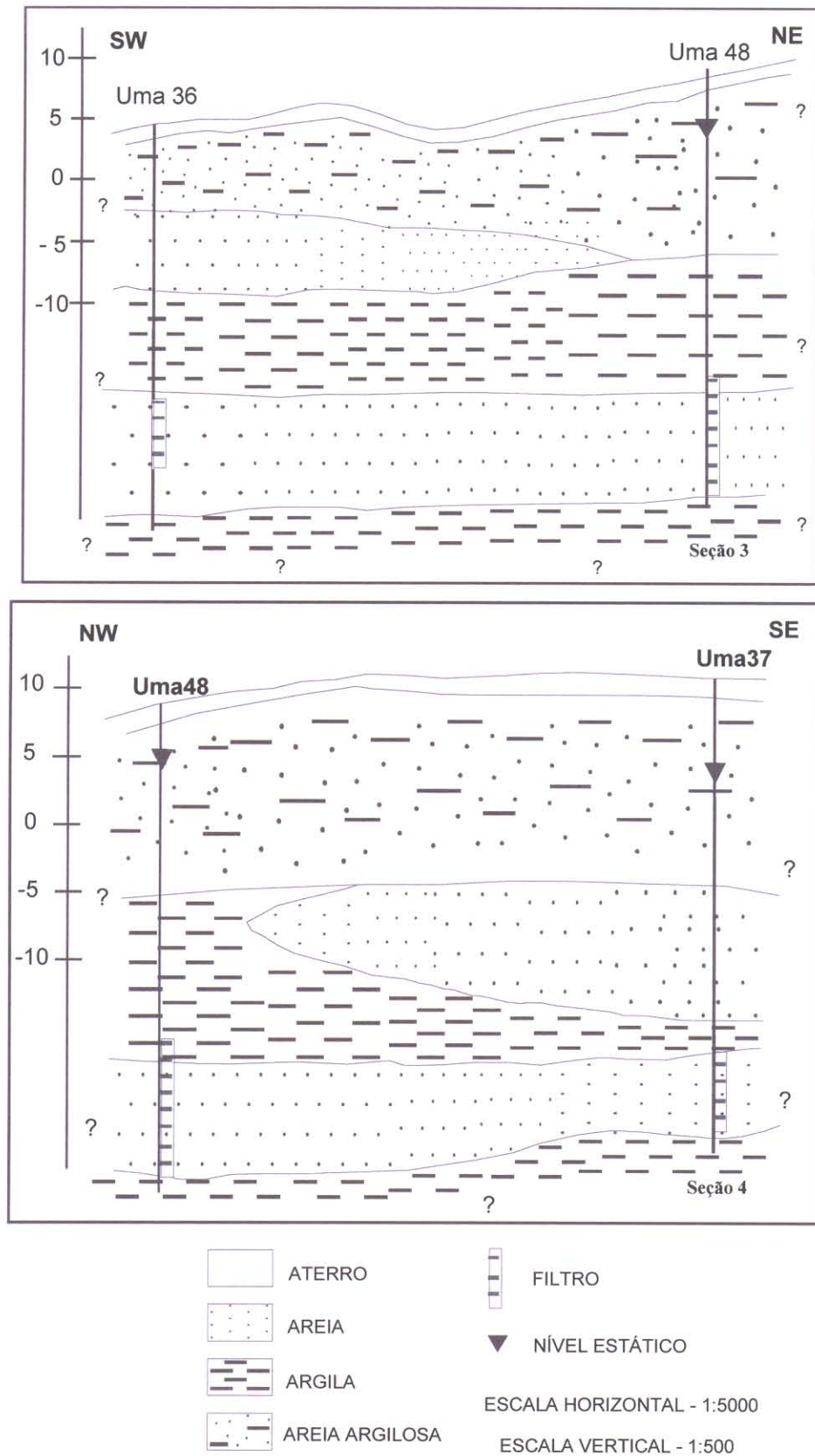


Figura 5.5 - Seções geológicas – hidrogeológicas 3 e 4, englobando os poços Uma 36, Uma37 e Uma48, no bairro do Umarizal.

De acordo com a seção 1 (Figura 5.3), posicionada na direção E-W, verifica-se que na parte Este ocorre duas camadas argilosas. A primeira, com cerca de 10m de espessura, está intercalada com camadas arenoso-argilosa e arenosa (primeiro aquífero). Para Oeste, essa camada argilosa torna-se menos espessa e é interdigitada por uma camada arenosa. A segunda camada argilosa é contínua e ocorre sotoposta a uma espessa camada de areia/arenito (segundo aquífero).

Na seção 2 (Figura 5.4), de direção SW-NE, a primeira camada argilosa é pouco espessa e está intercalada a uma camada de areia/arenito (primeiro aquífero), enquanto a segunda argilosa apresenta a mesma característica da seção 1. Salienta-se que as seções 3 e 4 (Figura 5.5), no bairro do Umarizal, posicionadas nas direções SW-NE e SW-NE, mostram que as camadas geológicas estão distribuídas de forma similar às seções 1 e 2 (Figuras 5.3 e 5.4, respectivamente).

O contato inferior dos sedimentos Barreiras com o topo da Formação Pirabas situa-se à cerca de 78m, de acordo com os dados de poços profundos (Red1, Red2, Uma35) perfurados nos bairros do Reduto e Umarizal, o contato superior é marcado por sedimentos areno-argilosos de coloração amarelada, denominado de Pós-Barreiras. Nas seções geológicas-hidrogeológicas estudadas, os sedimentos Pós-Barreiras mostram-se contínuos em todas as direções, com espessuras de até 2 metros.

5.1.2 Hidrogeologia local

5.1.2.1 - Zona não saturada

Os sedimentos da zona não saturada representam a primeira e mais importante defesa natural contra a contaminação das águas da zona saturada. No item 4.3 do capítulo 4, foram discutidos os principais processos atuantes nesta zona, que podem atenuar, retardar ou mesmo levar à remoção dos contaminantes do meio. Assim, esse grau de atenuação dos contaminantes depende de fatores como espessura, mineralogia, matéria orgânica, teor de argila, pH, granulometria e características hidráulicas do meio. Neste item, serão caracterizados esses fatores com base nos dados provenientes de perfis de poços tubulares residenciais, sondagem à percussão e dos poços a trado.

Na área de estudo, a zona não saturada é constituída dos sedimentos do Pós-Barreiras e do Grupo Barreiras, com espessura variando de menos de 1m, em locais de cota topográfica mais

baixa, a até quase 9 m, em locais de topografia mais elevada. Nos poços a trado (M2, M3 e M1), a zona não saturada mostra espessura de 5,20m, 1,20m e 3,64m, respectivamente, conforme ilustram as Figuras 5.1 e 5.2. Ressalta-se que a espessura da zona não saturada, em aquíferos livres a semilivres, está condicionada às variações sazonais e que os poços a trado estudados foram perfurados no mês de agosto, tipicamente um dos meses de menor precipitação da região. A Tabela 5.1 mostra a variação do nível estático dos poços M1, M2 e M3. Nota-se que para o poço M3 há uma variação de 0,86m entre os meses de novembro/01 e março/02, que representam respectivamente o período de estiagem e chuvoso da região de Belém, onde a área de estudo está inserida.

O estudo mineralógico dos sedimentos coletados dos poços a trado, em diferentes profundidades, limitou-se à difração de raio X, com a localização automática dos picos em difratograma, conforme Anexo E. Entre os minerais encontrados, observa-se independente da profundidade e granulometria, um amplo domínio do quartzo, com presença subordinada de caulinita. A caulinita é um argilomineral, silicato de alumínio hidratado, de fórmula mínima $\text{Al}_2(\text{Si}_2\text{O}_5)(\text{OH})_4$, com capacidade de troca catiônica (CTC) muito baixa (3 – 15meq/100g;), sendo essa em função das cargas negativas do solo, ou seja, quanto mais houver fontes de cargas negativas, maior será sua CTC (Malavolta, 1976). As fontes de cargas negativas de um solo são as soluções coloidais de argila e matéria orgânica (Weetke & Camargo, 1972).

A análise granulométrica dos sedimentos das 3 perfurações a trado (M1, M2, M3) permitiu a determinação dos valores, em percentagem, das frações argila, silte e areia de cada intervalo dos perfis analisados. Esses valores percentuais foram plotados no diagrama triangular de Shepard, com o objetivo de fornecer a classificação textural das amostras dos sedimentos estudados. As Tabelas 5.2, 5.3 e 5.4 mostram o percentual de cada fração granulométrica. A classificação textural desses sedimentos está na Figura 5.6. De acordo com esses dados e utilizando a relação definida por Fetter (1994) entre a classificação textural, permeabilidade intrínseca e condutividade hidráulica (Tabela 5.5), pode-se identificar o intervalo da condutividade hidráulica dessas amostras. Nota-se que nos sedimentos que constituem as camadas superiores nas 3 perfurações, existe uma predominância das frações areia siltosa a silte arenosa, com os valores de condutividade hidráulica na faixa de 10^{-5} a 10^{-3} cm/s e 10^{-6} a 10^{-4} cm/s, respectivamente (Tabela 5.5), enquanto que os sedimentos posicionados nas camadas

inferiores nas perfurações M2 e M3 apresentam, como textura, a fração argila siltosa, com condutividade hidráulica compreendida no intervalo de 10^{-9} a 10^{-6} cm/s (Tabela 5.5).

Tabela 5.1 – Medidas de níveis estáticos (m) nos furos a trado (M1, M2 e M3).

Mês de medição	M1	M2	M3
Outubro/00	3,64 m	1,20 m	-
Fevereiro/00	-	0,03 m	-
Abril/01	2,90 m	0,6 m	-
Setembro/01	-	-	5,52 m
Novembro/01	-	-	5,60 m
Dezembro/01	-	-	5,54 m
Janeiro/02	-	-	4,8 m
Fevereiro/02	-	-	4,74 m
Março/02	-	-	4,74 m
Junho/02	-	-	4,8 m
Agosto/02	-	-	5,4 m
Outubro/02	-	-	5,33 m
Novembro/02	-	-	5,6 m

Com relação ao teste de infiltração realizado nas proximidades do poço M3, o valor da condutividade hidráulica (K) ficou em torno de $5,8 \times 10^{-5}$ cm/s, correspondendo a um material silte a silte arenoso. Comparando os valores de K obtidos pelo método anterior com o do teste de infiltração para o mesmo material, observa-se que os resultados são semelhantes, principalmente para o material posicionado na profundidade de 0,5 a 2,65 m. Dessa forma, os sedimentos estudados apresentam uma capacidade de infiltração que varia de baixa a relativamente boa.

De acordo com Malavolta (1976), os sedimentos com essas características texturais são propensos às acumulações de nitrogênio. Essas características, associadas à capacidade de infiltração variada, composição mineralógica, nível estático raso e a elevada carga de contaminantes, principalmente de fossas séptica ou de rede de esgoto precária, podem levar à contaminação de aquífero livre e raso da área de estudo, como será discutido nos itens seguintes.

As Tabelas 5.2, 5.3 e 5.4 apresentam, ainda, os teores de matéria orgânica em amostras de sedimentos, provenientes da zona não saturada, em diferentes profundidades. Observa-se que os valores de matéria orgânica do solo mostram uma discreta tendência de crescimento com a profundidade, teor de argila e com a diminuição de pH.

Tabela 5.2 – Resultados de teores de C.O(%), M.O (%), pH em água, pH em cloreto de sódio, composição granulometria e a classificação de Shepard dos sedimentos coletados no poço M1.

Am.	Prof.(m)	pH(H ₂ O)	pH(KCl)	%C.O	%M.O	Fração Granulometria			Classificação de Shepard
						Areia%	Silte%	argila%	
M11	0,2-1,0	7,8	7,02	0,2	0,21	69,6	17,9	12,4	Areia siltosa
M12	1,0-1,75	7,57	6,8	0,33	0,56	71,8	9,7	18,53	Silte arenoso
M13	1,75-2,35	7,34	6,87	0,31	0,53	44,1	16,42	39,46	Argila arenosa
M14	2,35-3,19	6,79	5,76	0,16	0,28	34	28,1	37,89	Silte arenoso
M15	3,19-3,86	5,52	4,62	0,47	0,81	28,67	25,6	45,8	Argila siltosa
M16	3,96-4,36	5,61	4,9	0,77	1,3	28,6	27,8	51,6	Argila siltosa

Am. (Amostra); Prof. (profundidade); C.O. (carbono orgânico); M.O. (matéria orgânica);

Tabela 5.3 – Resultados de teores de C.O(%), M.O (%), pH em água, pH em cloreto de sódio, composição granulométrica e classificação de Shepard dos sedimentos coletados no poço M2.

Am.	Prof.(m)	pH (H ₂ O)	PH (KCl)	%C.O	%M.O	Fração Granulometria			Classificação de Shepard
						Areia%	Silte%	argila%	
M21	1,0-1,4	5,95	5,72	0,37	0,64	76,6	23,4	-	Areia siltosa
M22	1,4-1,8	7,19	6,81	0,67	1,15	79,3	10,4	10	Areia

Am. (Amostra); Prof. (profundidade); C.O. (carbono orgânico); M.O. (matéria orgânica).

Tabela 5.4 – Resultados de teores de C. O(%), M.O (%), pH em água, pH em cloreto de sódio, composição granulométrica e classificação de Shepard dos sedimentos coletados no poço de M3.

Am.	Prof.(m)	pH(H ₂ O)	PH(KCl)	%C.O	%M.O	Fração Granulometria			Classificação de Shepard
						Areia%	Silte%	argila%	
M31	0,5-1,5	7,9	6,7	0,2	0,34	69,29	21,04	9,7	Areia siltica
M32	1,5-1,75	7,9	6,9	0,2	0,29	71,9	19,83	8,75	Areia siltica
M33	1,8-2,20	8,1	7,1	0,2	0,3	75,2	14,7	10	Areia siltica
M34	2,2-2,65	8,1	7,2	0,2	0,3	73,98	15,9	10	Silte arenoso
M35	2,65-3,0	8,2	7,3	0,07	0,13	70,3	9,7	20	Silte arenoso
M36	3,0-3,24	8,2	7,3	0,23	0,37	67,8	10,2	24,4	Silte argiloso
M37	3,24-3,96	8,1	7,5	0,1	0,2	53,8	9,95	36,2	Areia argilosa
M38	4,0-5,0	7,7	7,2	0,3	0,5	37,73	23	44,3	Silte arenosa
M39	5,0-5,30	6,9	6,5	0,15	0,26	77	18,96	39,4	Argila siltosa
M10	5,30-6,0	4,7	4,0	0,18	0,31	32,2	10,9	56	Argila siltosa

Am. (Amostra); Prof. (profundidade); C.O. (carbono orgânico); M.O. (matéria orgânica).

Tabela 5.5 – Faixa de valores de permeabilidade intrínseca e condutividade hidráulica para vários materiais não consolidados (Fetter, 1994).

Material	Permeabilidade Intrínseca (cm ²)	Condutividade Hidráulica (cm/s)
Argila	10^{-14} – 10^{-11}	10^{-9} – 10^{-6}
Silte; Silte arenoso	10^{-11} – 10^{-9}	10^{-6} – 10^{-4}
Areia argilosa	10^{-11} – 10^{-9}	10^{-6} – 10^{-4}
Areia siltosa; Areia fina	10^{-10} – 10^{-8}	10^{-5} – 10^{-3}
Areia bem distribuída	10^{-8} – 10^{-6}	10^{-3} – 10^{-1}
Cascalho bem distribuído	10^{-7} – 10^{-5}	10^{-2} – 10^0

Com relação aos valores de pH observa-se, em geral, uma tendência à neutralidade, com os valores de pH medidos em água maior do que os valores de pH medidos em KCl, resultando portanto, em $\Delta \text{pH} < 0$. Esse valor de ΔpH encontrado em todos os intervalos analisados, indica predomínio de cargas negativas no solo, com presença também de cargas positivas (Weetke & Camargo, 1972).

Nas profundidades maiores há diminuição nos valores de pH, atingindo o mínimo de 4,65 na maior profundidade (5,3 – 6,0m) do furo M3. Com exceção do furo M2, os valores de pH (em água e KCl) diminuem com a profundidade (Tabelas 5.3, 5.4 e 5.5).

Comparando os valores de pH obtidos, com os determinados por Costa et al. (1991) para sedimentos similares, na região de Outeiro localizada no subúrbio de Belém, observa-se que o pH medido em Outeiro é mais ácido na porção mais superficial, em torno de 3,4, tendendo a aumentar com a profundidade. Ressalta-se que na época da realização desse trabalho, a influência de esgoto doméstico e fertilizante, neste local, era inexpressiva. Considerando-se, ainda, o fato da caulinita ser mineral de argila dominante no material estudado, era de se esperar que ela proporcionasse maior quantidade de íons H^+ liberados, diminuindo assim o pH do solo, além da influência da matéria orgânica na parte mais superficial do solo. Esse fato, entretanto, não está ocorrendo nos furos estudados, o que leva a concluir que além da caulinita e da matéria orgânica original, outros fatores, possivelmente de caráter antrópico, estão influenciando no comportamento do material estudado.

É importante destacar que um solo com influência de efluente doméstico, como o estudado, pode acarretar nesse solo a adição de uréia, presente na urina humana e nos fertilizantes. No solo, a uréia é rapidamente hidrolizada pela uréase dos microrganismos fato que resulta uma elevação temporária do pH seguida de abaixamento por causa da nitrificação (Malavolta, 1976). A reação hidrolização da uréia (reação 1) foi mostrada no capítulo 3. Essa

situação deve estar ocorrendo nos perfis do solo aqui estudados, o que reforça a sugestão anteriormente mencionada.

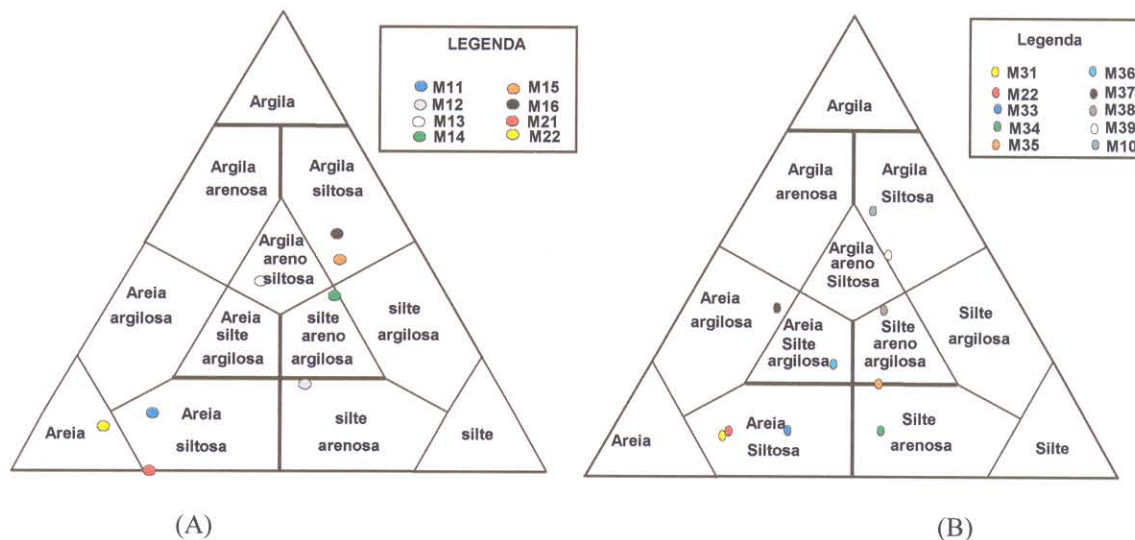


Figura 5.6 - Diagrama Triangular de Shepard classificando as amostras de sedimentos provenientes dos furos a trado M1 e M2 (A) e M3 (B).

5.1.2.2 - Aquíferos Barreiras

Os aquíferos identificados na área são constituídos basicamente por areia e arenitos de granulometria fina a grossa e cascalhos. Com base, principalmente, nas características litológicas e da profundidade de ocorrência, foi feita uma correlação com os aquíferos regionais do Grupo Barreiras. A seguir serão descritas 4 seções geológica-hidrogeológicas.

A seção 1 (Figura 5.3) tem disposição W-E e engloba poços dos bairros de Reduto e Umarizal. É observado, nessa seção, dois aquíferos. O primeiro, mais superficial, ocorre com espessura de cerca 10m, e está intercalado entre os sedimentos areno-argilosos e a primeira camada argilosa. Nessa seção, observa-se que o primeiro aquífero está interdigitado com a primeira camada argilosa, levando a uma limitação de sua espessura útil. Acrescenta-se que essa primeira camada argilosa mostra, freqüentemente, fragmentos de crosta laterítica, conforme atesta o furo M3, nas proximidades do poço Uma8. Esse aquífero não apresenta continuidade ao longo da direção Este, uma vez que, os poços (Uma7, Uma8), localizados nesta direção, não o

interceptaram. O segundo aquífero, mais profundo, ocorre de forma contínua ao longo de toda a seção, sendo mais espesso na porção Este, com espessura em torno de 20m.

A seção 2 (Figura 5.4) está posicionada no bairro de Nazaré, no sentido SW-NE. Pode-se observar que a primeira camada arenosa ou o primeiro aquífero mostra-se mais delgado do que a seção anterior, principalmente na sua parte SW, apresentando continuidade lateral e espessura máxima de 20m. Na parte NE e no centro da seção, ocorre uma fina camada de sedimento areno-argiloso, não interceptado no poço Naz14, localizado na porção SW. Em relação ao segundo aquífero, sua ocorrência nesta direção é semelhante ao da seção 1.

As seções 3 e 4 (Figura 5.5), com extensões de cerca 500m, estão situadas no bairro de Umarizal, com direção SW-NE, NW-SE, respectivamente. A seção 3 engloba os poços Uma36 e Uma48, a seção 4, os poços Uma48 e Uma37. Essas seções mostram as camadas geológicas com as mesmas distribuições das seções 1 e 2.

O contato superior do primeiro aquífero é delimitado por sedimentos areno-argilosos, com espessura variando de 0,2 a 10 metros, como registrado nas 4 seções, já o contato inferior é marcado pela primeira camada de argila, de espessura variada. Verifica-se que na porção Este do bairro do Umarizal não foi evidenciado esse primeiro aquífero (seção 1 – Figura 5.3), estando presente, entretanto, na sua porção SE. Em relação ao segundo aquífero, observa-se que o seu contato, tanto superior quanto o inferior, é limitado por camadas de argilas. É importante destacar que nas porções E e NE do bairro de Umarizal, a primeira camada argilosa mostra fragmentos de crosta laterítica, como atestam as descrições dos furos M3, M1 (Figura. 5.1 e Figura 5.2, respectivamente) e dos poços Uma8 e Uma7 (Anexo C).

Com base nos aspectos litológicos e no posicionamento das camadas argilas, definiu-se o primeiro aquífero como semilivre, enquanto que o segundo aquífero é caracterizado como semiconfinado. De acordo com Oliveira et al. (2002), o segundo aquífero, embora seja confinado, apresenta, no bairro do Umarizal, intercomunicação e conexão hidráulica com o primeiro aquífero, conforme evidenciado por teste de bombeamento.

Dos 70 poços tubulares cadastrados (ver Tabela no Anexo E) que exploram esse aquífero, apenas 37% apresentavam ficha técnica completa ou algum tipo de informação, como profundidade por exemplo. No geral, os poços estão em operação a mais de 10 anos, com profundidade que atinge até 40 metros, com exceção dos poços Red1, Red2 e Uma35, que são mais profundos (acima de 60 metros) e que foram concluídos no terceiro aquífero Barreiras ou no

primeiro aquífero Pirabas. Os diâmetros das perfurações dos poços rasos são de 12", com revestimento geomecânico e filtros de 6". Os filtros estão posicionados tanto no primeiro aquífero quanto no segundo aquífero do Barreiras. As profundidades dos filtros e espessuras, bem como as medidas de vazões, estão mostradas nos anexos 3 e 5, respectivamente. Verifica-se, portanto, que os filtros estão localizados a partir de 10 m, com as vazões variando entre 5000 l/h a 15000 l/h. Com relação à espessura dos aquíferos, observa-se uma grande variação com valor mínimo de 3,6 m (Naz9) e máximo 16 m (Red6). Cabe destacar que os citados valores de vazões englobam tanto o primeiro quanto o segundo aquífero Barreiras.

Os níveis estáticos, por diversos motivos, não foram medidos durante a execução dos trabalhos. Na maioria dos poços cadastrados não existe abertura para a passagem do medidor de nível d'água, dificultando, portanto, a avaliação das medidas regulares. Somado a isso, os poços da área de estudo possuem bombas de controle automático com regime de bombeamento ininterrupto de 24 horas e com exploração não controlada. Todos esses fatores geram, portanto, oscilações dos níveis d'água, mascarando os resultados no momento da realização de um teste de aquífero. Desse modo, as medidas aqui apresentadas correspondem àquelas feitas durante o processo de perfuração dos poços tubulares cadastrados, os quais constam na ficha técnica (ver Anexo D) e as provenientes da sondagem à percussão –SP. Sem considerar, portanto, o período de medição, observa-se que os níveis estáticos variam de menos 1,0 m, nas áreas de cotas topográficas mais baixas, até 11 m nos poços localizados nas partes mais elevadas. A Tabela 5.1 mostra os níveis d'água medidos nos 3 poços perfurados a trado manual no bairro do Umarizal. Verifica-se que os furos M1 e M2 apresentam a profundidade do nível de água em torno de 3,64 m e 1,2 m respectivamente. Ressalta-se que o M2 está localizado em cota topográfica mais baixa do que o M1. No furo M3 foram feitas várias medidas de nível estático, mostrando uma discreta oscilação de aproximadamente 0,86m, do período menos chuvoso ao chuvoso.

Tendo em vista a impossibilidade de executar os testes de bombeamentos, por razões descritas anteriormente, as estimativas dos parâmetros hidrodinâmicos do aquífero Barreiras da área provêm dos dados de relatórios técnicos de dois poços situados no bairro do Marco, nas proximidades da área estudada. Esses testes foram realizados com compressor e vazões constantes de 8,4m³/h e 2,79m³/h, respectivamente. Para a interpretação desses resultados, foi aplicado o método de Cooper & Jacob (Feitosa & Manuel Filho, 1997), com auxílio do recurso do *aquífer test da Waterloo Hidrogeologic*. Os resultados obtidos permitiram calcular uma

transmissividade variando de $128\text{m}^2/\text{dia}$ a $145\text{m}^2/\text{dia}$, assim como afirmar que a condutividade hidráulica (K) variou de $2,47 \times 10^{-2} \text{ cm/s}$ (21 m/dia) a $1,29 \times 10^{-2} \text{ cm/s}$ (11 m/dia), ficando na faixa de areia bem selecionada (Figura 5.7). Os valores da condutividade hidráulica (K) mostram-se relativamente próximos aos encontrados por Piratoba Morales (2002) na área do Aurá, nos arredores de Belém, que variaram de $9,0 \times 10^{-3} \text{ cm/s}$ a $1,1 \times 10^{-3} \text{ cm/s}$, estando portanto, na faixa de areia siltsosas a areia finas (Fetter, 1994).

O método do Slug test foi realizado no furo M3, com a finalidade, também, de determinar a condutividade hidráulica (K) do aquífero estudado. O valor da K por esse método ficou em torno de $7,73 \times 10^{-3} \text{ cm/s}$ ($6,2 \text{ m/dia}$) e $5,17 \times 10^{-3} \text{ cm/s}$ ($4,5 \text{ m/dia}$) para inserção e retirada da sonda, respectivamente (Figuras 5.8 e 5.9). Constata-se que esses valores são característicos de areias siltsosas a areias finas (Fetter, 1994), semelhantes aos obtidos por Piratoba Morales (2002) e um pouco menor dos que os valores encontrados no bairro do Marco bem próximo da área de estudo.

Com objetivo de se conhecer o movimento das águas subterrâneas do aquífero semilivre da área, foi elaborado um mapa de fluxo, a partir das cargas hidráulicas, sendo necessário, para isso, conhecer a altitude e a profundidade das águas nos diversos pontos cadastrados. Considerando a impossibilidade de se obter a profundidade do nível d'água em um mesmo período climático, optou-se então por duas situações. Na primeira, elaborou-se um mapa de fluxo com os níveis estáticos que constam nos boletim das sondagens à percussão, considerando os medidos no período chuvoso, uma vez que, a oscilação do nível d'água, nesse período, é praticamente insignificante, conforme mostra o acompanhamento efetuado no furo M3 (Tabela 5.1). A segunda situação corresponde à análise do mapa topográfico da área (Anexo M), levando em consideração que nos aquíferos livres e semilivres, o fluxo da água acompanha a topografia (Fetter, 1994).

A comparação dos mapas de fluxo (Figura 5.10) e topográfico (Anexo M) da área mostra que as principais linhas de fluxo estão preferencialmente orientadas para o centro da área, o que coincide com o bairro do Reduto e parte do bairro de Nazaré. Na porção nordeste da área (nos bairros do Umarizal e Nazaré), nota-se um fluxo divergente que corresponde a um divisor de água.

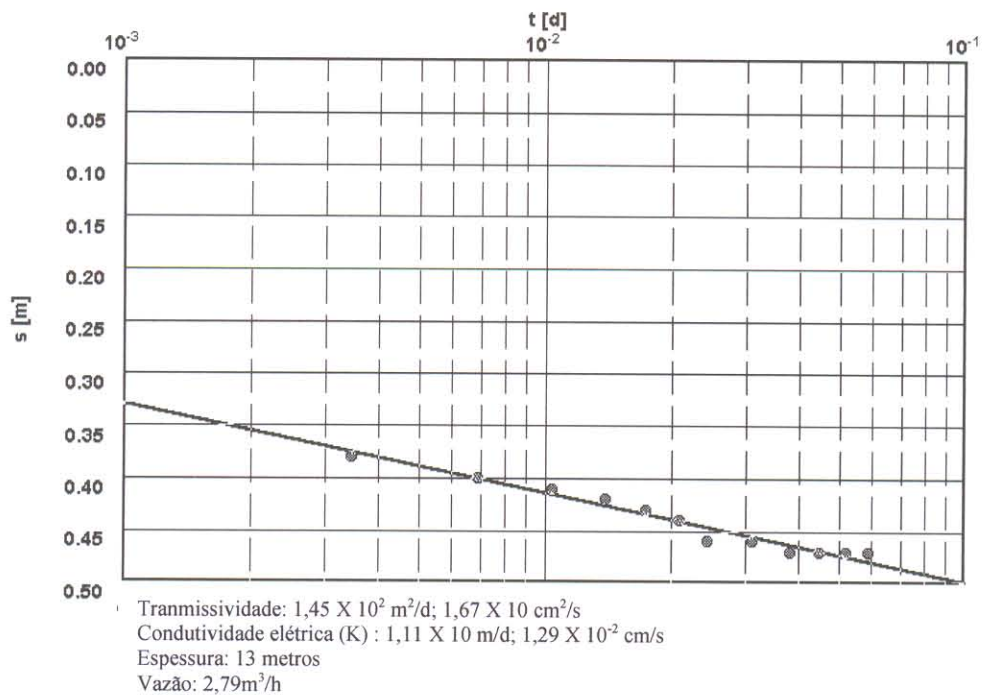
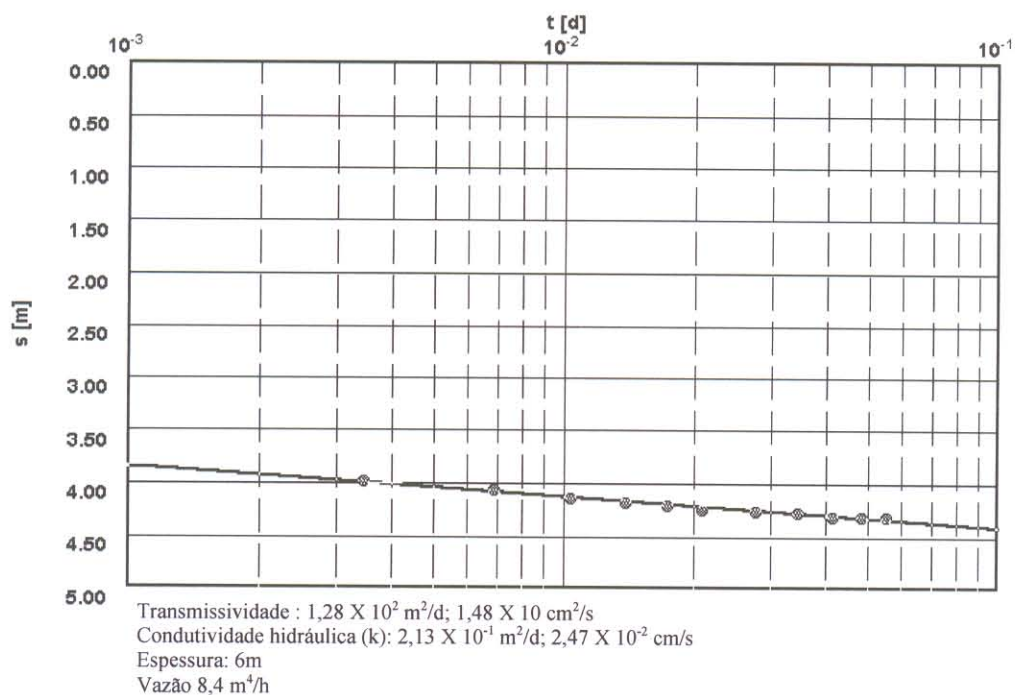


Figura 5.7 - Evolução do rebaixamento com o tempo em poços localizados no bairro do Marco, nas proximidades da área de estudo.

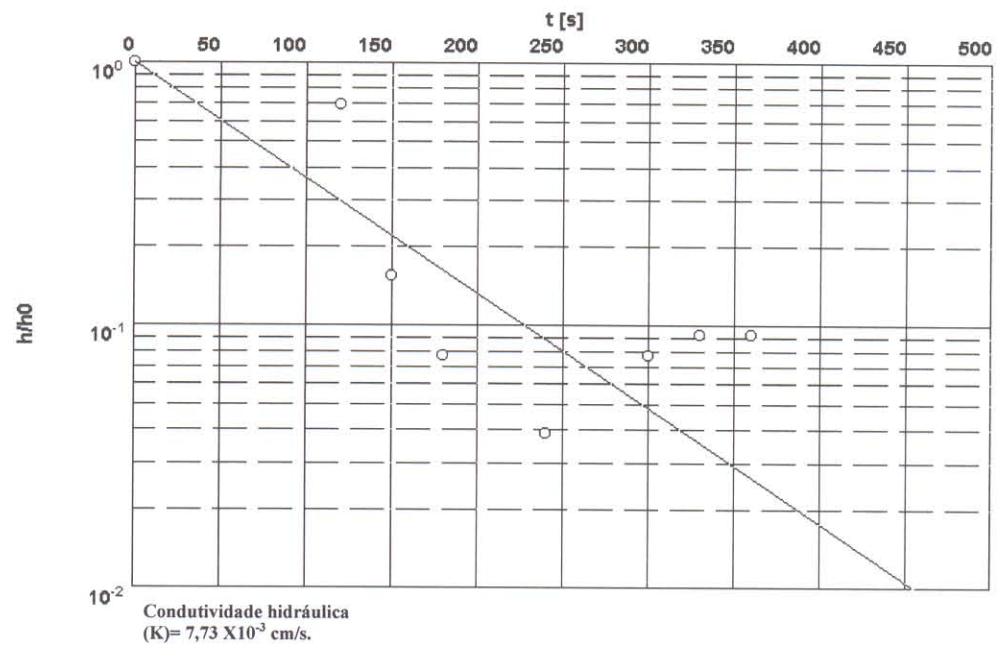


Figura 5.8 – Slug test (inserção da sonda) realizado no furo a trado M3.

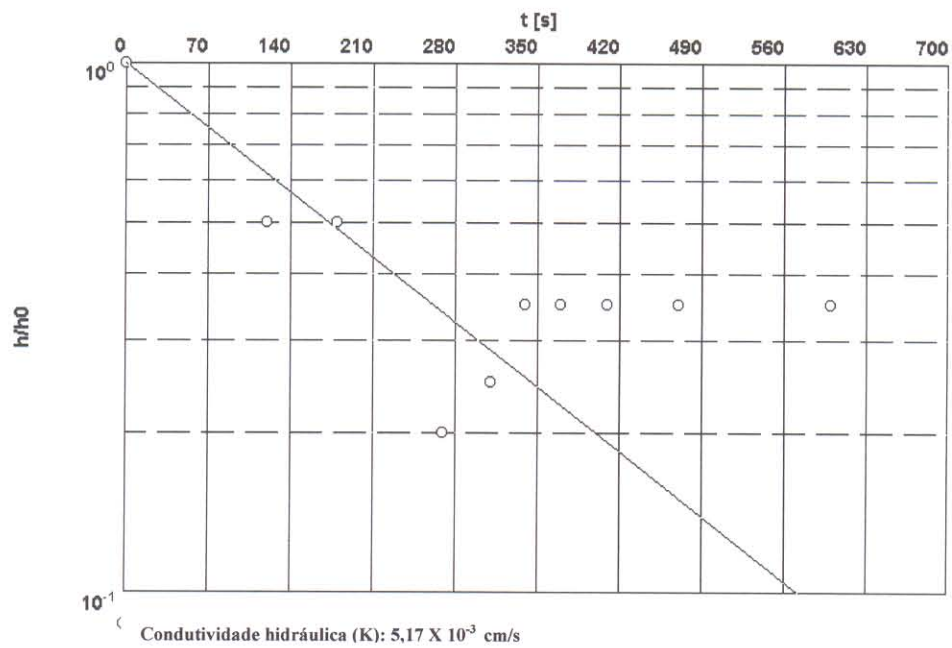


Figura 5.9 – Slug test (retirada da sonda) realizado no furo a trado M3

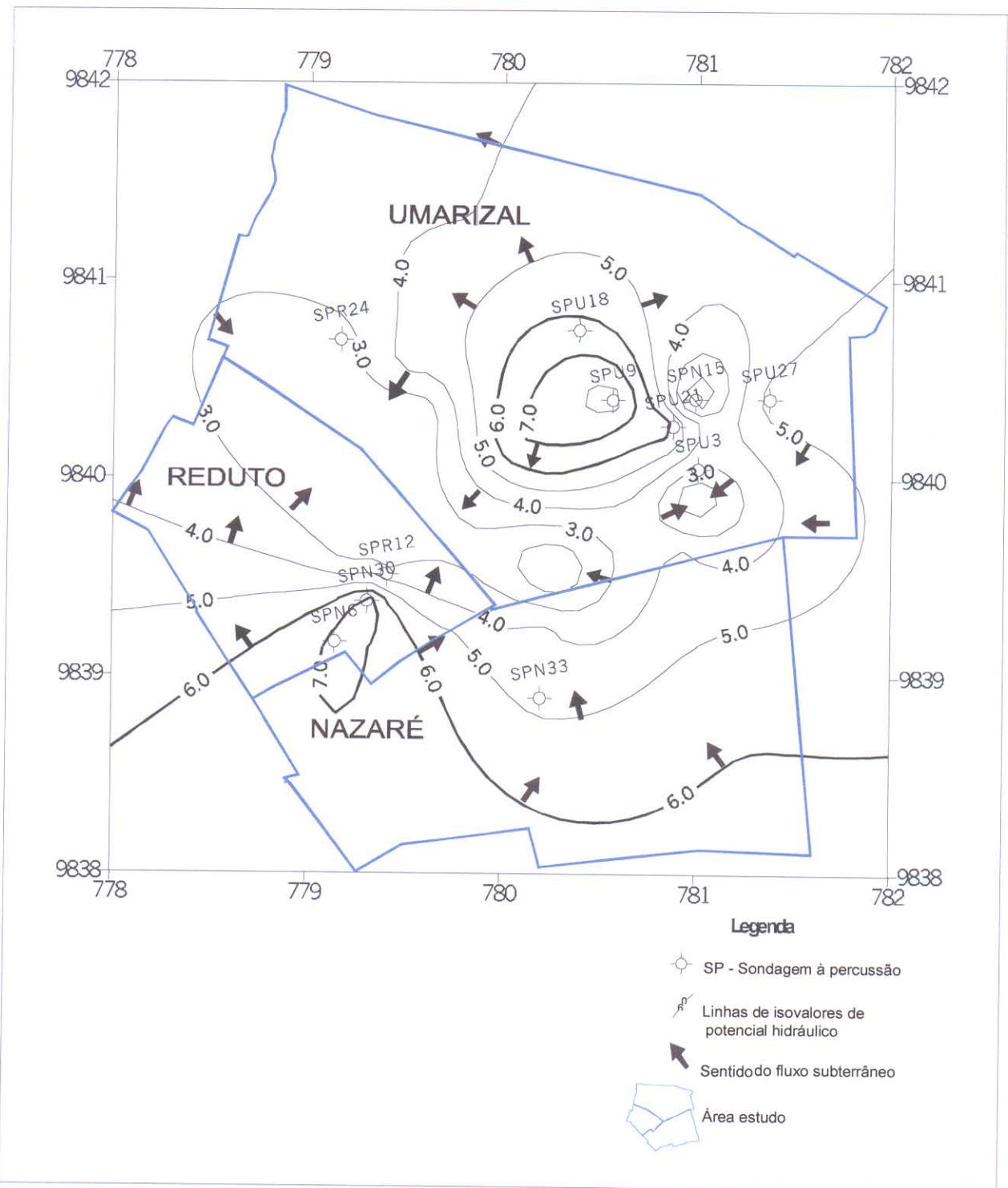


Figura 5.10 – Mapa de fluxo subterrâneo (aquífero livre a semiconfinado) para o período chuvoso.

5.1.2.3 -Vulnerabilidade natural do aquífero Barreiras

No item (4.4 do capítulo 4) foi explicado o método empírico de Foster & Hirata (1994), utilizado para avaliar a vulnerabilidade natural de aquífero. PEHRMB (2001) utilizando essa metodologia definiu, para a região metropolitana de Belém, o índice de vulnerabilidade do sistema aquífero Barreiras em duas classes. A primeira apresenta um alto índice de vulnerabilidade, ocorrendo quando o sistema Barreiras se comporta como aquíferos livres e com pequena espessura da zona não saturada. A segunda é definida como de índice moderado, quando o sistema Aquífero Barreiras se apresenta confinado.

Em escala de detalhe, neste trabalho, a definição da vulnerabilidade do aquífero Barreiras, nos bairros estudados, seguiu a mesma metodologia usada por PEHRMB (2001). Foram considerados os aspectos geológicos (tipo, espessura e continuidade das rochas que compõem a zona não saturada), profundidade do nível de água e a identificação da forma de ocorrência da água subterrânea. Salienta-se que a profundidade do nível de água para o período chuvoso foi estimada a partir das medidas que constavam nos relatórios técnicos dos poços cadastrados e dos boletins de sondagem à percussão (SP). Essa estimativa considera que a oscilação de nível d'água, para o aquífero em questão, de um período para outro é em torno de 1,0 m, conforme consta também nas medidas efetuadas nas proximidades de Belém, por Gaspar (2001) e Piratoba Morales (2002). Além disso, o acompanhamento da variação do nível d'água efetuado no poço M3 (Tabela 5.1, no subitem 5.1.1), localizado no bairro de Umarizal, reforçou essa estimativa.

A Tabela (5.6) mostra o valor de cada parâmetro utilizado, bem como o produto entre os mesmos, que define os índices de vulnerabilidade da área, enquanto que o mapa (Figura 5.11) apresenta a distribuição espacial desses índices. A partir da análise do mapa, observa-se que mais de 70% da área apresenta vulnerabilidade média (0,3 a 0,5), abrangendo grande parte dos bairros do Reduto e do Umarizal, além de pequena parte do bairro de Nazaré. Nessas porções, o aquífero Barreiras é predominante semilivre e a profundidade do nível de água está em cerca de 2m. Ressalta-se que sedimentos areno-argilosos são os tipos litológicos dominantes da zona não saturada. Uma outra parte, correspondendo a cerca de 25% da área, apresenta índice de vulnerabilidade baixo (menor que 0,3), estando bem caracterizados no bairro de Nazaré e em pequena porção do Umarizal. O aquífero Barreiras, nesses locais, comporta-se como semiconfinado e a profundidade do nível da água está próximo de 5 metros, principalmente nos

poços localizados em cota topográfica em torno de 10m. No restante da área, a vulnerabilidade é alta (acima de 0,5), estando presente em duas pequenas porções nos bairros do Reduto e Umarizal. Nessas porções, a profundidade do nível de água é rasa, em torno de 1m, e o aquífero Barreiras mostra-se semi-livre a livre.

Tabela 5.6 – Parâmetros G (groundwater occurrence), O (overall aquifer) e D (depth to groundwater) e índices de vulnerabilidade natural para o aquífero Barreiras na área de estudo.

POÇO/FURO/ SP	COORDENADAS		PARÂMETROS			ÍNDICE DE VULNERABILIDADE		
	UTM-N	UTM-E	G	O	D	Baixo	Médio	Alto
						0.1 – 0.3	0.3 – 0.5	0.5 – 0.7
NAZ5	780.158	9839.609	0.4	0.6	0.8	0.2		
RED6	779.643	9839.831	1.0	0.6	1.0			0.6
NAZ11	770.516	9839.361	0.6	0.6	0.8		0.36	
NAZ13	779.850	9839.510	0.6	0.6	0.8		0.30	
NAZ15	779.579	9838.630	0.6	0.7	1.0		0.42	
NAZ20	779.850	9839.380	0.6	0.7	1.0		0.42	
RED21	779.700	9840.180	1	0.6	0.9			0.54
NAZ24	780.135	9839.13	0.6	0.6	0.8	0.29		
NAZ25	779.380	9839.02	0.4	0.6	0.8	0.19		
RED28	779.125	9839.824	1	0.6	0.9			0.54
NAZ34	779.600	9838.820	0.6	0.6	0.8	0.29		
NAZ38	780.330	9839.697	0.6	0.7	0.9		0.4	
Furo1	779.430	9841.400	1	0.63	0.9			0.56
Furo2	779.547	9841.352	0.6	0.7	0.9		0.37	
Furo3	780.108	9840.103	0.6	0.6	0.9		0.32	
SP1	780.000	9839.550	0.6	0.6	0.7	0.25		
SP2	779.820	9839.540	0.6	0.6	0.7	0.25		
SP3	779.900	9840.550	1.0	0.7	0.9			0.63
SP4	780.480	9840.020	0.4	0.6	0.8	0.19		
SP5	780.970	9839.870	0.4	0.6	0.9	0.22		
SP6	779.870	9839.880	1.0	0.6	0.8		0.48	
SP7	780.620	9839.720	0.4	0.6	0.8	0.19		
SP8	779.350	9840.350	0.6	0.6	0.8	0.29		
SP9	780.300	9839.840	0.6	0.6	0.8	0.29		
SP10	779.090	9840.740	0.6	0.6	0.9		0.32	

SP – sondagem a percussão G - groundwater occurrence O - overall aquifer D - depth to groundwater

Ressalta-se que os três níveis de vulnerabilidade (alto, moderado e baixo), identificados no aquífero Barreiras da área, seguem a classificação regional de PEHRMB (2001). Essa

classificação é relativa, muito embora se entenda que um aquífero com alto índice seja aquele possível de ser contaminado por quase todos os tipos de contaminantes, incluindo as bactérias, que apresentam baixa persistência. A vulnerabilidade média relaciona-se à aplicação de contaminantes com maior persistência e/ou mobilidade, como metais pesados e alguns produtos orgânicos sintéticos, incluindo os hidrocarbonetos aromáticos. Em contrapartida, a baixa vulnerabilidade associa-se a aquíferos susceptíveis apenas aos produtos muito persistentes e móveis, como solventes sintéticos e nitrato (Hirata & Ferreira, 2001). Desse modo, os domínios dos índices vulnerabilidade da área estabelecem que o aquífero Barreiras, a exemplo da situação regional, apresenta perigo de contaminação, principalmente considerando que a área estudada é urbana e, conseqüentemente, concentra várias atividades potencialmente poluidoras, como o sistema de saneamento *in situ*, algum tipo de vazamento na rede geral de esgoto sanitário, ou ainda, grande concentração de postos de combustíveis.

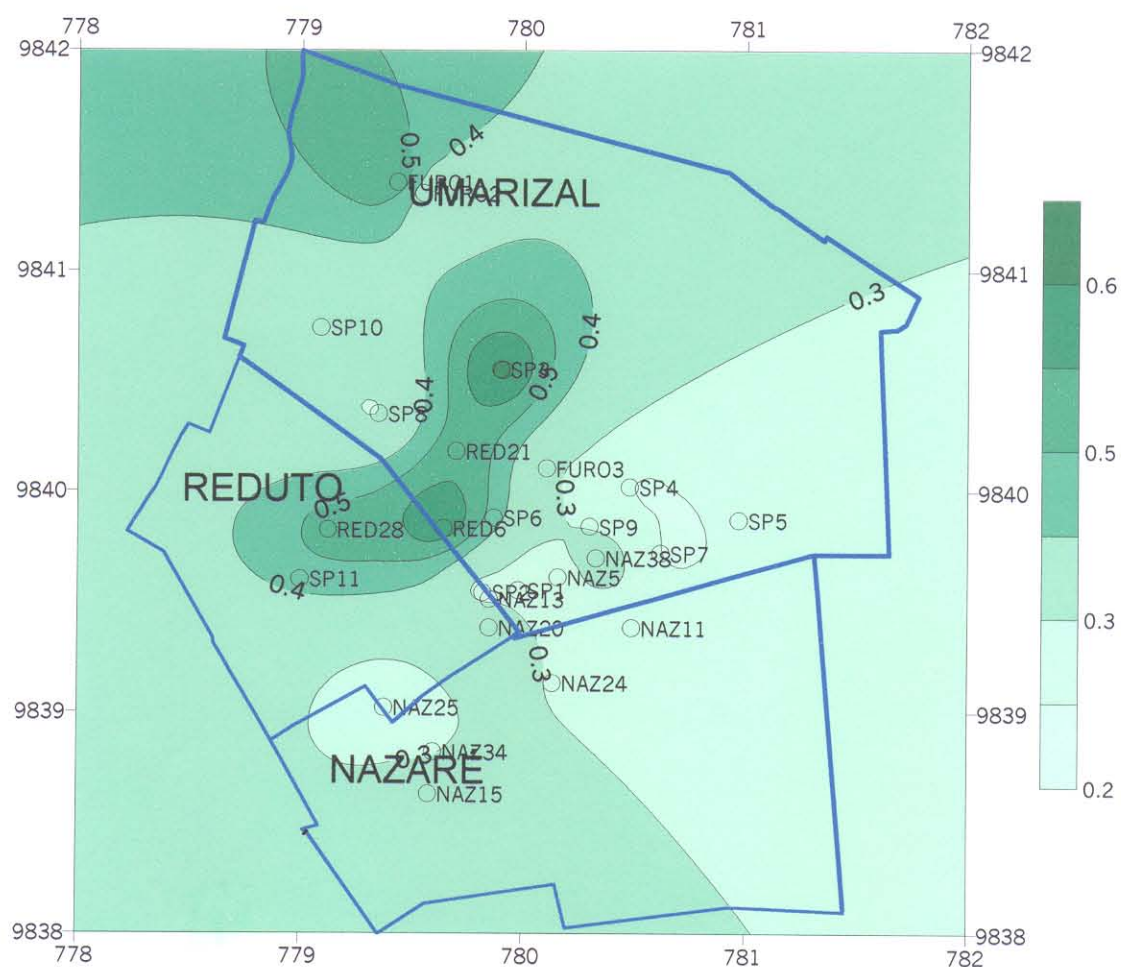


Figura 5.11- Vulnerabilidade do aquífero Barreiras (semilivre) na área de estudo.

5.2 – AVALIAÇÃO HIDROQUÍMICA E ASPECTOS DA CONTAMINAÇÃO DAS ÁGUAS SUBTERRÂNEAS DO AQUÍFERO BARREIRAS

5.2.1 - Generalidades

5.2.1.1 - Acuracidade dos resultados

A validação das análises químicas foi verificada através do equilíbrio iônico. Sabe-se que, numa análise completa, o número de miliequivalentes positivos (cátions) deve ser aproximadamente igual ao número de miliequivalente negativos (ânions). Quando isso não se verificar, temos um coeficiente de erro dado segundo a equação (Freeze & Cherry, 1979):

$$E (\%) = \frac{rP - rN}{rP + rN} \times 100 \quad (7)$$

Onde: rP e rN são a soma dos eletropositivos e dos eletronegativos, em meq/L.

Para um coeficiente de erro (E%) não superior a 10%, a análise pode ser considerada no limite de aceitabilidade. Altos valores de E% podem indicar: um erro analítico, um erro de cálculo, a presença de certos íons não analisados na água em concentrações apreciáveis, entre outros (Fenzl, 1988; Santos, 1997).

Nas 7 campanhas de amostragem em que as análises químicas das águas foram completas, os erros obtidos através do balanço iônico estão ilustrados em Tabelas no anexo (F). Observa-se que a maioria das amostras apresenta erros inferiores a 10%. As que excederam a 10%, geralmente, estão relacionadas ao fato da não determinação de elementos químicos, como o sulfato, cloreto e/ou bicarbonato, que estão presente nessas águas em concentrações apreciáveis. Nas amostras para determinação do nitrato e amônio foram utilizadas duplicatas, cujos os resultados dos teores encontrados foram semelhantes. Cabe destacar que as amostras nas quais os erros estão acima de 10%, os seus teores foram avaliados com ressalva, de forma a evitar interpretações errôneas.

5.2.1.2 - Tratamento estatístico dos dados

Para um melhor entendimento dos dados hidrogeoquímicos das águas estudadas, utilizou-se os recursos básicos da estatística descritiva como número de amostras, média, valores máximos e mínimos, desvio padrão e coeficiente de variação das diferentes variáveis hidroquímicas, além de correlações de matrizes e análises de fatores. Primeiramente, foram feitos

tratamentos estatísticos generalizados, utilizando-se os dados de todas as campanhas de amostragem, o que permitiu uma visão global de todas as variáveis analisadas, independente da sazonalidade regional.

Em uma segunda etapa, efetuaram-se tratamentos estatísticos específicos para cada período de amostragem, procurando definir as características hidrogeoquímicas de cada período e efetuar estudos comparativos entre os mesmos. Esses tratamentos objetivaram, principalmente, gerar subsídios para a discussão sobre a influência da sazonalidade e dos contaminantes provenientes de deposição local de efluentes domésticos no comportamento hidrogeoquímico das águas estudadas.

Em uma terceira etapa, nos três bairros estudados, foram selecionados e analisados poços que apresentaram uma quantidade representativa de amostragem. Nesses poços foram analisados o comportamento e a variação dos parâmetros hidrogeoquímicos em diferentes períodos de amostragem. Com isso, foram obtidas, novamente, subsídios para discutir a influência da sazonalidade e encontrar os melhores indicadores de impactos do sistema de deposição local de efluentes domésticos nas águas do aquífero Barreiras.

Em uma quarta etapa, foi mostrado a variação mensal para os compostos nitrogenados (NO_3^- , NH_4^+), valores pH e de condutividade elétrica (CE) em dois poços (M3 e Uma8), tendo por finalidade observar se ocorria variação significativa entre as concentrações mensais desses poços com aquelas definidas em nível global, como também, em cada período de amostragem.

5.2.2 – Comportamento global das variáveis hidroquímicas

A Tabela (5.7) apresenta os parâmetros estatísticos das amostras de água do aquífero Barreiras para as 15 variáveis hidroquímicas, abrangendo 9 períodos de amostragem. Uma parte das variáveis mostra um número em torno de 200 amostras analisadas, para os íons principais, este valor foi inferior a 180 amostras. Isso é explicado porque os íons principais não foram analisados em todas as campanhas. Vale salientar, ainda, que não foram consideradas, nos tratamentos estatísticos, amostras com valores abaixo do limite de detecção.

Os coeficientes de variação (CV) para o pH, sólidos totais dissolvidos (STD) e condutividade elétrica (CE) são menores do que 30%, mostrando uma dispersão de valores relativamente pequena, principalmente para o pH que está em torno de 15%. Por outro lado, existem variáveis com coeficiente de variação superiores ou próximos a 100%, como NH_4^+ e

HCO_3^- , que indicam a existência de valores consideravelmente elevados afastados da média (Tabela 5.7).

De acordo com Koch & Link (1971), o coeficiente de variação (CV) permite, ainda, fornecer uma idéia preliminar acerca da distribuição dos dados de cada variável. Para valores de CV menores que 30%, a distribuição deve ser normal ou aproximadamente normal, enquanto que para valores de CV maiores que 80%, a distribuição deve ser fortemente assimétrica ou lognormal. Para valores entre 40% a 70 %, no entanto, não se pode definir nenhuma tendência de distribuição de dados. Nesse sentido, esperar-se-ia que variáveis com valores de CV abaixo ou próximos de 40% (Cl^- , CE, pH, STD, NO_3^- e Na^+) tivessem uma tendência a uma distribuição normal; assim como aquelas com valores acima ou próximos de 70% (Alcalinidade, HCO_3^- , NH_4^+ , Ca^{+2} e Mg^{+2}) tivessem uma tendência para uma distribuição assimétrica ou lognormal. Esse quadro de tendência de distribuição de valores será confirmado, de uma maneira geral, pelo estudo de frequência e da confecção de histogramas, relatado posteriormente, ainda neste item.

Tabela 5.7 – Número de amostras (N), extremos, média, desvio padrão e coeficiente de variação (CV), das águas dos poços tubulares cadastrados, provenientes de todas as campanhas de amostragem.

VARIÁVEIS	N	MÉDIA	MÍNIMO	MÁXIMO	DESVIO PADRÃO	CV%
Alcalinidade	152	33,78	0,16	150,2	27,56	81,59
HCO_3^- (mg/L)	153	40,51	0,20	158,60	31,97	78,92
Cl (mg/L)	216	25,77	3	63	11,70	45,40
SO_4^- (mg/L)	127	26,99	1	53	12,65	48,87
CE ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	219	301,30	45	456	80,07	26,57
pH	219	5,40	3,50	7,20	0,85	15,74
STD (mg/L)	217	164,98	27	276	47,54	28,82
NO_3^- (mg/L)	213	29,70	2,60	55,40	11,37	38,28
NO_2^- (mg/L)	194	0,03	0,003	0,30	0,04	-
NH_4^+ (mg/L)	204	1,67	0,01	10,60	2,16	131,71
Ca^{+2} (mg/L)	171	20,14	1,00	56,40	14,13	70,16
K^+ (mg/L)	165	5,59	0,14	17,70	3,27	55,42
Na^+ (mg/L)	177	22,95	2,60	48,00	9,59	41,79
Mg^{+2} (mg/L)	174	2,26	0,02	9,00	1,41	62,39
Dureza (mg/L)	174	56,44	2,50	163,80	38,03	67,38

De acordo com Licht, (1998), a amplitude, diferença entre o valor máximo e mínimo de um elemento, possui um interesse apenas informativo, sendo utilizada apenas de forma qualitativa em trabalhos geoquímicos. Amplitudes elevadas refletem, normalmente, desvios

padrões mais elevados. Na Tabela (5.7) isto é exemplificado principalmente, para o STD, CE e HCO_3^- .

Tabela 5.8– Características físico-químicas das águas potáveis explotáveis do aquífero Barreiras, na região de Belém (PA) (modificado de Cortez et al. 2000).

PARÂMETROS	MÍNIMO	MÁXIMO
pH	4,3	4,6
CE($\mu\text{S}/\text{cm}$)	28,5	45,0
Na^+ (mg/L)	1,60	1,7
K^+ (mg/L)	0,28	3,16
Ca^{+2} (mg/L)	0,11	0,20
Mg (mg/L)	Ab.	0,25
Cl^- (mg/L)	Ab.	2,27
HCO_3^- (mg/L)	Ab.	2,64
SO_4^- (mg/L)	Ab.	9,3

Ab. – abaixo do limite de detecção do método.

As análises dos valores máximos obtidos estão relativamente elevadas (Tabela 5.7), se comparados aos dados físico-químicos regionais das águas do aquífero Barreiras que não estão sofrendo influência do sistema de saneamento *in situ* (Tabela 5.8). Observa-se que no caso dos parâmetros (CE, Cl e Na), indicadores de contaminação por saneamento *in situ*, os valores estão 10, 25 e 30 vezes maiores, respectivamente, do que os resultados regionais correspondentes. O pH é outro parâmetro, com valor máximo diferenciado do padrão regional, estando cerca de 2 vezes maior e, portanto, indicando, pelo menos em parte, uma tendência próxima à neutralidade. Salienta-se ainda que o NH_4^+ e NO_3^- , também indicadores deste tipo de contaminação, têm seus teores máximos bem acima aos encontrados por Piratoba Morales (2002) nas águas de poços não contaminados do aquífero Barreiras na área do Aurá, nas proximidades de Belém. De acordo com o citado autor, os teores de nitrato e amônio, para as águas dos poços não contaminadas do Aurá, estão respectivamente, na faixa de $< 1,0 \text{ mg/L} - \text{NO}_3^-$ e $0,1 \text{ mg/L} - \text{NH}_4^+$.

Com base na média dos parâmetros hidroquímicos analisados pode-se definir que, no geral, as águas estudadas são ácidas com pH da ordem de 5,4; doces, com média de STD e CE 164,98 mg/L e 301,30, respectivamente. A dureza total é em média de 56,44 mg/L de CaCO_3 , sendo, portanto, classificada como água pouco dura (Custódio & Llamas, 1976).

Em relação ao padrão de potabilidade vigente a maioria dos parâmetros analisados estão enquadrados nos limites máximos permitidos na mesma. Verifica-se que a média, assim como o

valor máximo para o nitrato e amônio, apresentam teores acima ou próximo do limite permitido da citada portaria.

Foram construídas tabelas de freqüências e histogramas, para melhor visualizar as ordenações, amplitudes e distribuições dos valores de nitrato, amônio, CE, pH, cloreto, sódio, cálcio, magnésio, sulfato e potássio.

A Figura (5.12) e Tabelas (5.9; 5.10; 5.11 e 5.12) mostram as freqüências de teores e os seus respectivos histogramas de valores reais para nitrato, amônio, pH e CE. O nitrato (Figura 5.12 a) e o CE (Figura 5.12d) apresentam uma distribuição aproximadamente normal, enquanto que o amônio (Figura 5.12b) tem curva com estilo assimétrico positivo.

Tabela 5.9 – Freqüências dos teores de nitrato das amostras de águas subterrâneas coletados nos poços tubulares cadastrados, durante 9 campanhas de amostragem.

CONC. (mg/L)	N	N (ACUM.)	%	% (ACUM.)
0- 5	7	7	3,28	3,28
5 – 10	8	15	3,76	7,04
10 – 15	12	27	5,63	12,68
15 – 20	14	41	6,57	19,25
20 – 25	19	60	8,92	28,17
25 – 30	40	100	18,78	46,95
30 – 35	43	143	20,19	67,14
35 – 40	36	179	16,90	84,04
40 – 45	19	198	8,92	92,96
45 – 50	10	208	4,69	97,65
50 – 55	4	212	1,88	99,53
55 – 60	1	213	0,47	100

CONC. - concentração N - número de observações ACUM. - acumulada

A Tabela de freqüência (5.9) e o histograma (Figura 5.12 a) do nitrato mostram que existe uma maior concentração de amostras com teores variando de 25mg/L a 40mg/L, o que representa cerca de 57% do total das amostras, e 16% tem teores acima de 45 mg/L (Tabela 5.9). Para o amônio, a distribuição de freqüência mostra que existe 53,9% das amostras analisadas com teores abaixo de 1mg/L, o que torna o histograma com feição assimétrica positiva. Entretanto, 45,6% das amostras apresentam concentrações de amônio acima de 3mg/L, atingindo até mais de 9mg/L (Tabela 5.10 e Figura 5.11b). O histograma do pH (Tabela 5.11 e Figura 5.12c) permite individualizar duas populações de amostras, sendo que a posicionada mais à esquerda do histograma reflete um caráter ácido, com valores variando de 3 a 5,0, enquanto que a outra, no

sentido oposto, tende à neutralidade com os valores entre 5,0 a 7,5. Finalmente, o histograma do CE apresenta pequena quantidade de amostras, com valores até 200 $\mu\text{S}/\text{cm}$, o que representa 8% das amostras analisadas. A maior concentração das amostras estão entre os valores de 250 $\mu\text{S}/\text{cm}$ a 400 $\mu\text{S}/\text{cm}$, o que corresponde a 70% do total das amostras (Figura 5.12d e Tabela 5.12).

O histograma do cloreto, com valores reais, produz uma curva relativamente normal (Figura 5.13a), com uma grande parte das amostras concentradas entre 20mg/L e 25mg/L, o que traduz 23,15% das amostras (Tabela 5.14). Do total das amostras, 6% apresentaram significativas anomalias de cloreto, com valores entre 50 a 65 mg/L.

Para o cálcio o histograma de valores reais (Figura 5.13b) mostra, a princípio, uma distribuição assimétrica positiva, com expressiva concentração para valores abaixo de 10mg/L, representando cerca de 34% das amostras (Tabela 5.13). Neste histograma, podem-se individualizar, também, duas populações entre os valores abaixo 15mg/L e uma outra acima de 15mg/L que apresenta uma distribuição aproximadamente normal. Salienta-se, ainda, a presença de um grupo de amostras com resultados para cálcio nitidamente anômalos, posicionados entre 55 a 70 mg/L.

Tabela 5.10 - Frequências dos teores de amônio das amostras de águas subterrâneas coletados nos poços tubulares cadastrados, durante 9 campanhas de amostragem.

CONC. (mg/L)	N	N (ACUM.)	%	% (ACUM.)
0- 1	118	118	55,4	55,40
1- 2	31	149	14,55	69,95
2 - 3	22	171	10,33	80,28
3 - 4	10	181	5,16	85,45
4 - 5	8	189	3,29	88,73
5 - 6	11	200	5,16	93,90
6 - 7	4	205	2,35	96,24
7 - 8	3	208	1,41	97,66
8 - 9	5	213	2,35	100
9-10	0	212	0,0	99,53
10-11	1	213	0,47	100

CONC. - concentração N - número de observações ACUM. - acumulado

O histograma do sódio, para valores reais, apresenta curva aproximadamente normal, com as maiores concentrações entre 20mg/L e 30mg/L, o que representa cerca de 39 % das amostras (Figura 5.13c e Tabela 5.16). Em relação ao potássio e magnésio, os dois histogramas de valores normais apresentam nítida assimetria positiva, com uma expressiva quantidade de

amostras nos primeiros intervalos de valores (Figuras 5.13d, 5.13e e Tabelas 5.16, 5.17). Finalmente, o histograma do sulfato mostra uma curva aproximadamente normal com maiores concentrações nos intervalos de 20mg/L e 40mg/L, com cerca de 59 % de amostras (Figura 5.13f e Tabela 5.18).

Tabela 5.11 - Frequências dos valores de pH das amostras de águas subterrâneas coletados nos poços tubulares cadastrados, durante 9 campanhas de amostragem.

Valor de pH	N	N (ACUM.)	%	% (ACUM.)
3 – 3,5	1	1	0,46	0,46
3,5 – 4	14	15	6,39	6,85
4 – 4,5	37	52	16,89	23,74
4,5 – 5	21	73	9,59	33,33
5 – 5,5	23	96	10,05	43,38
5,5 – 6	65	161	29,68	73,06
6 – 6,5	46	207	21,00	94,06
6,5 – 7	12	219	5,48	99,51
7 – 7,5	1	220	0,46	100

N - número de observações ACUM. - acumulada

O comportamento dessas águas apresentado através da estatística descritiva, bem como visualizado nos histogramas e tabelas de distribuições de frequências para as diferentes variáveis químicas, mostra que suas características hidrogeoquímicas estão diferenciadas, quando comparadas ao padrão regional. Esse fato sugere, portanto, que essas águas estão sofrendo influências de fatores antrópicos, inerentes ao processo de urbanização. Isso pode ser evidenciado, por exemplo, nas análises dos histogramas de pH e CE. No histograma de pH, nota-se duas populações de amostras, sendo uma com caráter ácido e a outra tendendo à neutralidade, enquanto que o histograma CE mostra que as águas estudadas estão enriquecidas, quando comparadas aos valores regionais. Essas evidências podem ser reforçadas quando se analisa, também, os histogramas de nitrato e amônio, em que um número expressivo de amostras estão com teores acima ou bem próximos aos limites de potabilidade que são respectivamente, 45mg/L e 1,6mg/L (Brasil, 2000). Tais situações indicam que processos ou fatores externos estão contribuindo para alterar o comportamento hidrogeoquímico dessas águas. Essa contribuição era de esperar, de certa forma, considerando que na área existe um volume significativo de fossas sépticas e/ou negras, além da rede de esgoto ser precária e antiga. Acresce-se a esses fatores um nível estático, que é normalmente raso, na região de estudo.

Tabela 5.12 – Frequências dos valores de condutividade elétrica das amostras de águas subterrâneas coletados nos poços tubulares cadastrados, durante 9 campanhas de amostragem.

Valor de CE($\mu\text{S}/\text{cm}$)	N	N (ACUM.)	%	% (ACUM.)
0- 50	2	2	0,91	0,91
50 – 100	6	8	2,74	3,65
100 – 150	5	13	2,28	5,94
150 – 200	6	19	2,74	8,68
200 – 250	26	45	11,87	20,55
250 – 300	49	94	22,37	42,92
300 – 350	65	159	29,68	73,60
350 – 400	41	200	18,72	91,32
400 – 450	18	218	8,22	99,54
450 – 500	1	219	0,46	100

N - número de observações ACUM. – acumulado

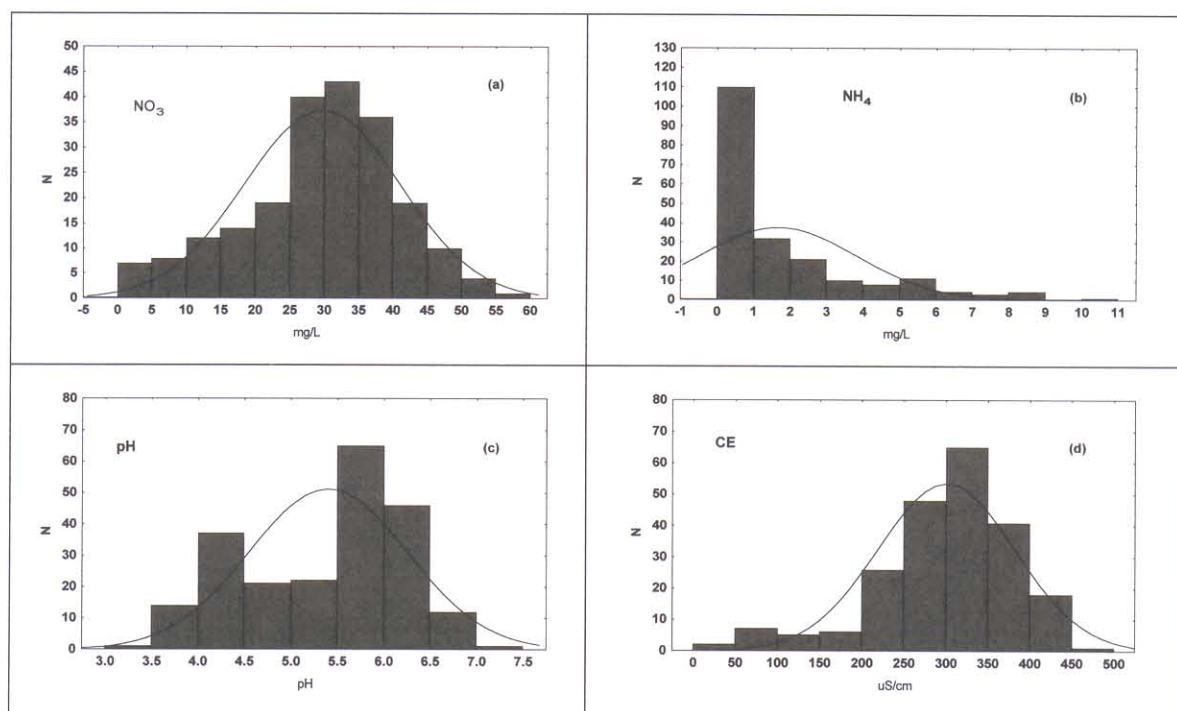


Figura 5.12 – Histogramas de valores reais para nitrato (NO_3^-), amônio (NH_4^+), pH e condutividade elétrica (CE) das águas dos tubulares cadastrados, provenientes de todas as campanhas de amostragem.

Enfatiza-se que os resultados globais apresentados são apenas indicativos para avaliar a qualidade dessas águas em relação aos padrões regionais, independentemente da sazonalidade da região. Análises mais aprofundadas, para investigar essas alterações, serão mostradas nos itens seguintes.

Tabela 5.13 – Frequências dos teores de cloreto das amostras de águas subterrâneas coletados nos poços tubulares cadastrados, durante 9 campanhas de amostragem.

CONC. (mg/L)	N	N (ACUM.)	%	% (ACUM.)
0- 5	5	5	2,31	2,31
5 – 10	13	18	6,02	8,33
10 – 15	19	37	8,80	17,13
15 – 20	30	67	13,89	31,02
20 – 25	50	117	23,15	54,17
25 – 30	33	150	15,28	69,44
30 – 35	26	176	12,04	81,48
35 – 40	13	189	6,02	87,50
40 – 45	14	203	6,48	93,98
45 – 50	3	206	1,39	95,37
50 – 55	6	212	2,78	98,15
55 – 60	3	215	1,39	99,54
60 – 65	1	216	0,46	100

CONC. - concentração N - número de observações ACUM. - acumulado

Tabela 5.14 – Frequências dos teores de cálcio das amostras de águas subterrâneas coletados nos poços tubulares cadastrados, durante 6 campanhas de amostragem.

CONC. (mg/L)	N	N (ACUM.)	%	% (ACUMULADO)
0- 5	38	38	22,22	22,22
5 – 10	25	63	14,62	36,84
10 – 15	8	71	4,68	41,52
15 – 20	16	87	9,36	50,88
20 – 25	15	102	8,77	59,65
25 – 30	22	124	12,86	72,51
30 – 35	19	143	11,11	83,63
35 – 40	15	158	8,77	92,40
40 – 45	9	167	5,26	97,66
45 – 50	2	169	1,17	98,83
50 – 55	0	169	0	98,83
55 – 60	2	171	1,17	100,0

CONC. - concentração N - número de observações ACUM. - acumulado

Tabela 5.15 – Frequências dos teores de sódio das amostras de águas subterrâneas coletados nos poços tubulares cadastrados, durante 6 campanhas de amostragem.

CONC. (mg/L)	N	N (ACUM.)	%	% (ACUM.)
0- 10	18	18	10,17	10,17
10 – 20	50	68	28,25	38,42
20 – 30	69	137	38,98	77,40
30 – 40	34	171	19,21	96,61
40 – 50	6	177	3,39	100

CONC. - concentração N - número de observações ACUM. - acumulado

Tabela 5.16 – Frequências dos teores de potássio das amostras de águas subterrâneas coletados nos poços tubulares cadastrados, durante 6 campanhas de amostragem.

CONC. (mg/L)	N	N (ACUM.)	%	% (ACUM.)
0- 5	78	78	47,27	47,27
5 – 10	77	155	46,67	93,94
10 – 15	8	163	4,85	98,79
15 – 20	2	165	1,21	100

CONC. - concentração N - número de observações ACUM. - acumulado

Tabela 5.17 – Frequências dos teores de magnésio das amostras de águas subterrâneas coletados nos poços tubulares cadastrados, durante 6 campanhas de amostragem.

CONC.(mg/L)	N	N (ACUM.)	%	% (ACUMULADO)
0- 5	163	163	93,68	93,68
5 – 10	10	173	5,75	99,42
10 – 15	0	173	0	99,42
15 – 20	0	173	0	99,42
20 – 25	0	173	0	99,42
25 – 30	0	173	0	99,42
30 – 35	0	173	0	99,42
35 – 40	1	174	0,58	100

CONC. - concentração N - número de observações ACUM. - acumulado

Tabela 5.18– Frequências dos teores de sulfato das amostras de águas subterrâneas coletados nos poços tubulares cadastrados, durante 6 campanhas de amostragem.

CONC. (mg/L)	N	N (ACUM.)	%	% (ACUM.)
0- 10	15	15	11,81	11,81
10 – 20	21	36	16,54	28,35
20 – 30	36	72	28,35	56,69
30 – 40	40	112	31,50	88,19
40 – 50	14	126	11,02	99,21
50 – 60	1	127	0,79	100

CONC. - concentração N - número de observações ACUM. - acumulado

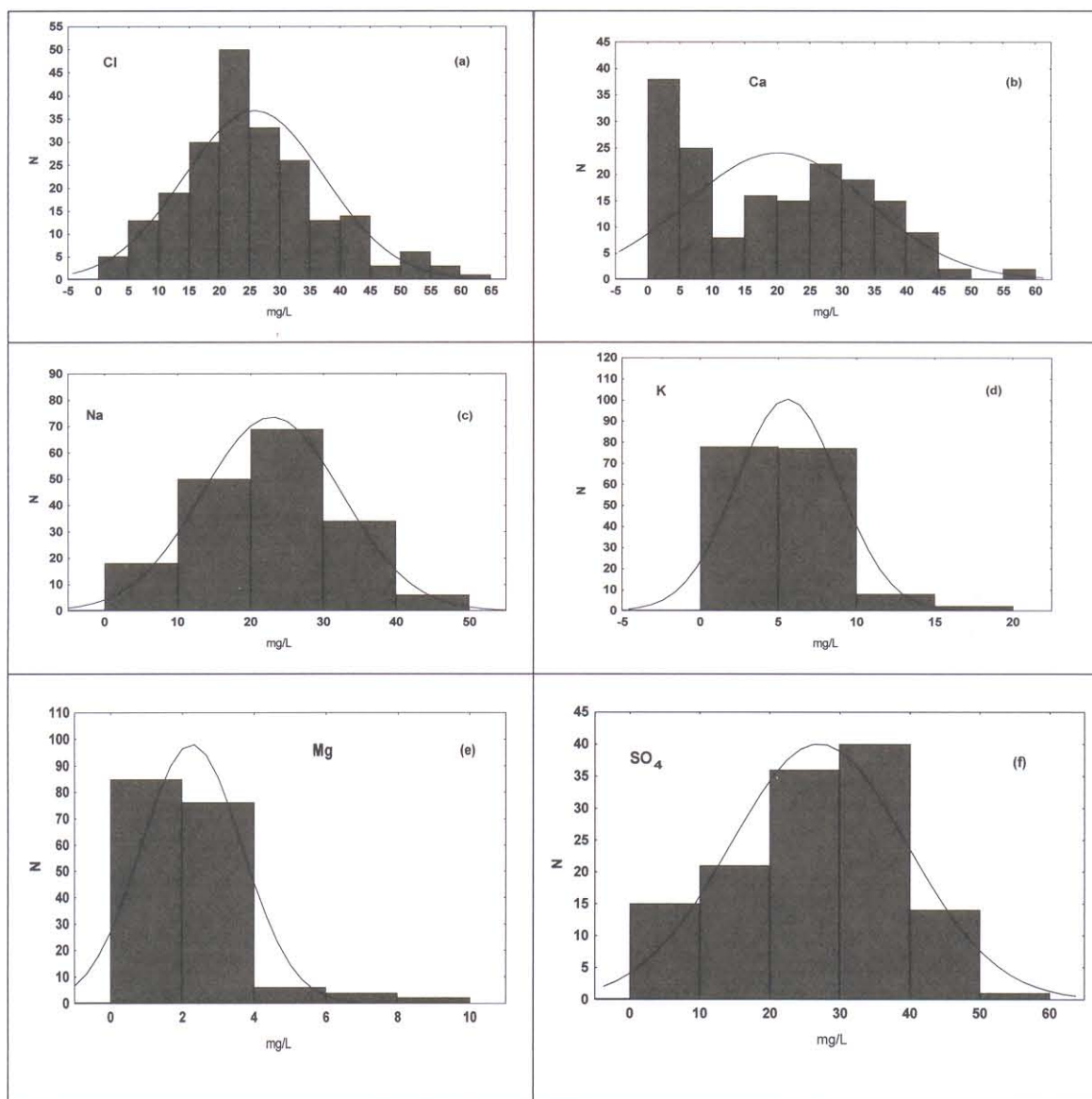


Figura 5.13 – Histogramas para valores reais de cloreto (Cl), cálcio (Ca), sódio (Na), potássio (K) e magnésio (Mg) e sulfato (SO₄) das águas dos tubulares cadastrados, provenientes de todas as campanhas de amostragem.

5.2.2.1 - Análises das Correlações

A correlação é uma medida da relação ou similaridade entre duas variáveis. Permite examinar as duas variáveis, em questão, se crescem em conjunto (correlação positiva) ou se têm comportamento inverso (correlação negativa). Todavia, os dados podem ter um comportamento que não apresente qualquer correlação mútua.

A correlação linear simples é expressa através do coeficiente de correlação r (Pearson r), que varia entre +1 (correlação linear positiva) e -1 (correlação linear negativa). Quando o

coeficiente de correlação for igual ou próximo a zero, ele expressa a inexistência de um relacionamento linear entre as duas variáveis. O valor da correlação (coeficiente de correlação) não depende das unidades de medidas utilizadas. A correlação é alta se ela poder ser linearmente relacionada, através de uma linha reta, com inclinação para cima ou para baixo (Landim, 1997).

A correlação linear é baseada na suposição de que as duas variáveis têm distribuição normal. Para os dados que não mostram relacionamento seguindo uma linha reta, podem ser testadas algumas transformações das variáveis originais como logarítimos, raiz quadrada, exponenciação, visando um melhor ajuste ao modelo linear. É importante que, além do cálculo dos parâmetros de correlação, sejam desenhados os diagramas de dispersão (nuvem de pontos). A presença de valores aberrantes (outliers) pode, também, mascarar e até mesmo inverter o coeficiente de correlação calculado. Outros fatores que podem ser fontes de problemas na correlação linear (r) são a presença de grupos não homogêneos ou de relações não lineares (manual do programa stat soft, 2000).

A Tabela 5.19 mostra a matriz de correlação entre as variáveis químicas analisadas, considerando os resultados obtidos nas 9 campanhas de amostragem. Analisando-se os dados, observa-se que o nitrato apresenta índices de correlação (r) positivos mais acentuados com **CE** (0,50) e **STD** (0,49) e mais discretos com **Na** (0,39); **Cl** (0,29); **dureza** (0,23); **K** (0,22); **Ca** (0,21) e **SO₄⁻** (0,20). Em relação ao amônio, os índices de correlações (r) indicam uma correlação mais positiva com **Cl** (0,43) e mais discreta com **Na** (0,31) e **K** (0,22). O amônio mostra também uma correlação negativa mais significativa com **Ca** (-0,40) e **SO₄** (-0,32) e menos acentuada com **pH** (-0,27).

Para um melhor entendimento dos graus de relacionamentos entre as variáveis, foram elaborados diversos gráficos de correlação. A Figura (5.14) exhibe os diagramas entre nitrato e as variáveis CE, Cl, Na, Ca, dureza e K, enquanto que a Figura (5.15) mostra a relação do amônio com Ca, pH, SO₄, Na, Cl e dureza. Finalmente, na Figura (5.16) são apresentados os gráficos de correlações entre as variáveis Na X Cl, CE X Cl, pH X Ca, pH X SO₄, pH X HCO₃, SO₄ X NO₃ e CE X Ca. A análise dos índices de correlações (r), em conjunto com esses gráficos, permite indicar quais dessas combinações serão os melhores indicadores da contaminação por efluentes domésticos. Os gráficos de correlações serão comentados, a seguir.

O gráfico de correlação entre NO₃⁻ X CE (Figura 5.14a) apresenta, em geral, uma relação positiva, refletindo em um aumento concomitante dos valores de nitrato e condutividade elétrica.

Observa-se, entretanto, um grupo subordinado de amostras com elevados valores de condutividade e teores relativamente baixos de nitrato.

Tabela 5.19 - Matriz de correlação entre as 14 variáveis, considerando todos os resultados obtidos. (a correlação é significativa para $p < 0,05000$).

Variáveis	Cl	SO ₄	HCO ₃ ⁻	CE	PH	STD	NO ₃	NO ₂	NH ₄	Ca	K	Na	Mg	Dureza
Cl	1,00													
SO ₄	0,04	1,00												
HCO ₃ ⁻	0,10	0,50	1,00											
CE	0,42	0,50	0,33	1,00										
pH	-0,21	0,48	0,38	0,18	1,00									
STD	0,28	0,54	0,30	0,85	0,19	1,00								
NO ₃	0,29	0,20	-0,05	0,50	-0,07	0,49	1,00							
NO ₂	0,03	0,05	-0,11	-0,02	-0,05	-0,03	-0,06	1,00						
NH ₄	0,43	-0,32	-0,23	0,09	-0,27	0,06	0,01	0,02	1,00					
Ca	0,05	0,64	0,72	0,46	0,51	0,46	0,21	-0,20	-0,40	1,00				
K	0,37	0,29	0,13	0,51	0,00	0,34	0,22	0,09	0,22	0,05	1,00			
Na	0,70	0,26	0,12	0,59	-0,09	0,45	0,39	-0,04	0,31	0,07	0,60	1,00		
Mg	0,32	0,34	0,33	0,47	0,22	0,42	0,13	-0,02	-0,12	0,35	0,12	0,32	1,00	
Dureza	0,08	0,64	0,71	0,53	0,49	0,49	0,23	-0,18	-0,40	0,97	0,10	0,12	0,50	1,00

Existe, também, uma discreta tendência de correlação positiva entre NO₃⁻ X Cl⁻ e NO₃⁻ X Na (Figuras 5.14b e 5.14c, respectivamente). Essas tendências estão de acordo com os índices relativamente baixos de correlação. No gráfico NO₃⁻ X Cl⁻, verifica-se que para teores intermediários de cloreto (15mg/L a 35mg/L), os pontos formam uma nuvem de amostras posicionadas de forma relativamente aleatória, sem guardar, portanto, um claro relacionamento. Comportamento similar também é observado no gráfico NO₃⁻ X Na, com porções de amostras formando uma nuvem difusa.

Com relação à dureza e ao cálcio, os gráficos de correlações mostram uma tendência relativamente positiva com o nitrato (Figuras 5.14d e 5.14e). No gráfico NO₃ X Ca é verificado que, para teores baixo de cálcio (<15mg/L) a correlação torna-se difusa. A mesma situação, também, é evidenciada no gráfico NO₃⁻ X dureza, que mostra uma forma difusa na distribuição das amostras, quando os valores da dureza são menores de que 40mg/L.

Nos gráficos de NO₃ X K (Figura 5.14f) e NO₃ X pH (Figura 5.16g), a maioria das amostras estão posicionadas como uma nuvem dispersa, não caracterizando, portanto, nenhuma relação nítida desses parâmetros com o nitrato.

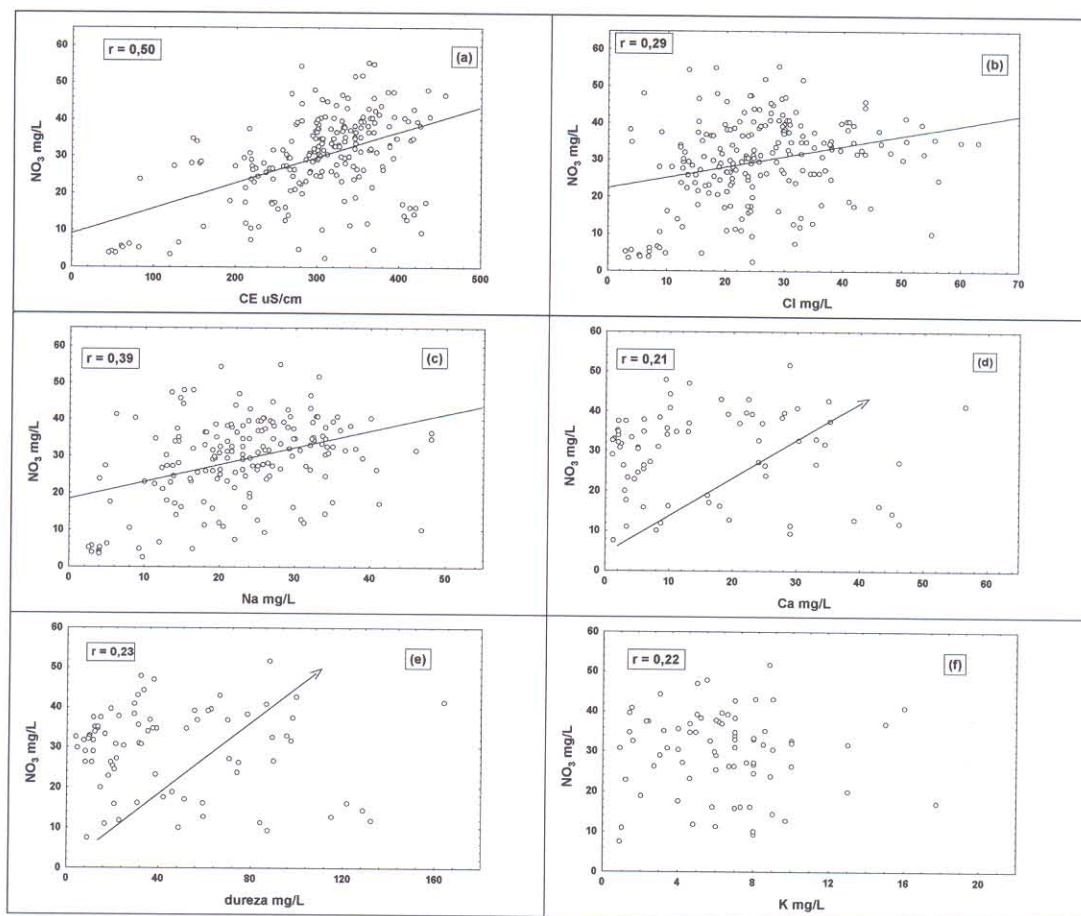


Figura 5.14 - Diagramas de correlações de nitrato com CE, Cl, Na, dureza e K, considerando todas as campanhas de amostragem.

Antes de analisar as relações do amônio com outros elementos químicos, é importante destacar que os gráficos de correlação foram elaborados levando em consideração os teores de amônio maiores do que 0,5mg/L. A Figura (5.15a) mostra o gráfico de correlação de amônio com o cálcio, nesse gráfico se verifica uma relação tipicamente negativa, com os teores de amônio decrescendo na medida que aumenta os de cálcio. O amônio também mostra relações negativas com pH (Figura 5.15b), sulfato (Figura 5.15c) e dureza (Figura 5.15f). Esses três gráficos apresentam características relativamente semelhantes. A maioria dos pontos se posiciona nas proximidades de uma linha com inclinação para baixo, mas existe, sempre, um grupo subordinado de pontos que se coloca acima da linha de tendência de correlação negativa e que corresponde às amostras com teores mais elevados de amônio. Por outro lado, o gráfico de correlação $\text{NH}_4^- \times \text{Cl}^-$ (Figura 5.15e) exibe uma relação positiva, confirmando o índice de $r(0,43)$, o que não acontece entre $\text{NH}_4^+ \times \text{Na}$ (Figura 5.15d), pois apesar de mostrar um índice de correlação positiva $r(0,31)$, a distribuição das amostras, no gráfico, não indica uma relação linear clara.

Quanto aos diagramas de correlações do pH com cálcio (Figura 5.16c), sulfato (Figura 5.16d) e bicarbonato (Figura 5.16e), esses se mostram positivos, concordando com índices de correlações (**r**) de **0,51; 0,48 e 0,38**, respectivamente. Salienta-se que no gráfico $\text{HCO}_3^- \times \text{pH}$, algumas amostras estão discordantes, com teores de bicarbonato fortemente anômalos.

Na Figura (5.16b) estão plotados os valores condutividade elétrica em relação ao cloreto. Verifica-se que o posicionamento das amostras não mostra uma relação linear clara entre os dois elementos, apesar do índice de correlação **r de 0,42**. A outra correlação da condutividade é com o cálcio (Figura 5.16h), mostrando um **r de 0,46** e uma distribuição de pontos com uma tendência, no geral, positiva. Os gráficos de correlações restantes, correspondendo a $\text{Cl}^- \times \text{Na}^+$ (Figura 5.16a) e $\text{Ca}^{2+} \times \text{SO}_4^{2-}$ (Figura 5.16f) apresentam relação fortemente positiva, confirmados por seus respectivos índices de correlação de **0,70 e 0,64**.

De acordo com as características apresentadas na análise global das variáveis (item 5.2.2), verifica-se que as águas subterrâneas estudadas apresentam quantidades apreciáveis de amostras com valores de condutividade elétrica (CE) variando de $250\mu\text{S}/\text{cm}$ a $400\mu\text{S}/\text{cm}$, além de teores de nitrato e amônio acima de 30 mg/L e $1,6\text{ mg/L}$, respectivamente. As presenças dessas substâncias nitrogenadas com teores elevados e a mineralização dessas águas são indícios de que as mesmas estão afetadas por atividades urbanas, relacionadas ao sistema de disposição de efluentes domésticos ou de vazamentos da rede de esgoto. Desse modo, os dados obtidos nas correlações podem permitir a identificação dos melhores indicadores dessas contaminações.

Assim, o nitrato apresenta uma correlação positiva com a condutividade elétrica, refletindo no aumento proporcional da salinidade das águas (expresso em unidades de condutividade elétrica), com o aumento dos teores de nitrato. Entretanto, com o cloreto e o sódio, o nitrato apresenta apenas uma discreta correlação positiva. Por outro lado, a relação entre $\text{NH}_4^+ \times \text{Cl}^-$ mostra uma correlação positiva, que não é verificada quando se relaciona o amônio com a condutividade elétrica. Ressalta-se ainda que as correlações entre $\text{CE} \times \text{Cl}^-$ e $\text{NO}_3^- \times \text{pH}$ não mostram qualquer tendência conjunta de crescimento ou diminuição das variáveis envolvidas. Essas considerações indicam que a condutividade é um bom indicador da contaminação nas águas estudadas, sendo seguido, de forma mais modesta pelo cloreto. Vale destacar que o comportamento do cloreto é importante nessas águas, pois trata-se de um elemento bastante móvel e de baixa ocorrência natural na região (teor máximo regional é de $2,2\text{mg/L}$ – Tabela 5.8 no item 5.22).

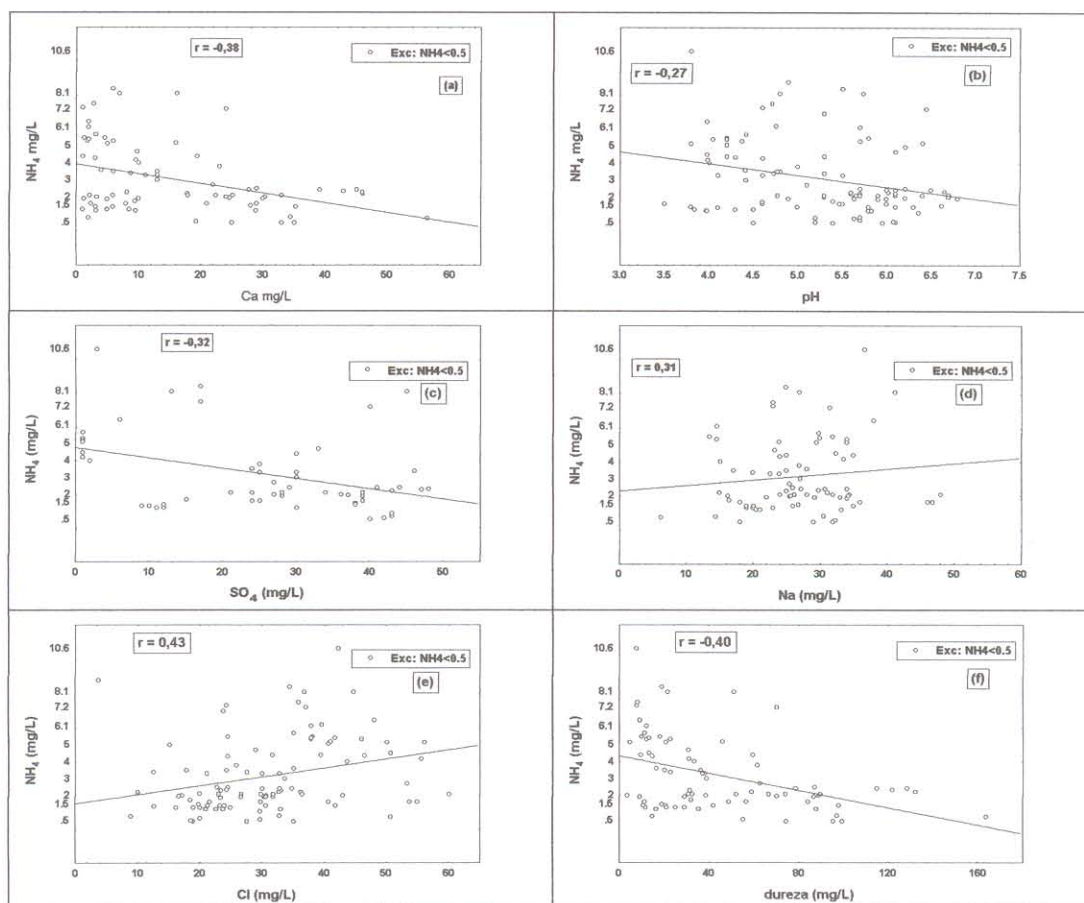


Figura 5.15 – Diagramas de correlações de amônio com Ca, pH, SO_4 , Na e Cl e dureza, considerando todas as campanhas de amostragem.

Outras correlações importantes estão relacionadas com os pares $\text{NO}_3^- \times \text{Ca}$ e $\text{NH}_4^+ \times \text{Ca}$. Observa-se no primeiro par uma correlação positiva, ou seja, há um crescimento concomitante dos teores de cálcio e nitrato. Para o segundo par, a relação é negativa, sugerindo, portanto, que a concentração do amônio diminui, enquanto a do cálcio cresce (Zilberbrand et al. 2001). Desse modo, o cálcio também é um bom indicador desta contaminação, como também do fenômeno de nitrificação, pois à medida que diminui o teor de amônio, aumenta o de cálcio e por conseguinte o de nitrato. É importante destacar, ainda, que o amônio apresenta uma correlação negativa com o sulfato, pH e dureza, enquanto que para o nitrato, observa-se, mesmo que discretamente, uma correlação positiva com a dureza e sulfato (SO_4), indicando, mais uma vez, um comportamento de certa forma inverso ao do amônio.

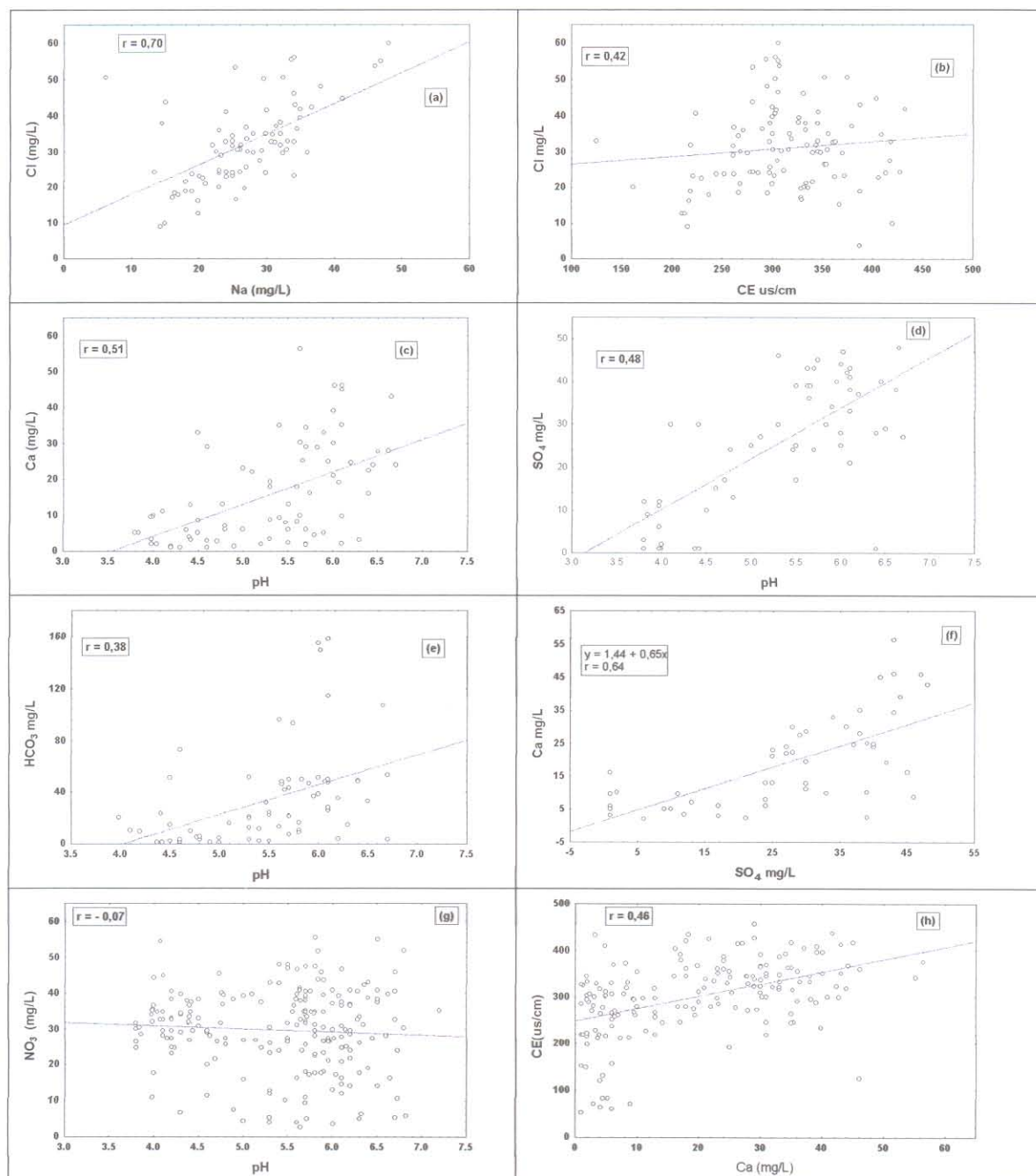


Figura 5.16 – Diagramas de correlações de Na x Cl, CE x Cl, pH x Ca, pH x SO_4 , pH x HCO_3 , SO_4 x Ca, NO_3 x pH e CE x Ca. (Considerando todas as campanhas de amostragem).

5.2.2.2 – Análise fatorial

Antes de se discutir a aplicação da técnica de análise fatorial dos dados hidroquímicos obtidos, é interessante fazer algumas considerações a respeito dessa técnica estatística de tratamento de dados. Na elaboração dessas considerações foram utilizados, principalmente, o trabalho de Rodrigues et al. (1987) e o manual do programa statsoft (2000).

As principais aplicações dessa técnica analítica de fator são: 1) reduzir o número de variáveis e 2) detectar relações entre as variáveis, isto é, classificar as variáveis. Assim, a análise fatorial é utilizada como um método de redução da quantidade de dados originais ou definição de estruturas de relacionamento. Os métodos de análise dos componentes principais e de análise de fatores principais são os mais empregados na extração dos fatores.

A distinção entre os dois métodos consiste no fato de que a **análise de componentes principais** assume que todas as variabilidades de um item deveriam ser utilizadas nas análises. Em contrapartida, a **análise de fatores principais** usa apenas a variabilidade que um item tem em comum com outros itens. Na maioria dos casos, esses dois métodos usualmente apresentam resultados similares. Entretanto, **análise de componentes principais** é normalmente preferida como um método para redução de dados, enquanto a **análise de fatores principais** é mais apropriada quando o objetivo é detectar estruturas de relacionamento.

A extração dos fatores pelos métodos dos **componentes principais** corresponde à rotação de maximização da variância (*varimax*) do espaço variável original. Esse tipo de rotação é chamado *varimax* porque o objetivo da rotação é maximizar a variabilidade da nova variável (fator), enquanto minimiza a variação em torno da nova variável. Já no método de **análise dos fatores principais**, os fatores não extraem todas as variâncias de todos os itens, mas apenas aquela proporção que é devido a fatores comuns e compartilhados por diversos itens. A proporção da variância de um item particular que é devido a fatores comuns é denominada *communality* (comunalidade).

As variâncias extraídas pelos fatores são denominadas *eigenvalues* (autovalores). A soma de todos *eigenvalues* é igual ao número de variáveis. Um dos guias usados para definir a quantidade de fatores a ser extraído é denominado critério de Kaiser que afirma que só deve ser retido fatores com *eigenvalues* maiores do que 1, sendo um dos mais amplamente usados. Outro guia, muito adotado também, é o denominado teste de *scree* que corresponde a um método

gráfico aplicado a partir da plotagem dos valores de *eigenvalues* e da determinação do local onde a curva suaviza, sendo que, os fatores à direita da suavização da curva não são considerados. É importante destacar que ambos os métodos são válidos em condições normais. Um outro guia adicional é o interpretativo. Nesse guia pode-se examinar diversas soluções com mais ou menos fatores, e escolher aquela que faz melhor sentido.

A correlação entre as variáveis e os fatores extraídos é denominada “carga de fator” (*factor loadings*). Colocando-se as cargas de fator em um diagrama de pontos, cada variável é representado por um ponto. Pode-se rotacionar os eixos em qualquer direção sem modificar as locações relativas de um ponto em relação a outro, entretanto, as coordenadas dos pontos apresentariam mudanças. Existem diversas estratégias de rotação, que objetivam obter uma clara feição dos loadings, isto é, fatores que são claramente marcados por altos loadings para algumas variáveis e baixo loadings para outros. As estratégias de rotações típicas são *varimax*, *quartimax* e *equamax*.

No presente estudo, a análise fatorial foi utilizada com os seguintes propósitos: 1) definir fatores extraídos entre a maioria dos elementos analisados; b) estudar os significados hidroquímicos dos fatores mais representativos; c) comparar com os resultados obtidos dos estudos estatísticos anteriores, especialmente o de correlação.

Com esses propósitos, o método de extração utilizado foi o de análise de fatores principais *cummunalities=multiple R²*, uma vez que, esse método é preferencialmente escolhido quando se quer detectar processos geológicos/geoquímicos. Na quantificação dos fatores que devem ser extraídos, adotou-se o critério *Kaiser*, ou seja, reteve-se apenas os fatores com *eigenvalues* maiores do que 1, fazendo-se ainda uma interpretação visual com o gráfico com valores de *eigenvalues* (teste de *Scree*). Na obtenção do *factor loading*, utilizou-se a rotação de fator / *varimax* normalizado, objetivando definir uma clara feição das cargas dos fatores extraídos.

Duas análises de fator foram executadas. Numa primeira análise foram selecionados 10 variáveis para serem trabalhadas: Cl, SO₄, HCO₃, CE, pH, NO₃⁻, NH₄⁺, Ca, Na e Mg. Posteriormente efetuou-se nova análise fatorial abrangendo os parâmetros que apresentavam uma maior quantidade de amostras válidas. Com isso, o grupo de amostras tratadas ficou reduzido a 8 variáveis: Cl, CE, pH, NO₃⁻, NH₄⁺, Ca, Na e Mg.

Na primeira análise fatorial desenvolvida (10 variáveis), foram consideradas válidas um total de 86 amostras, de um universo de 219. O método de extração de fatores permitiu a

definição de dois fatores com *eigenvalues* maiores que 1. A Tabela (5.20) apresenta os valores de *eigenvalues* e as correspondentes percentagens da variância. Na Figura 5.17, os valores de *eigenvalues* estão representados graficamente. Observa-se que o fator 1 e 2 representam 29,55% e 20,14%, respectivamente do total das variâncias.

Tabela 5.20 – Valores de *eigenvalues* (autovalores) e percentagem da variância para os fatores extraídos (considerando 10 variáveis).

Fatores	Eigenvalues	% Variância
1	2,95	29,55
2	2,01	20,14

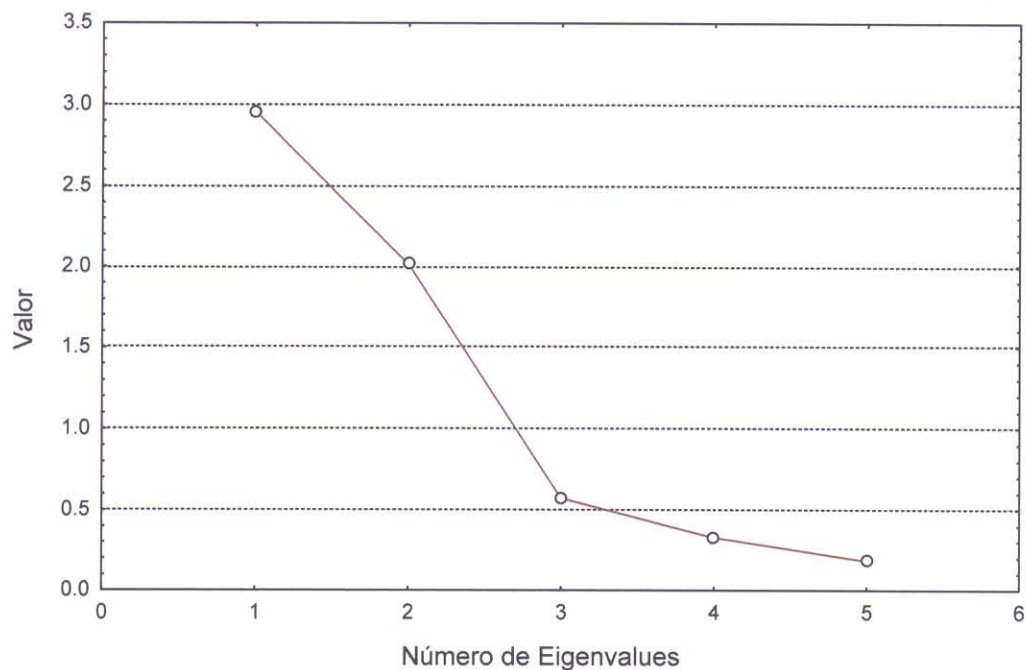


Figura 5.17– Gráfico com valores de *eigenvalues*, para a análise fatorial considerando 10 variáveis (Cl, SO_4^{2-} , HCO_3^- , CE, pH, NO_3^- , NH_4^+ , Ca^{2+} , Na^+ , Mg^{2+}).

A Tabela 5.21 apresenta a carga (*factor loadings*) dos fatores extraídos. Considerando os *factor loadings* superiores a 0,45, observa-se que o primeiro fator permite definir uma associação composta por Ca (0,87), HCO_3^- (0,79), SO_4 (0,59) e pH (0,49); e o segundo fator separa um agrupamento constituído por Na (0,82), Cl (0,78), CE (0,66) e NO_3 (0,49). Numa análise mais abrangente é possível incluir as variáveis Mg (0,45) e SO_4 (0,42) na associação do segundo fator.

Dessa forma, a variável SO_4 poderia participar dos dois grupos selecionados pelos fatores extraídos. A Figura (5.18) mostra o diagrama com a plotagem da distribuição das variáveis em relação aos fatores 1 (vermelho) e 2 (preto). As associações principais foram individualizadas neste gráfico.

Tabela 5.21 – Cargas dos 2 fatores extraídos (varimax normalizado). Extração por fatores principais. Em negrito, os valores de cargas mais relevantes. Os teores das variáveis estão em mg/L, exceto pH e CE ($\mu\text{S}/\text{cm}$) .

Variáveis	Fator 1	Fator 2
Cl	-0,18	0,78
SO_4	0,59	0,42
HCO_3	0,79	0,16
CE	0,31	0,66
pH	0,49	-0,14
NO_3	0,0	0,49
NH_4	-0,52	0,18
Ca	0,87	0,16
Na	-0,13	0,82
Mg	0,34	0,45

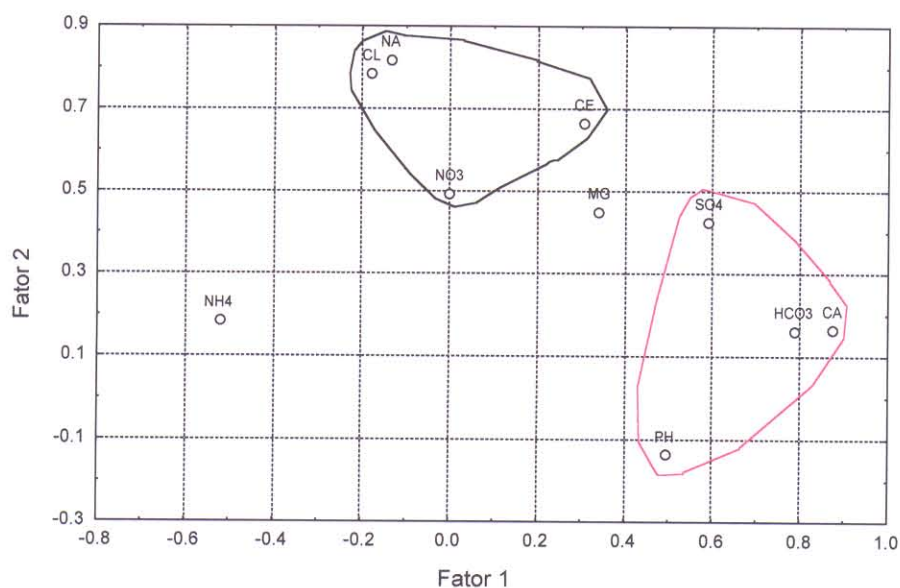


Figura 5.18 – Cargas de fatores (fator 1 x fator2). Tratamento com 10 variáveis. O bloco com linha preta corresponde à associação do fator2, enquanto o com linha vermelha corresponde à associação do fator1.

Com relação à segunda análise fatorial desenvolvida (8 variáveis), foram consideradas válidas um total de 155 amostras, de um universo de 219, correspondendo a um número mais representativo se comparado à análise anterior. O método de extração de fatores permitiu a definição de dois fatores com *eigenvalues* maiores que 1. A Tabela (5.22) apresenta os valores de *eigenvalues* e as correspondentes percentagens da variância. Na Figura (5.19), os valores de *eigenvalues* estão representados graficamente. Verifica-se que o fator 1 e 2 representam 27,88% e 18,42%, respectivamente do total das variâncias.

Tabela 5.22 - valores de *eigenvalues* (autovalores) e percentagem da variância para os fatores extraídos, considerando 8 variáveis.

Fatores	Eigenvalues	% Variância
1	2,23	27,88
2	1,47	18,42

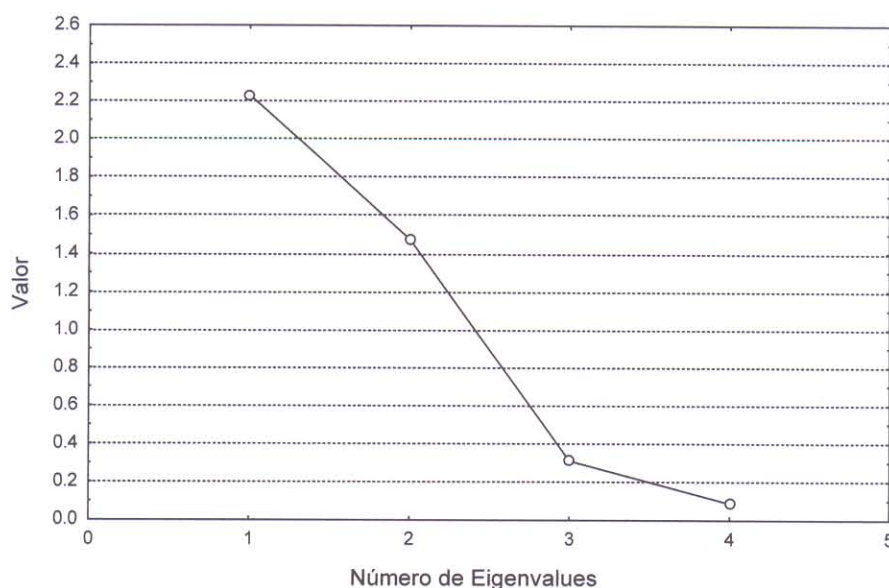


Figura 5.19 - Gráfico com valores de *eigenvalues* para a análise fatorial com 8 variáveis (Cl^- , CE, pH, NO_3^- , NH_4^+ , Ca^{+2} , Na^+ , Mg^{+2}).

A Tabela (5.23) apresenta a carga (*factor loadings*) dos fatores extraídos para a análise com 8 variáveis. Considerando os *factor loadings* superiores a 0,40, observa-se que o primeiro fator permite definir uma associação composta por Na (0,75), Cl (0,74), CE (0,74), Mg (0,48) e

NO₃ (0,43); ao passo que o segundo fator consiste em um agrupamento constituído por Ca (0,72) e pH (0,54). Ressalta-se que o segundo fator pode individualizar, ainda, uma associação com cargas negativas, abrangendo NH₄ (-0,61) e Cl (-0,33). A Figura (5.20) mostra o diagrama com a plotagem da distribuição das variáveis em relação aos fatores 1 e 2. As três associações principais foram individualizadas neste gráfico.

Tabela 5.23 - Carga dos 2 fatores extraídos (varimax normalizado). Extração por fatores principais. Em negrito, os valores de cargas mais relevantes. Os teores das variáveis estão em mg/L, exceto pH e CE (μS/cm).

VARIÁVEIS	Fator1	Fator2
Cl ⁻	0,74	-0,33
CE (μS/cm)	0,74	0,24
pH	0,03	0,54
NO ₃ ⁻	0,43	0,06
NH ₄ ⁺	0,22	-0,61
Ca ²⁺	0,30	0,72
Na ⁺	0,75	-0,19
Mg ²⁺	0,48	0,30

Assim, analisando as associações obtidas dos fatores extraídos nas duas formas de tratamentos e comparando com os resultados do estudo das análises correlações, podem-se fazer algumas considerações:

- A associação do fator 1 da primeira análise fatorial é constituída por Ca, HCO₃, SO₄ e pH, variáveis que, apresentam entre si, no geral, índices de correlações positivos, como pode ser comprovado na tabela dos índices de correlação (Tabela 5.23) e pelos gráficos Ca X pH; pH X SO₄; pH X HCO₃ e SO₄ X Ca (Figura 5.16). Mostrando, assim, a influência do pH no meio.
- A associação do fator 2 da primeira análise fatorial (Na, Cl, CE e NO₃) mostra que os três primeiros parâmetros são aqueles que possuem uma melhor correlação com NO₃, tanto no aspecto de valores do índice r como na distribuição das amostras nos gráficos de correlações (Figura 5.14).
- A associação do fator 1 da segunda análise fatorial é similar à reportada no item anterior, acrescentando-se apenas o Mg. Então, confirmam-se as observações anteriores. Ressaltando, ainda, a maior representatividade de amostras válidas nesse segundo tratamento.

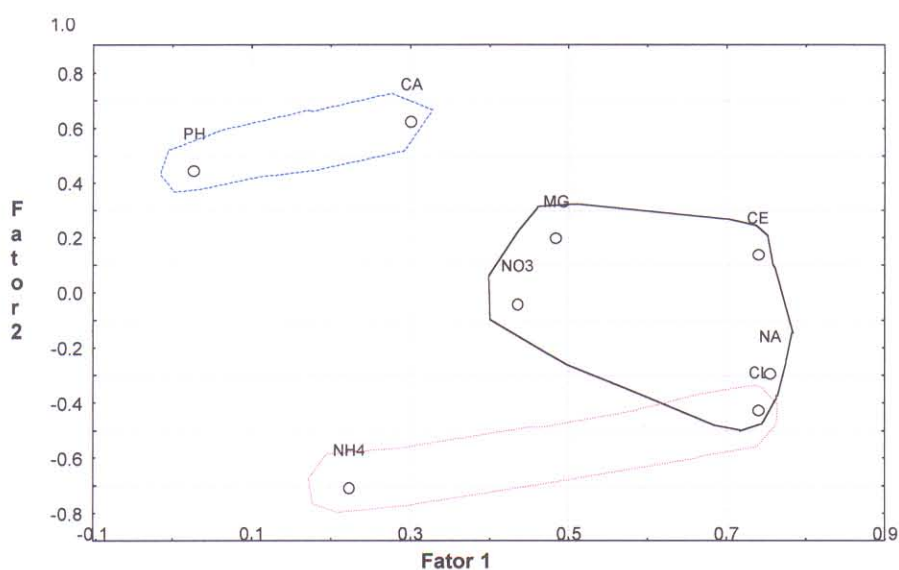


Figura 5.20 - Cargas de fatores (fator 1 x fator2). Tratamento com 8 variáveis. O bloco com linha preta corresponde a associação do fator1, enquanto o bloco com linha azul corresponde a associação de carga positiva do fator2 e o vermelho a associação de carga negativa do fator2.

d) A associação pH e Ca da associação de carga positiva do fator 2, pertencente à segunda análise fatorial, confirma mais uma vez um índice de correlação positivo entre essas duas variáveis (tabela 5.23 e Figura 5.16 a).

e) A associação NH_4 e Cl obtida, também, no fator 2 da segunda análise fatorial é muito interessante, visto que, o Cl foi a única variável que apresentou uma correlação positiva com o amônio (Figura 5.15e).

Desse modo, as análises fatoriais vieram confirmar as principais observações obtidas no estudo das correlações. Essas análises permitiram, ainda, selecionar as associações (Na, Cl, CE e NO_3^-) e (NH_4 e Cl) como bons indicadores da contaminação por efluentes domésticos nas águas estudadas.

5.2.3 – Comportamento sazonal das variáveis

No subitem 5.2.2 foram analisadas, de maneira global, as características hidrogeoquímicas das águas das estudadas sem relacionar, entretanto, com a sazonalidade da região. Serão enfatizadas, agora, as particularidades de cada período amostrado, objetivando verificar a influência da sazonalidade nessas águas. Para isso, foram realizadas 9 campanhas de amostragem, distribuídas nos anos de 2000, 2001 e 2002. Os resultados analíticos foram agrupados pelos meses de coletas, independentes do ano, permitindo, assim, um melhor entendimento do período climático que cada mês representava.

Desse modo, obedecendo a sazonalidade regional, as coletas de água foram realizadas no final e início do período chuvoso, e durante os períodos de estiagem e chuvoso. Sendo que os meses de junho, setembro e dezembro indicam o final do período chuvoso, período de estiagem e início das chuvas, respectivamente. Finalmente, os meses de fevereiro e março são típicos do período chuvoso. A visualização dessa sazonalidade regional está ilustrada na Figura 2.1 no capítulo 2 do presente trabalho.

Ressalta-se que durante o período chuvoso, as coletas de água foram realizadas em dois meses seguidos (fevereiro e março), com a finalidade de detectar e comparar variações dos teores químicos, uma vez que, nos citados meses, ocorrem as maiores precipitações pluviométricas na região. Nesse período, a profundidade do nível d'água do aquífero livre/ou semilivre torna-se mais raso e, portanto, mais próxima das fontes de contaminação (fossas sépticas e/ou vazamentos da rede de esgoto). As Figuras e Tabelas, a seguir, vão ilustrar o comportamento de cada constituinte químico, os quais serão analisados por período sazonal.

A Figura 5.21 e a Tabela 5.24 mostram as variações dos teores médios de cloreto por período de amostragem. Observa-se que as maiores médias (31 mg/L) ocorrem nos períodos chuvosos, correspondendo aos meses de fevereiro e março. O valor máximo obtido (63 mg/L) também foi registrado em um mês com maior incidência de chuvas, fevereiro. Nos outros períodos, as variações dos teores médios não foram significativas, se comparadas às anteriores, sendo que o mês de junho foi o que apresentou a menor média, 22 mg/L.

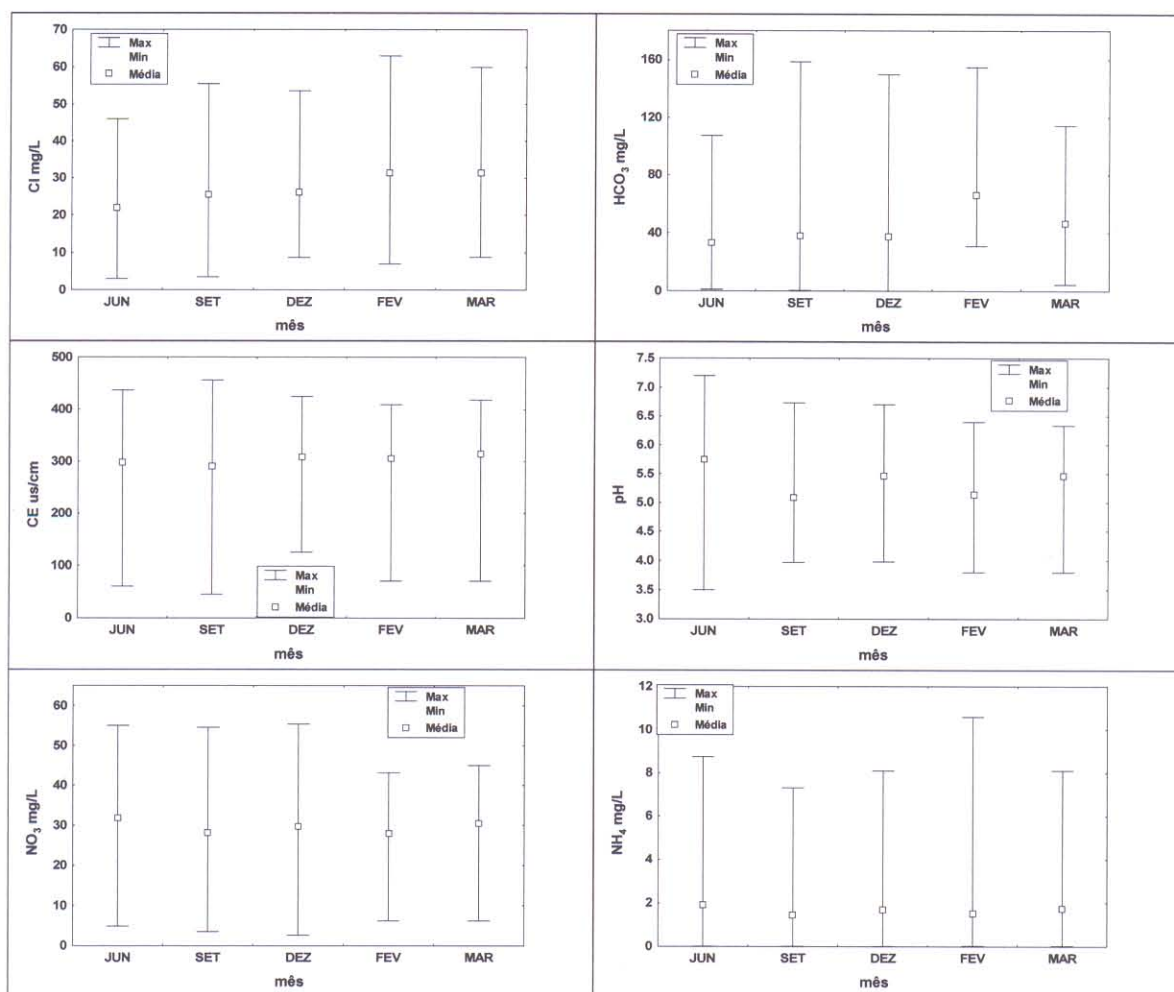


Figura 5.21 – Comportamento dos parâmetros hidroquímicos no período de junho/00 a março/02, com base em medições trimestrais.

Tabela 5.24 – Estatística básica de cloreto (mg/L) nos períodos amostrados nas águas dos poços estudados.

MÊS	N	MÉDIA	MÍNIMO	MÁXIMO	DESVIO PADRÃO
Junho	61	22	3,0	46	10,8
Setembro	59	25	3,5	55,5	11,5
Dezembro	52	26	8,7	54	11,0
Fevereiro	21	31	7,0	63	13,2
Março	23	31	8,8	60	11,4

N = número de análise

Quanto à variação dos teores médios de bicarbonato (HCO_3^-) nos diferentes períodos de amostragem, as análises da Figura 5.21 e Tabela 5.25 permitem afirmar que as maiores médias correspondem aos meses chuvosos, especialmente fevereiro com 65,8 mg/L. Nos outros períodos (junho, setembro e dezembro), as médias são relativamente semelhantes, variando de 33 a 38 mg/L. O maior valor registrado de HCO_3^- ocorreu, entretanto, no mês de estiagem (setembro), atingindo 159 mg/L.

Tabela 5.25 – Estatística básica de bicarbonato (mg/L) nos períodos amostrados nas águas dos poços estudados.

MÊS	N	MÉDIA	MÍNIMO	MÁXIMO	DESVIO PADRÃO
Junho	29	33	1,2	107	28,6
Setembro	45	38	0,6	159	32
Dezembro	46	37	0,2	150	31
Fevereiro	15	65,8	31	155	33,6
Março	18	46	4,4	114	30,8

N = número de análise

Um outro parâmetro importante na caracterização sazonal das águas estudadas é a condutividade, a qual está relacionada à concentração de sólidos totais dissolvidos (STD) em uma solução aquosa. Assim sendo, a Figura 5.21 e a Tabela 5.26 retratam as variações dos valores desse parâmetro nos diferentes períodos de amostragem. Nota-se que o período do início das chuvas (dezembro) e os meses chuvosos (fevereiro e março) apresentam valores médios variando de 308 $\mu\text{S}/\text{cm}$ a 314 $\mu\text{S}/\text{cm}$, que são discretamente mais elevados do que os dois outros períodos de amostragem. O mês de setembro, período de estiagem, foi o que mostrou menor média (290,5 $\mu\text{S}/\text{cm}$). Os dados obtidos permitem afirmar que as águas estudadas estão enriquecidas, com os valores máximos, em todos os períodos, estando sempre acima de 400 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Salienta-se que a condutividade elétrica para as águas do aquífero Barreiras não contaminadas por efluentes domésticos estão em torno de 32 $\mu\text{S}/\text{cm}$ a 45 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Lima & Kobayashi, 1988; Cortez, et al. 2000). Desse modo, os valores aqui encontrados estão bem mais elevados do que os reportados por esses autores.

Tabela 5.26 – Estatística básica da CE ($\mu\text{S/cm}$) nos períodos amostrados nas águas dos poços estudados.

MÊS	N	MÉDIA	MÍNIMO	MÁXIMO	DESVIO PADRÃO
Junho	62	297	60,4	437	88,8
Setembro	59	290,5	45	456	90,8
Dezembro	52	308	125	425	68,1
Fevereiro	23	305	70	409	78,4
Março	23	314	70	418	70,5

N = número de análise

A distribuição temporal do pH nos períodos de amostragem estão ilustrados na Figura 5.21 e Tabela 5.27. Comparando os períodos de amostragem, verifica-se que não ocorreram diferenças significativas entre os mesmos, com os seus valores médios variando de 5,1 a 5,7. Observa-se, ainda, que pela análise dos seus valores máximos, existe uma tendência à neutralidade, com valores acima ou próximos de 7, principalmente no início e no final do período chuvoso, como também durante o período de estiagem. É, portanto, no final do período chuvoso, que ocorre o maior valor de pH dentre todos os períodos, chegando a ser 2X maior do que o valor regional, conforme a Tabela 5.8, no item 5.2.2. Para o período chuvoso, os valores de pH apresentam uma tendência discretamente mais ácida, com valores situados entre 3,8 e 6,4. Salienta-se que o estudo desenvolvido por Sioli (1960), nos aquíferos Quaternário/Barreiras nas proximidades de Belém, obteve valores de pH na faixa de 5,7 a 6,4, para poços aparentemente contaminados por fossas e esgotos domésticos, portanto, semelhantes a alguns valores aqui obtidos.

Tabela 5.27 – Estatística básica de pH nos períodos de amostragem nas águas dos poços estudados.

MÊS	N	MÉDIA	MÍNIMO	MÁXIMO	DESVIO PADRÃO
Junho	62	5,7	3,5	7,2	0,82
Setembro	59	5,1	4,0	6,7	0,82
Dezembro	52	5,5	4,0	6,7	0,76
Fevereiro	23	5,1	3,8	6,4	0,92
Março	23	5,5	3,8	6,3	0,84

N = número de análise

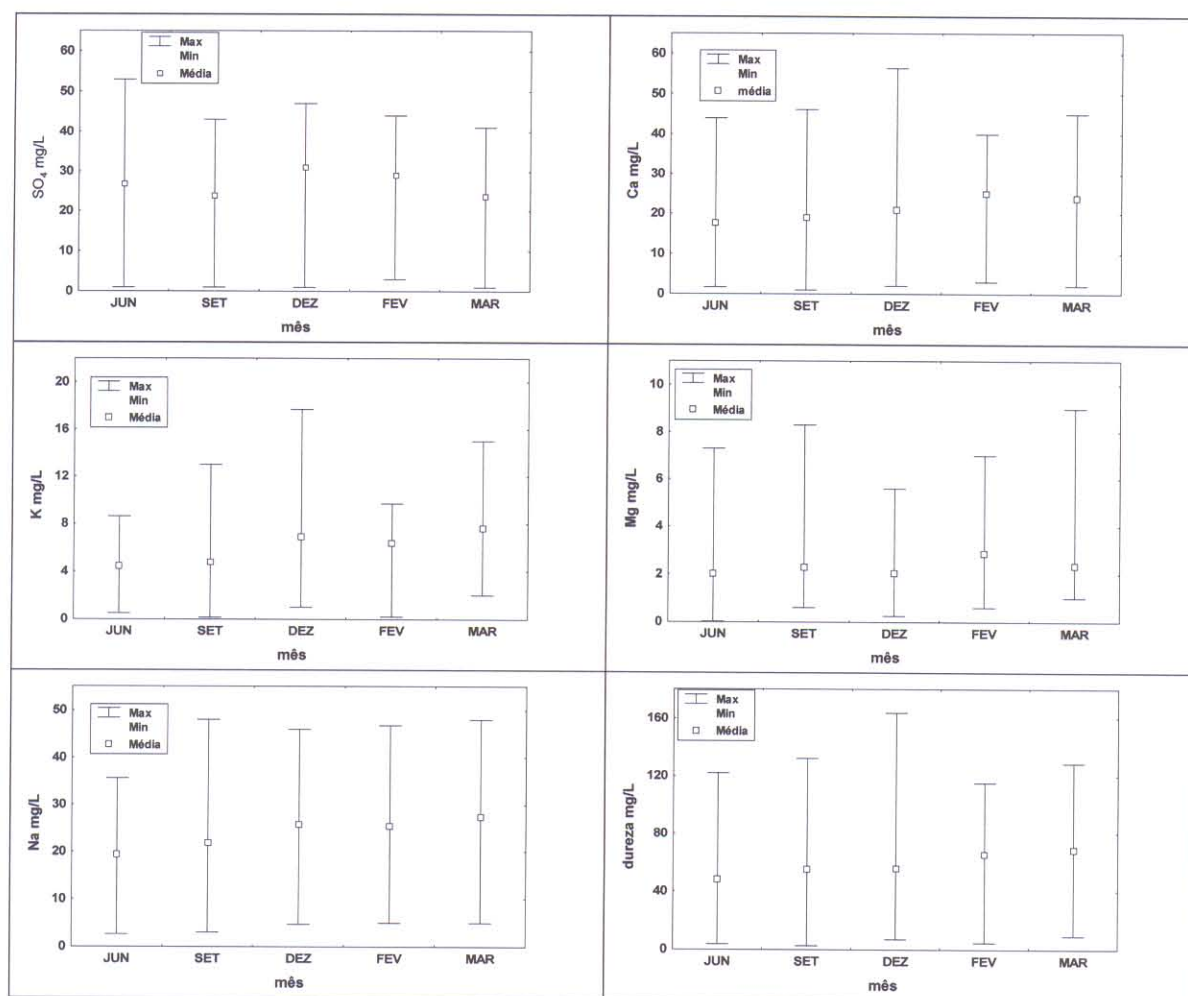


Figura 5.22 - Comportamento de parâmetros hidroquímicos no período de junho/00 a março/02, com base em medições trimestrais.

Com relação à evolução da série nitrogenada nas águas estudadas, observa-se que para o nitrato, componente mais oxidado da série, o final e início do período chuvoso, e o período de estiagem apresentam comportamento semelhantes, com teor mínimo em torno de 3mg/L e o máximo atingindo até 55mg/L. Entretanto, durante o período chuvoso, os dois meses amostrados são similares com o teor máximo do nitrato chegando a 45 mg/L, ou seja, um pouco mais baixo do que nos outros períodos. De uma maneira geral, constata-se que as médias de nitrato nos diferentes períodos de amostragem não apresentaram grandes mudanças, sendo que a maior média ocorre no final do período chuvoso (junho). Os três primeiros períodos, representados respectivamente pelos meses de junho, setembro e dezembro, mostram uma tendência ao

aumento nas concentrações dos seus valores máximos, conforme a Figura 5.20 e Tabela 5.28. No caso do amônio, componente menos oxidado do que o nitrato, a Figura (5.20) e a Tabela (5.29) mostram discretas variações das concentrações ao longo dos períodos de amostragem. Esse comportamento é devido, principalmente, ao mês de fevereiro, que corresponde a um dos meses do período chuvoso onde se evidencia os teores mais elevados de amônio nas águas estudadas, com valores acima de 10 mg/L. Por outro lado, o mês de março, pertencendo também ao período chuvoso, não expressa a situação anterior. Nos demais períodos, os comportamentos são relativamente similares, notando-se, entretanto, que os menores teores estão concentrados no período de estiagem (setembro), com média de 1,4 mg/L e valores máximos de 7,3 mg/L.

Comparando os resultados de nitrato e amônio para os mesmos períodos de amostragem, observa-se que ambos apresentam comportamentos similares, com as maiores médias ocorrendo no início do período chuvoso (junho) e a menores, em setembro (estiagem) e fevereiro (chuvoso). Contudo, quando se analisam os teores máximos, nota-se que durante o período chuvoso há um relativo aumento do amônio, ao mesmo tempo em que ocorre decréscimo de nitrato. Já no período de estiagem bem como no início do período chuvoso, percebe-se uma tendência ao aumento do teor nitrato, ao passo que os teores de amônio estão em relativo decréscimo. Por outro lado, quando se analisa os valores médios de nitrato e amônio, observa-se que eles permanecem praticamente inalterados ao longo de todos os períodos amostrados. Essa situação não era a mais esperada, se considerarmos que as águas estudadas são captadas em aquíferos rasos e teriam, desta forma, uma influência marcante da sazonalidade nas variações dos teores. Os teores de nitrato, por exemplo, deveriam estar mais diluídos no final do período chuvoso, fato que não acontece. Nesse período, aqui representado pelo mês de junho, as precipitações pluviométricas atingem a média mensal de 140mm, conforme ilustra a Figura 2.1 no capítulo 2

Tabela 5.28 – Estatística básica do nitrato (mg/L) nos períodos de amostragem nas águas dos poços estudados.

MÊS	N	MÉDIA	MÍNIMO	MÁXIMO	DESVIO PADRÃO
Junho	56	31,7	4,84	55,0	11,95
Setembro	59	28,1	3,5	54,56	12,45
Dezembro	52	29,8	2,6	55,40	11,20
Fevereiro	23	28,	6,2	43,10	9,18
Março	23	30,5	6,2	45,0	9,23

N = número de análise

Tabela 5.29 – Estatística básica do amônio (mg/L) nos períodos de amostragem nas águas dos poços estudados.

MÊS	N	MÉDIA	MÍNIMO	MÁXIMO	DESVIO PADRÃO
Junho	58	1,9	0,01	8,75	2,37
Setembro	56	1,4	0,01	7,30	1,75
Dezembro	48	1,68	0,01	8,10	2,18
Fevereiro	22	1,5	0,02	10,6	2,42
Março	20	1,7	0,02	8,1	2,37

N = número de análise

A distribuição temporal dos íons principais está mostrada na Figura 5.22. Observa-se que os teores médios de sulfato nos diferentes períodos são relativamente similares, com médias variando de 24 mg/L em março a 31 mg/L em dezembro, sendo que o teor máximo foi de 57 mg/L, registrado no final do período chuvoso (Tabela 5.31). Para o cálcio, mesmo não havendo grandes variações, verifica-se que os valores médios mais elevados ocorrem nos meses chuvosos (24 a 25 mg/L). Por outro lado, o valor máximo, para o cálcio, foi observado no início do período chuvoso e atingiu 56 mg/L (Tabela 5.31).

A Figura (5.22) ilustra o comportamento do sódio em diferentes etapas de amostragem. Verifica-se que os teores médios, ao longo dos períodos são relativamente similares, sendo que no início e no período chuvoso, os valores médios são um pouco mais elevados (25mg/L a 27 mg/L) do que nos outros períodos (19 mg/L a 22 mg/L) (Tabela 5.32). Comparando os dados de sódio com o de cloreto para os mesmos períodos de amostragem, nota-se um comportamento similar no que se refere a um crescimento dos valores médios durante os períodos chuvosos.

Quanto ao demais parâmetros (Figura 5.22), observa-se que para o potássio existe uma tendência ao aumento dos valores médios no início e durante o período chuvoso (Tabela 5.33); para a dureza (Tabela 5.34), os valores médios mais altos foram registrados nos dois períodos chuvosos amostrados e, finalmente, para o magnésio, os valores são sempre baixos e não se verifica nenhuma variação significativa entre os meses de amostragem (Tabela 5.34).

Com base nos resultados e discussões apresentadas nesse item, é importante fazer, ainda, algumas considerações. Como as águas estudadas são captadas de aquíferos rasos, era de se esperar que, no período chuvoso, os teores dos componentes químicos fossem mais diluídos, uma vez que, nesse período, as águas de escoamento superficial e/ou de infiltração tendem a carrear os componentes solúveis acumulados nos solos durante os períodos secos. Desse modo, com a

remoção contínua dos constituintes solúveis, a tendência natural seria que, no final dos períodos chuvosos, as águas de escoamento superficial e/ou de infiltração estivessem bastante diluídas (Souza, 1996). Nas águas estudadas, entretanto, essa tendência não é confirmada, tendo em vista que os valores médios do cloreto, bicarbonato, sulfato, cálcio, sódio, condutividade elétrica, dureza e potássio mostram-se discretamente mais elevados durante o período chuvoso, ao mesmo tempo em que os valores médios de nitrato, amônio e pH permanecem praticamente inalterados, ao longo dos períodos amostrados.

Tabela 5.30 – Estatística básica do sulfato (mg/L) nos períodos amostrados nas águas dos poços estudados.

MÊS	N	MÉDIA	MÍNIMO	MÁXIMO	DESVIO PADRÃO
Junho	32	26,97	1,0	57,0	13,25
Setembro	24	23,92	1,0	43,0	13,57
Dezembro	26	31,08	1,0	47,0	13,04
Fevereiro	22	29,05	3,0	44,0	11,13
Março	23	23,65	1,0	41,0	10,90

N = número de análise

Para uma melhor visualização e comparação entre padrões característicos para cada período amostrado, utilizou-se o diagrama de Siff (Figura 5.23). Esses padrões foram obtidos considerando-se as médias de teores dos íons, determinadas em cada período. Nota-se a semelhança dos padrões em todos os períodos, principalmente para os cátions (localizados no lado esquerdo do diagrama).

Diante desses fatos, pode-se pensar que a sazonalidade regional está influenciando apenas de maneira secundária no comportamento químico dessas águas. Logo, o ligeiro enriquecimento de alguns componentes no período mais chuvoso, em parte, pode ser explicado porque, nesse período, o nível freático eleva-se até próximo a superfície do solo, ficando mais próximo das fontes de contaminação (fossas sépticas e tubulações de esgoto), levando assim a uma elevação na quantidade de alguns componentes nessas águas.

Tabela 5.31 - Estatística básica do cálcio (mg/L) nos períodos amostrados nas águas dos poços estudados.

MÊS	N	MÉDIA	MÍNIMO	MÁXIMO	Desvio Padrão
Junho	47	17,64	1,7	44,0	13,8
Setembro	57	18,9	1,0	46,0	14,3
Dezembro	26	20,9	2,0	56,0	15,7
Fevereiro	18	25	3,0	40,0	12
Março	23	24	2,0	45,0	13,4

N = número de análise

Tabela 5. 32 – Estatística básica do sódio (mg/L) nos períodos amostrados nas águas dos poços estudados.

MÊS	N	MÉDIA	MÍNIMO	MÁXIMO	DESVIO PADRÃO
Junho	47	19,4	2,6	35,6	8,79
Setembro	59	22,0	3,0	48,0	8,54
Dezembro	27	25,8	4,7	46,0	11,4
Fevereiro	21	25,4	5,0	46,8	9,4
Março	23	27,5	5,0	48,0	9,13

N = número de análise

Tabela 5.33 – Estatística básica para o potássio (mg/L) nos períodos amostrados nas águas dos poços estudados.

MÊS	N	MÉDIA	MÍNIMO	MÁXIMO	DESVIO PADRÃO
Junho	45	4,44	0,5	8,6	2,1
Setembro	51	4,75	0,14	13	3,1
Dezembro	25	6,87	1,0	17,7	4,4
Fevereiro	21	6,33	0,2	9,7	2,6
Março	23	7,6	2,0	15	3,3

N = número de análise

Tabela 5.34 – Estatística básica para a dureza (mg/L) nos períodos amostrados nas águas dos poços estudados.

MÊS	N	MÉDIA	MÍNIMO	MÁXIMO	DESVIO PADRÃO
Junho	46	48	3,7	112	36
Setembro	58	55	2,5	132	39
Dezembro	26	56	7,0	164	43
Fevereiro	26	66	4,5	115	36
Março	21	69	9,0	129	34

N = número de análise

Tabela 5.35 – Estatística básica para o magnésio (mg/L) nos períodos amostrados nas águas dos poços estudados.

MÊS	N	MÉDIA	MÍNIMO	MÁXIMO	DESVIO PADRÃO
Junho	46	2,0	0,02	7,3	1,3
Setembro	58	2,3	0,6	8,3	1,2
Dezembro	25	2,0	0,3	5,6	1,4
Fevereiro	21	2,0	0,6	7,0	1,6
Março	23	2,4	1,0	9,0	1,8

N = número de análise

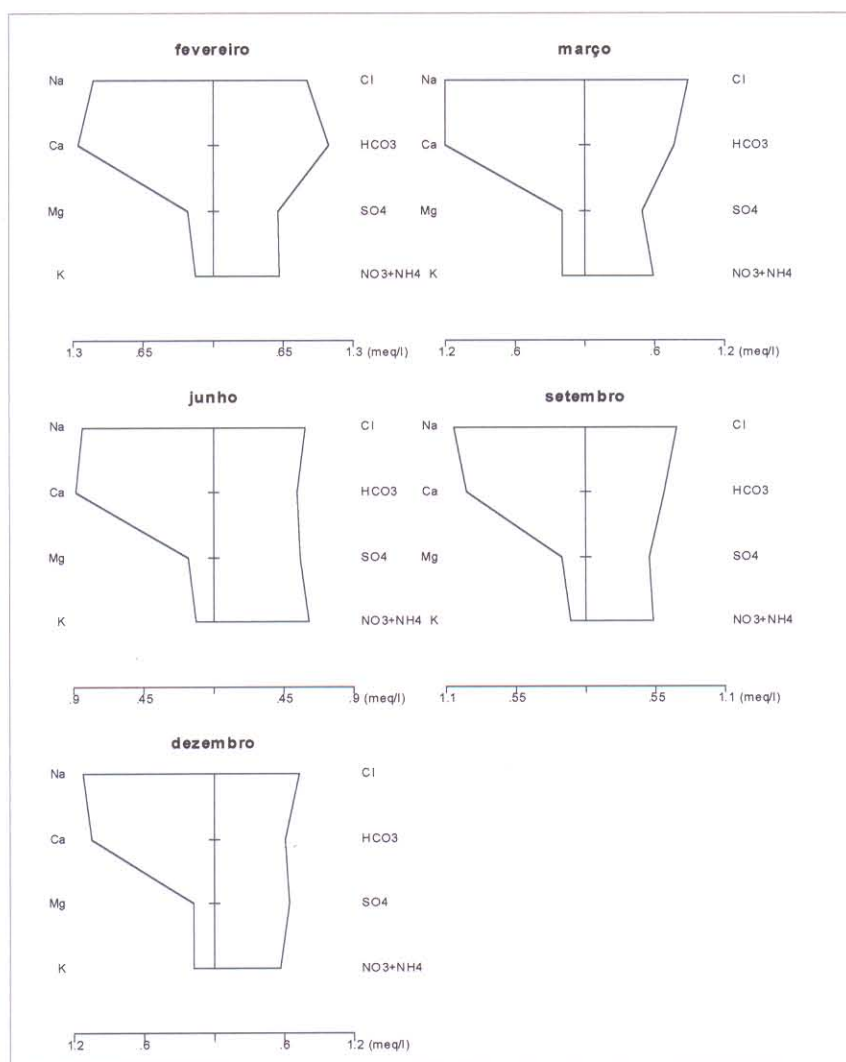


Figura 5.23 Diagrama de Stiff mostrado os padrões característicos em cada período de amostragem.

5.2.3.1 – Análise das correlações por período de amostragem

No item 5.2.2.1 foi feito o estudo de correlação entre as variáveis, abrangendo os dados analíticos globais. Nesse estudo ficou evidenciado que o nitrato mantinha uma correlação mais positiva com a condutividade elétrica e, de forma mais discreta, com o sódio, cálcio e dureza. Para o amônio, observou-se uma correlação positiva com o cloreto e negativa com o cálcio, sulfato, pH e dureza.

Procura-se, agora, fazer uma análise de correlação por período amostrado, objetivando confirmar as interpretações obtidas na análise global. Para isso, foram estudados os comportamentos entre $\text{NO}_3 \times \text{CE}$, $\text{NO}_3 \times \text{Ca}$, $\text{NO}_3 \times \text{Cl}$, $\text{NH}_4 \times \text{Cl}$ e $\text{NH}_4 \times \text{Ca}$, selecionados por terem apresentados correlações significativas na análise anterior. Foram tratados os dados provenientes de oito etapas de amostragem (junho, setembro e dezembro de 2000; junho, setembro e dezembro de 2001 e fevereiro e março de 2002).

A Figura 5.24 apresenta os gráficos e índices de correlação entre $\text{NO}_3 \times \text{CE}$ para os oito períodos de amostragem. Os coeficientes de correlação, em todos os períodos, apresentaram resultados positivos, variando de +0,31 (dezembro-2001) até +0,67 (setembro-2000). Para efeito de comparação, o coeficiente entre $\text{NO}_3 \times \text{CE}$, na análise global, foi de +0,50. Uma análise dos diagramas mostra que existe, em todos os casos, uma tendência de crescimento comum entre as duas variáveis, sendo mais nítida nos meses de setembro-2000 e junho-2001. Portanto, a correlação positiva entre $\text{NO}_3 \times \text{CE}$, definida na análise global, foi plenamente confirmada no estudo por período de amostragem.

O índice de correlação entre $\text{NO}_3 \times \text{Cl}$, na análise global, foi de +0,29. No estudo feito por período de amostragem os índices variaram de +0,12 a +0,46 (Figura 5.25). Na análise dos diagramas de correlação (Figura 5.25), pode-se observar a existência de períodos com a distribuição de pontos nitidamente positiva (dezembro-2001, setembro-2001, junho-2001 e setembro-2000) e outros períodos em que a correlação é menos clara (dezembro-2000 e fevereiro-2002). Os resultados obtidos no estudo por período de amostragem, portanto, reforçaram a correlação positiva, mesmo que discreta, entre $\text{NO}_3 \times \text{Cl}$.

A Figura 5.26 mostra os índices e os diagramas de correlação entre $\text{NO}_3 \times \text{Ca}$, abrangendo sete períodos de amostragem. No mês de dezembro-2000, os dados de cálcio não puderam ser obtidos. Em seis períodos, os índices de correlação foram positivos, mas baixos, com valores variando de 0,18 a 0,28. No mês de março-2002, entretanto, a distribuição dos pontos mostrou-se aleatória, sem marcar

nenhuma tendência de relacionamento. Os valores dos coeficientes de correlação, associados com a análise dos gráficos, mostram, portanto, que existe, de maneira geral, uma discreta correlação positiva entre $\text{NO}_3 \text{ X Ca}$, confirmando a interpretação feita com os dados de análise global.

A Figura 5.27 apresenta os gráficos e os índices de correlação entre $\text{NH}_4 \text{ X Cl}$, para os oito períodos de amostragem. Salienta-se que, como no estudo de correlação para análise global, não foram consideradas amostras com resultados de NH_4 inferiores a 0,5 mg/L. Os coeficientes de correlação entre $\text{NH}_4 \text{ X Cl}$, nos períodos de amostragem, variaram de +0,18 a 0,89. Essa ampla variação ficou refletida, também, nos diagramas de correlação. A maioria dos gráficos apresentou uma distribuição de pontos que indica uma nítida correlação positiva (junho e setembro de 2000; junho e setembro de 2001 e fevereiro e março de 2002), enquanto que os gráficos de dezembro-2000 e, especialmente, o de dezembro-2001 mostraram uma distribuição mais aleatória dos pontos, mesmo que ainda fique registrada uma correlação positiva. Em todos os períodos, portanto, a correlação entre $\text{NH}_4 \text{ X Cl}$ mostrou-se positiva, o que vem concordar com os dados obtidos na análise global.

Os diagramas e os índices de correlação entre $\text{NH}_4 \text{ X Ca}$ estão apresentados na figura 5.28. Foram considerados, apenas, amostras com valores de NH_4 superiores a 0,5 mg/L. Os dados para dezembro-2000 não são apresentados, devido à inexistência de resultados de cálcio para esta amostragem. Os coeficientes de correlação, nos sete períodos estudados, variaram de -0,34 (setembro-2000) a -0,50 (setembro-2001), enquanto que na análise global o coeficiente foi de -0,38. A análise dos diagramas mostra, sempre, uma distribuição de pontos com uma tendência geral de correlação negativa, o que coincide com o comportamento de $\text{NH}_4 \text{ X Ca}$ na análise global.

Nesse estudo de correlação por período amostrado foram apresentados os dados de cinco pares de variáveis. Os resultados podem ser considerados, sem exceção, similares aos obtidos na análise de correlação feita com os dados globais. Dessa forma, o exercício estatístico aqui praticado, serviu para reforçar as interpretações relatadas no item 5.2.2.1. Vale ressaltar que as similaridades dos resultados podem estar relacionadas ao fato de que os teores de nitrato e amônio praticamente não variaram no mesmo poço, ao longo dos períodos de amostragem, como será reportado posteriormente.

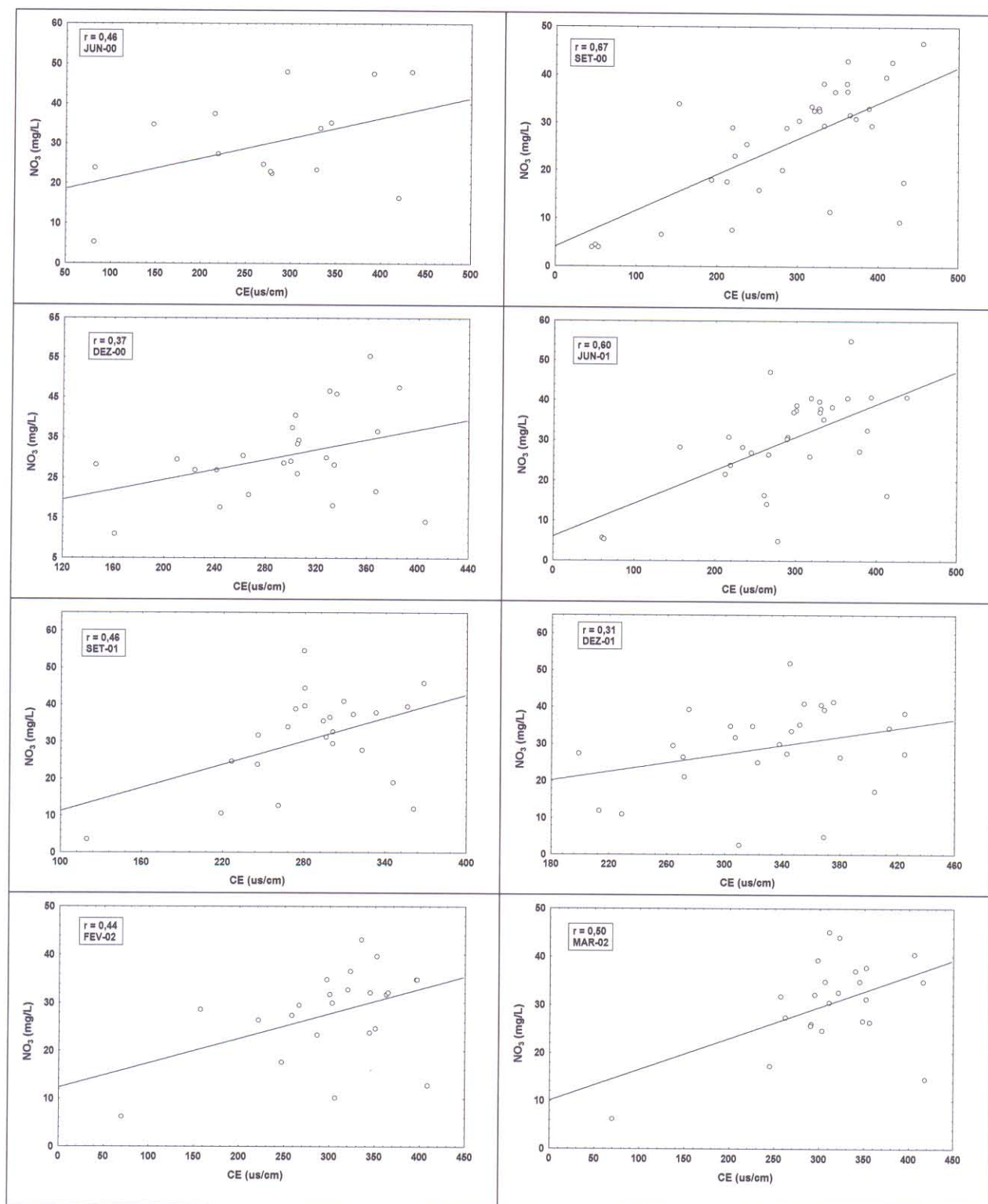


Figura 5.24 Diagramas de correlações de nitrato com condutividade elétrica (CE) em cada período de amostragem.

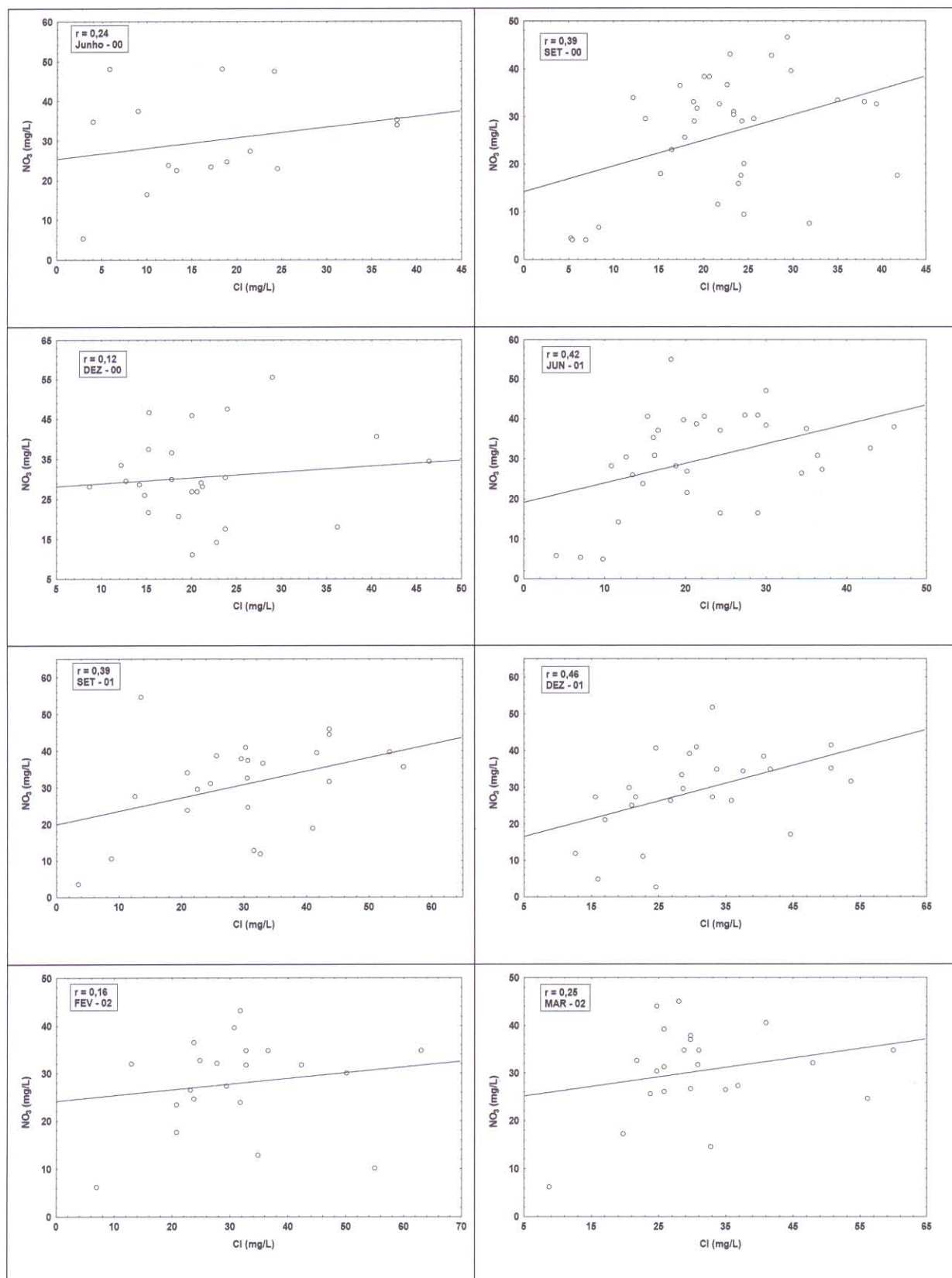


Figura 5.25 – Diagramas de correlações de nitrato (NO_3^-) com o cloreto (Cl) em cada período de amostragem.

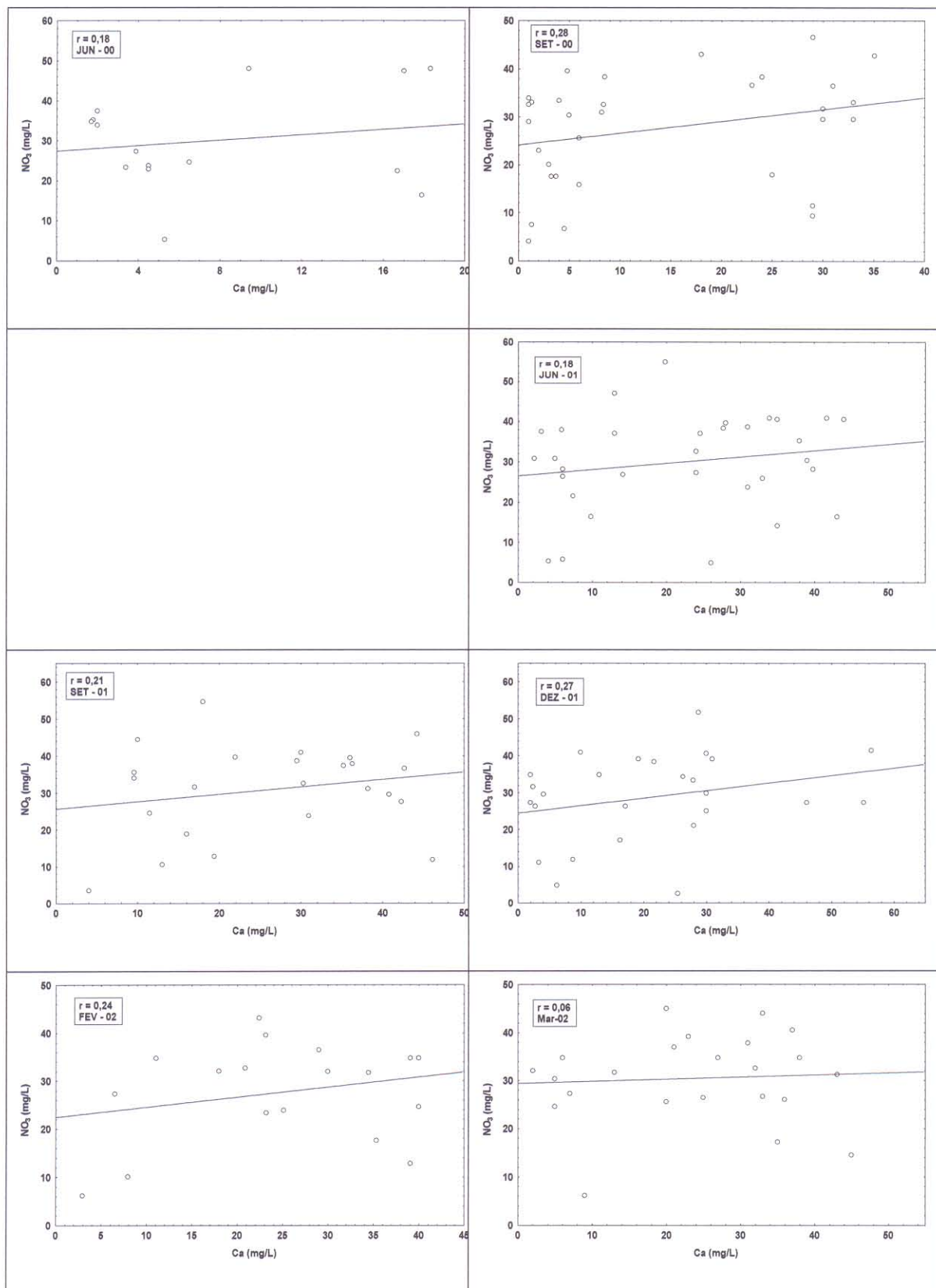


Figura 5.26 – Diagramas de correlações de nitrato com cálcio (Ca) em cada período de amostragem.

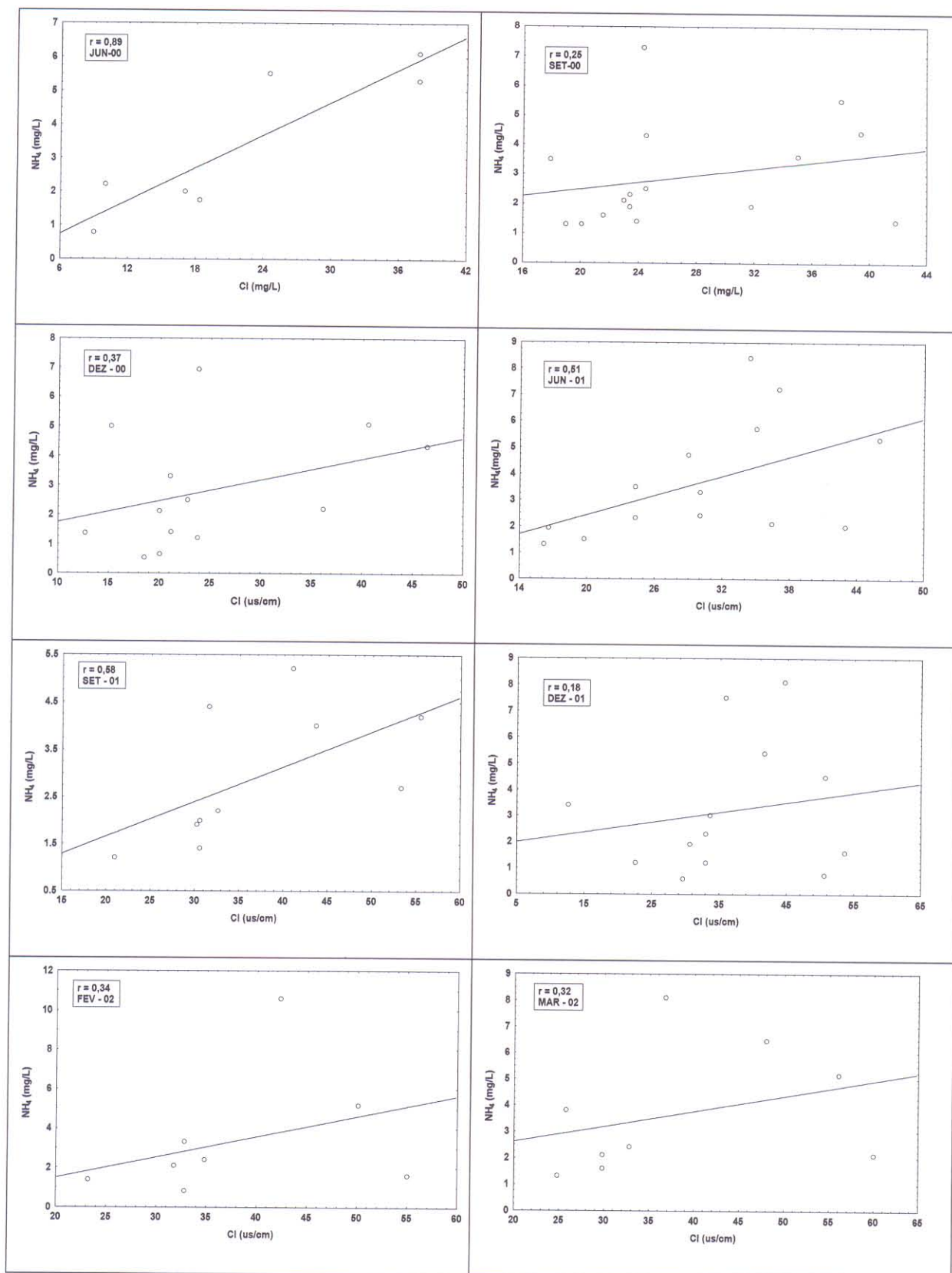


Figura 5.27 – Diagramas de correlações de amônio (NH_4^+) com cloreto (Cl) em cada período de amostragem.

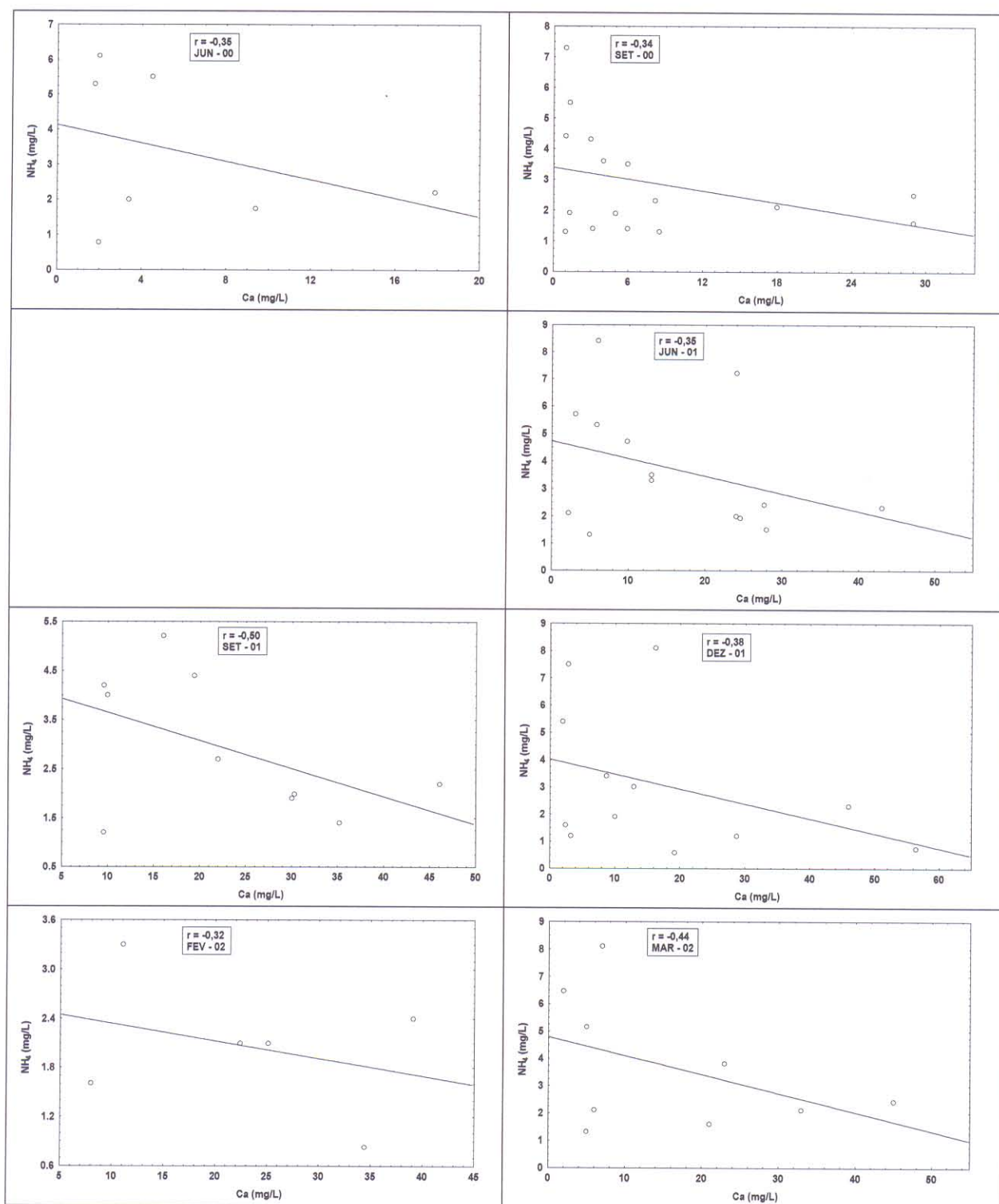


Figura 5.28 – Diagramas de correlações de amônio (NH_4^+) com o cálcio (Ca) em cada período de amostragem

5.2.4 – Comportamento dos indicadores da contaminação por efluentes domésticos

Após a caracterização geral das águas do aquífero Barreiras feita através do estudo estatístico básico, incluindo análises de correlações, análises fatoriais e de uma análise, também global, por períodos (meses) de amostragem, procedeu-se uma análise individual de uma série de poços, com a finalidade de verificar seu comportamento com relação a alguns parâmetros hidroquímicos que funcionaram como os melhores indicadores da contaminação por efluentes domésticos. Para isso, procurou-se selecionar poços que apresentassem uma quantidade representativa de amostragem. Inicialmente, foi feito um estudo com 12 poços, considerando os parâmetros como o pH, condutividade elétrica (CE) e cloreto e, posteriormente, para o nitrato e amônio, utilizaram-se 10 poços.

As Figuras 5.29 e 5.30 visualizam o comportamento do pH em cada poço por período amostrado. Em linhas gerais, ao longo dos períodos de amostragem, verifica-se um comportamento relativamente homogêneo nos 12 poços, traduzido por poucas variações nos índices do pH. Em alguns poços (Red6, Red28, Uma7, Uma8), entretanto, nota-se que durante o período chuvoso, representado pelos meses de fevereiro e março, os valores de pH são discretamente mais baixos. Contudo, quando se faz uma comparação temporal, considerando o mesmo período amostrado, percebe-se que o final do período chuvoso (junho) foi o que apresentou a maior variação dos valores de pH. Por outro lado, os poços analisados individualmente mostram uma certa homogeneização em seus valores de pH, com discordância isoladas, correspondendo a aumentos ou quedas mais significativas em relação à tendência geral.

Diferenças marcantes são observadas quando se faz uma comparação entre os poços, independente do período amostrado. Podendo-se, assim, separar poços com valores constantemente mais altos, tendendo à neutralidade, de outros com resultados de pH relativamente baixos e, portanto, com características mais ácidas. Os poços Red6, Red21, Naz13, Naz40, Naz41 e Uma52 mostram valores de pH normalmente acima de 5, com alguns picos superiores a 6. Ao passo que, os poços Red29, Red33, Uma07 e Uma08 apresentam, na maioria das amostragens, resultados de pH próximos a 4. Os demais poços (Naz25 e Uma51) evidenciam um comportamento intermediário entre os dois tipos anteriores (Figuras 5.29 e 5.40).

A análise para a condutividade elétrica assemelha-se ao constatado para o pH (Figuras 5.31 e 5.32). Os poços, analisados individualmente, mostram um comportamento relativamente homogêneo ao longo dos períodos, mas quando comparados entre si, é possível distinguir poços

com valores sempre mais elevados daqueles com os valores menos elevados. Os poços Uma7, Uma8, Uma52, Naz13, Naz40, Naz41 e Red6 apresentam, na maioria das amostragens, valores próximos ou acima de $300\mu\text{S}/\text{cm}$, enquanto que os poços Red29, Red33, Uma51 e Naz25 possuem, em geral, valores de CE na faixa de $300\mu\text{S}$ a $200\mu\text{S}/\text{cm}$. O poço Red21 apresenta um comportamento mais heterogêneo. Salienta-se que os teores obtidos, nesses poços, são invariavelmente altos, coincidindo com as observações do item 5.2.3, que indicaram que as águas estudadas estão enriquecidas, independentes do período de amostragem.

No estudo para cloreto (Figuras 5.33 e 5.34), observa-se uma maior irregularidade no comportamento individual dos poços, quando comparados aos dados de pH e condutividade elétrica. Pode-se, entretanto, ainda separar grupos com distintos comportamentos. Os poços Uma7 e Uma8 apresentam, em geral, teores de cloreto sempre acima de 30 mg/L , em contrapartida, os poços Red29, Red33, Naz40 e Naz41 possuem em geral, teores de cloreto próximos ou abaixo de 20 mg/L . Os outros poços mostram um comportamento mais irregular com os teores intermediários aos dois tipos anteriores.

A análise dos poços indica, ainda, uma tendência aos teores mais baixos de cloreto que ocorrem no final do período chuvoso, especialmente no mês de junho de 2000, enquanto os teores mais elevados são encontrados durante o período chuvoso (fevereiro/março). Esse comportamento do cloreto já tinha sido ventilado no estudo da influência da sazonalidade regional nas alterações das características hidrogeoquímicas das águas estudadas, no item 5.2.3. Diferenciando da tendência geral, o poço Naz25 mostra que o teor mais elevado de cloreto ocorreu no mês de setembro de 2001 (estiagem).

O estudo dos comportamentos para nitrato e amônio foi feito em conjunto. Foram analisados os poços Naz12, Naz13, Naz25, Naz38, Naz41, Red6, Red33, Uma7, Uma8 e Uma51. Os poços quando analisados individualmente, novamente, tiveram comportamento homogêneo, apresentando, em geral, uma relativa constância dos seus teores ao longo das diversas amostragens realizadas, com isoladas variações mais significativas. Constata-se que os teores máximos para nitrato, na maioria dos poços aqui analisados, foram encontrados no período de estiagem (setembro) e, principalmente, no início das chuvas (dezembro), coincidindo com o que foi observado no item 5.2.3. O estudo conjunto desses dois parâmetros permitiu a classificação de 4 estilos principais de comportamento, caracterizados a seguir.

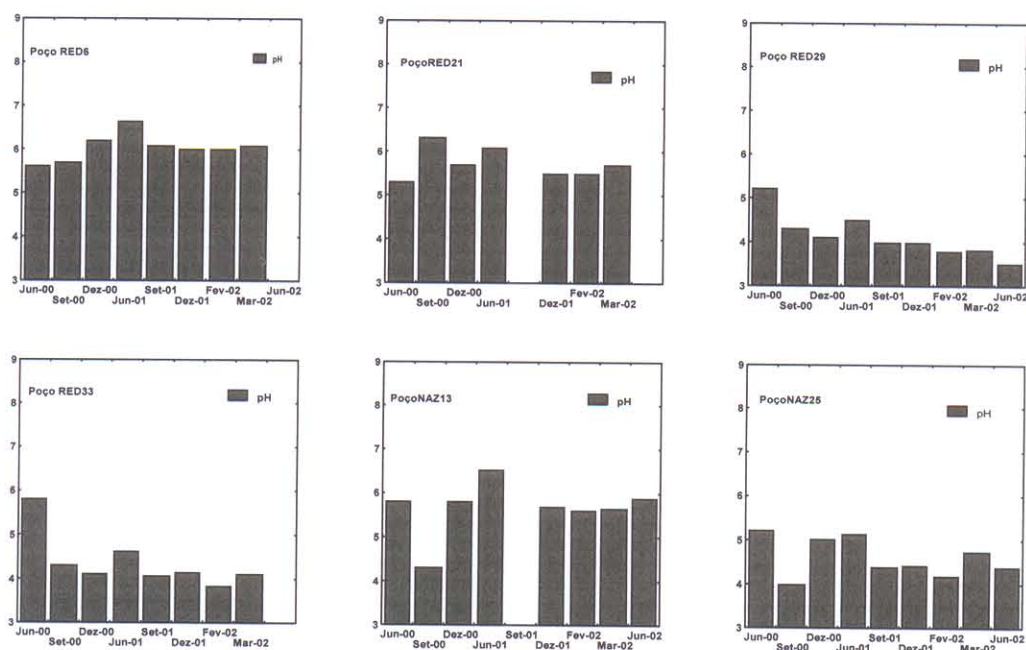


Figura 5.29 – Histogramas mostrando os valores de pH ao longo dos meses de amostragem para os poços Red6, Red21, Red29, Red33, Naz13 e Naz25.

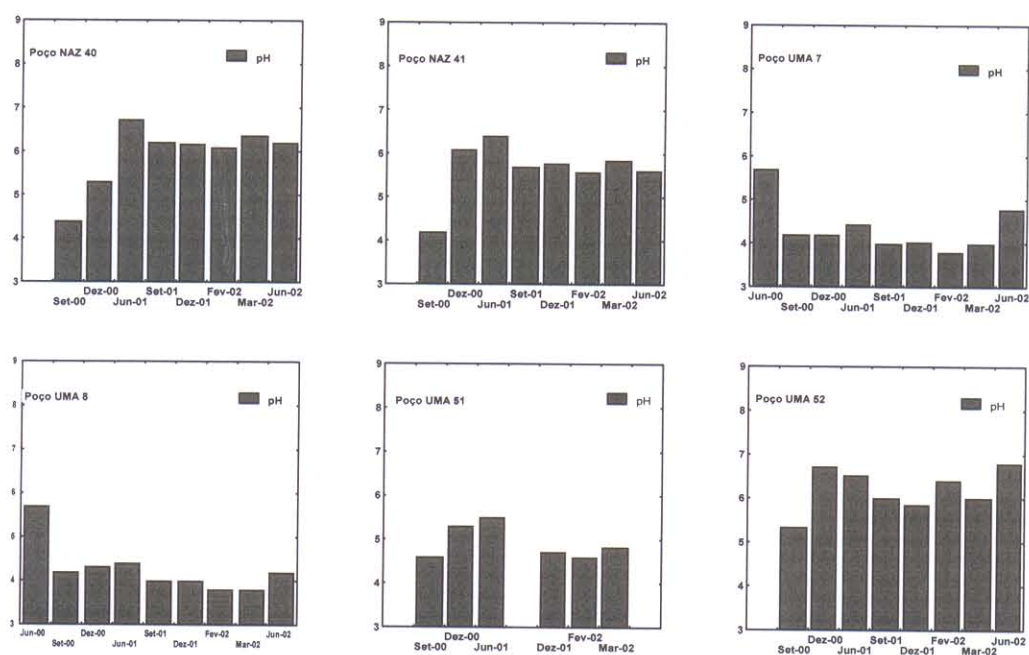


Figura 5.30 – Histogramas mostrando os valores de pH ao longo dos meses de amostragem para os poços Naz40, Naz41, Uma7, Uma8, Uma51 e Uma52.

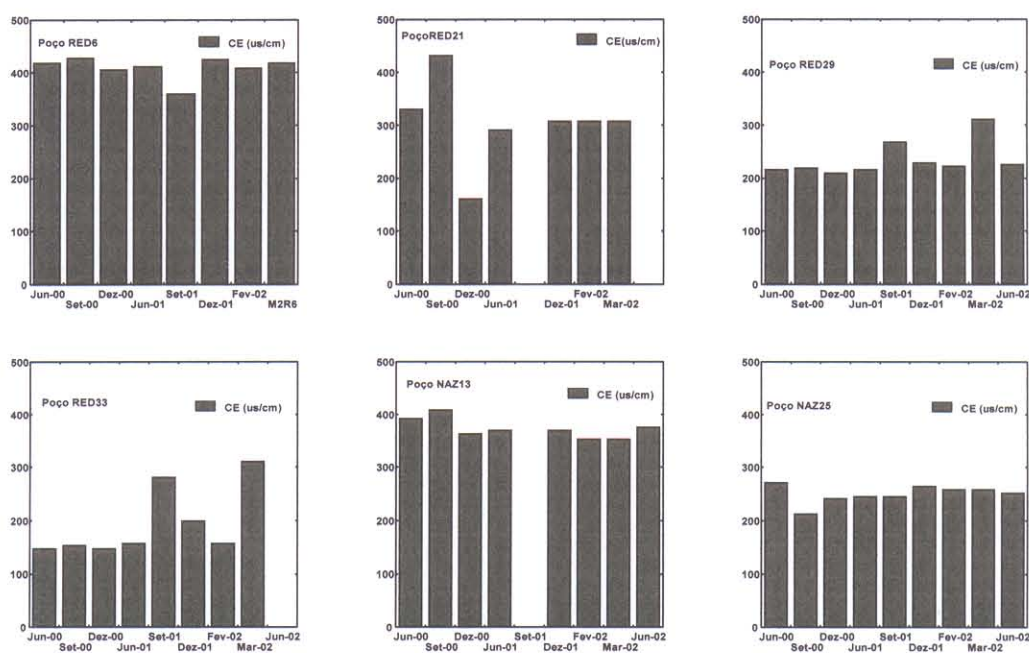


Figura 5.31 – Histogramas mostrando os valores de condutividade elétrica (CE) ao longo dos meses de amostragem para os poços Red6, Red21, Red29, Red33, Naz13 E Naz25.

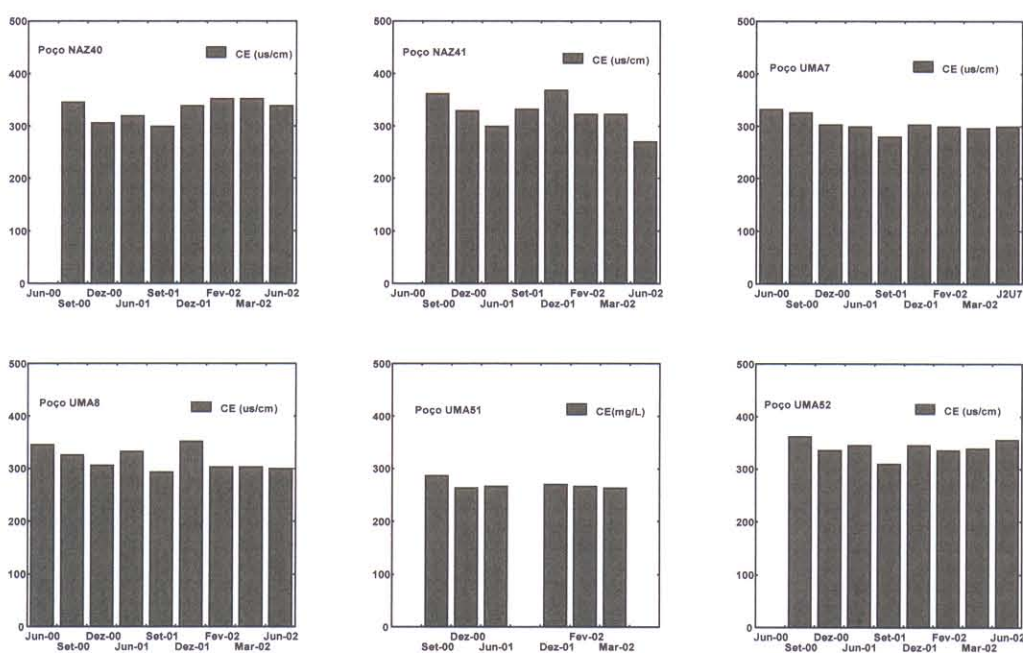


Figura 5.32 – Histogramas mostrando os valores de condutividade elétrica (CE) ao longo dos meses amostragem para os poços Naz40, Naz41, Uma7, Uma8, Uma51 e Uma52.

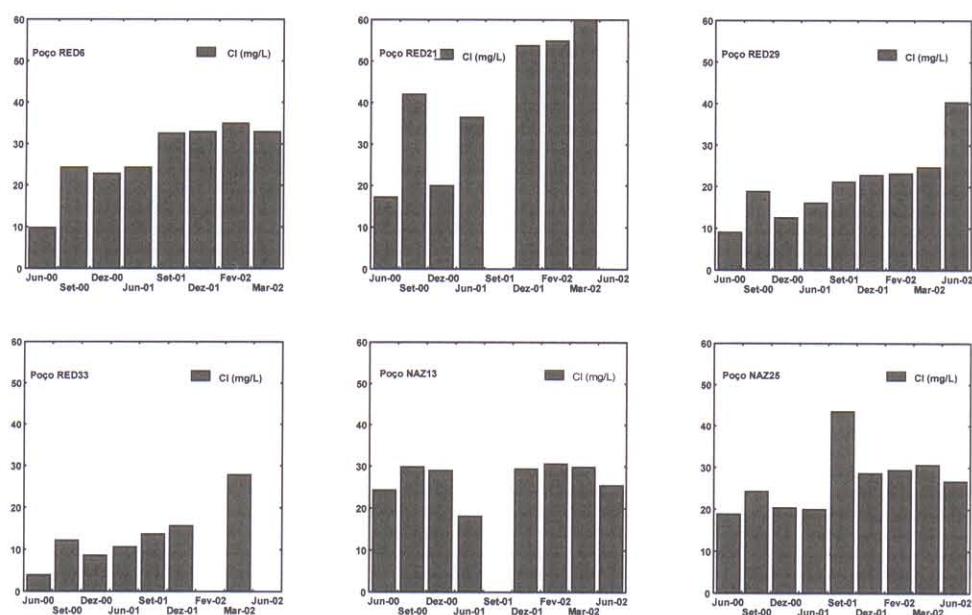


Figura 5.33 – Histogramas mostrando os teores de cloreto ao longo dos meses de amostragem para os poços Red6, Red21, Red29, Red33, Naz13 E Naz25.

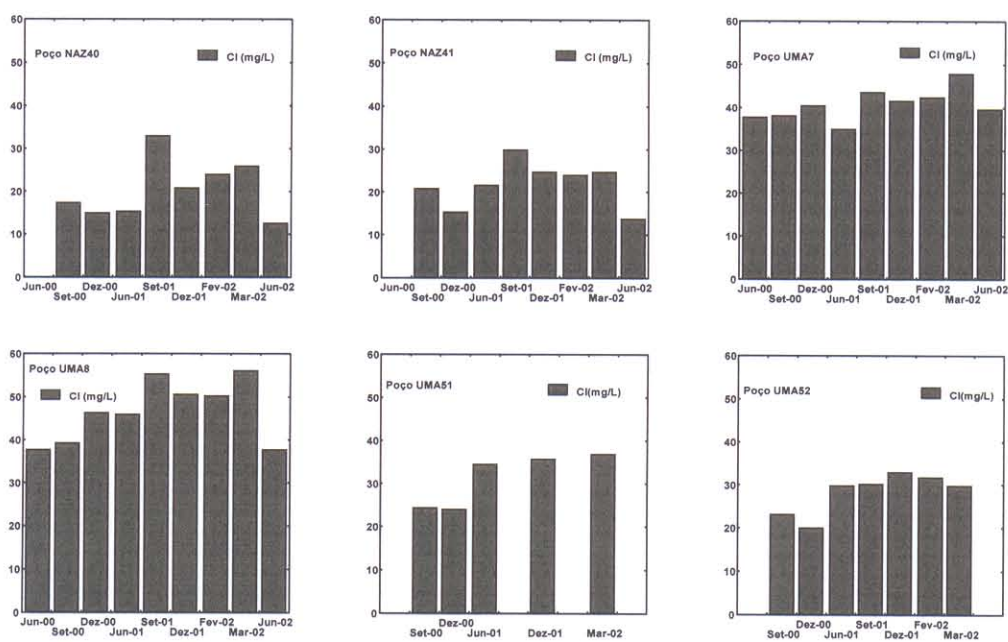


Figura 5.34– Histogramas mostrando os teores de cloreto ao longo dos meses de amostragem para os poços Naz40, Naz41, Uma7, Uma8, Uma51 e Uma52.

Para efeito de comparação e escala do que seriam teores elevados e teores baixos de nitrato e amônio, foram considerados os limites máximos de potabilidade do nitrato e do amônio, que são respectivamente 10mg/l $\text{NO}_3\text{-N}$ (45 mg/L NO_3) e 1,9 mg/L NH_4^+ (Portaria 1436 do Ministério da Saúde). Desse modo, o estilo 1 corresponderia a poços com teores de nitrato altos e correspondentes teores baixos de amônio, exemplificados pelos poços Red33 e Red46 (Figura 5.35), e, mais claramente, pelos poços Naz13 e Naz41 (Figura 5.36). O estilo 2 seria caracterizado por teores elevados tanto de amônio quanto de nitrato (poços Uma7 e Uma8, Figura 5.37). O estilo 3 observado nos poços Red6 e Uma51, seria caracterizado por concentrações baixas a intermediárias de nitrato e correspondentes teores altos a relativamente altos de amônio (Figura 5.38). Finalmente, o estilo 4 seria traduzido por teores muito baixos para o amônio (poços Naz25, Naz12 e Naz38, Figura 5.39), acompanhado por teores intermediários de nitrato. Salienta-se que o poço Naz38 está enquadrado nesse estilo com ressalva, já que, o mesmo apresenta os teores de nitrato e amônio muito baixos em relação à tendência dos outros dois poços.

É importante destacar que os estilos definidos não guardam uma relação clara com a distribuição da rede de esgoto na área, conforme mostra o mapa de esgoto e poços estudados no anexo L. Isso pode estar relacionado ao fato da instalação da rede de esgoto ser antiga, com mais de 50 anos de funcionamento, portanto, sujeita à fuga. Além disso, uma parcela dos condomínios e residências utilizam fossas para depositar seus dejetos, mesmo nas áreas onde a rede de esgoto existe. Mesmo assim, há uma tendência dos poços com teores de amônio elevados estarem posicionados nas porções da área onde a rede é inexistente (Uma8, Uma59). Em contrapartida, os poços com teores de nitrato elevados estão nas áreas integradas ao sistema de esgoto (Naz13 e Naz41).

Para analisar os comportamentos individuais dos parâmetros cálcio, sódio, potássio e magnésio, foram selecionados os poços Red6, Uma7 e Red33 (Figura 5.40).

O poço Red6 apresenta, para cálcio, teores relativamente altos nas 5 últimas amostragens, com variação de 39 a 46 mg/L. Nos dois primeiros períodos (junho e setembro de 2000), os teores estão mais baixos (18 a 29 mg/L). Para os teores de sódio, na maioria das amostragens, o teor mínimo atingiu 25 e o máximo 34 mg/L, com exceção do mês de junho de 2000 que apresentou o teor mais baixo (15mg/L) se comparado a tendência dos demais períodos. Já os resultados de potássio apresentam valores discretamente mais elevados (9 a 9,7 mg/L) nos meses de fevereiro e março de 2002 e mais baixos em setembro e dezembro de 2001 (4,2 e 4,8 mg/L).

Em relação ao magnésio, os resultados são praticamente similares ao longo dos períodos de amostragem. Acrescenta-se que o poço Red6, por apresentar teores intermediários de amônio e nitrato, está enquadrado no estilo 3, como já retratado.

O poço Uma7, pertence ao estilo 2, mostra teores baixos para cálcio (< 3 mg/L), com um relativo aumento no mês de setembro de 2001 (10 mg/L). Esse aumento coincide com uma discreta queda no resultado de amônio e uma elevação no teor de nitrato. As concentrações de sódio variam de 14,5 mg/L (junho-2000) até 38 mg/L (março-2002). Os teores de potássio apresentam um mínimo de 1,4 mg/L (dezembro-2001) e um máximo de 10 mg/L (março-2002). Os resultados de magnésio permaneceram relativamente constantes em todos os períodos.

O poço Red33 apresenta, no geral, valores baixos de cálcio (< 6 mg/L), sendo nos dois períodos (setembro-2001 e março-2002) os resultados estão mais elevados (18 e 20 mg/L). A elevação dos valores de cálcio coincide, novamente, com um aumento nos teores de nitrato. Os resultados de sódio variaram de 11 a 27 mg/L, enquanto que os teores de potássio mostraram um mínimo de 1,4 mg/L e um máximo de 14 mg/L. Para esses dois parâmetros, os meses com resultados mais altos foram, também, setembro de 2001 e março de 2002. Os resultados de magnésio, seguindo a tendência dos dois poços anteriores, não apresentaram variações significativas. Vale ressaltar que o poço Red33 foi classificado no estilo 1, com valores altos de nitrato e baixos de amônio.

Nos 3 poços estudados a análise dos resultados para cálcio, potássio, sódio e magnésio mostra que não existe influência significativa da sazonalidade na variação desses parâmetros. É interessante observar a relação entre o cálcio e o nitrato nos poços Red33 e Uma7, coincidindo, portanto, com a interpretação efetuada nos estudos de correlações no subitem 5.2.2.

Após a análise dos poços representativos nos diferentes períodos de amostragem, alguns comentários merecem destaque. Inicialmente, os poços, quando analisados individualmente, não apresentam grandes variações nos valores dos parâmetros hidrogeoquímicos, mas, quando comparados entre si, apresentam diferenças significativas que permitem separá-los em classes ou estilos de comportamento. Isso pode significar maior ou menor distância de fontes ativas de contaminação, que seriam, portanto, os fatores preponderantes na caracterização e/ou diferenciação hidrogeoquímica de um poço em uma área urbana, como a do estudo. O segundo comentário é que os estilos definidos para os teores de nitrato e amônio representam a amplitude do grau de contaminação desses poços. Cabe destacar que as características hidrogeológicas

desses poços selecionados são semelhantes, as diferenças de comportamento estão, portanto, mais relacionadas à proximidade da fonte de contaminação do que a sua localização em relação ao fluxo subterrâneo (Figura 5.10 e mapa no Anexo M). Exemplo dessa afirmação pode ser visto nos poços Uma8 e Uma7, pois mesmo posicionados em cota topográfica mais elevada (no divisor de água) e com nível estático em torno de 5,0m, apresentam elevados teores de nitrato e amônio. Enquanto que outros poços posicionados em cotas topográficas mais baixas e com níveis estáticos rasos (inferior a 2m) mostram teores de amônio elevados (Red6 e Red46 – Ver Tabela no Anexo H).

Assim, o estilo 1 mostra poços com enriquecimento de nitrato e baixo amônio (processo de transformação amônio para nitrato foi completo - nitrificação). Esse estilo está representado, especialmente, nos poços Naz13 e Naz41, apresentando tendência a pH mais altos (tendendo à neutralidade), além de condutividade elétrica e cloreto relativamente mais elevados, se comparados ao *background* regional dessas águas (ver Tabela 5.8, no subitem 5.2.2). O estilo 2 está exemplificado pelos poços Uma7 e Uma8, com nitrato e amônio altos, fonte próxima e ativa permitindo a convivência ou presença dos dois parâmetros, mostrando pH com característica mais ácida, acrescidos de condutividade elétrica e cloretos relativamente mais elevados. O estilo 3 mostra amônio alto, pH com tendência à neutralidade (em geral acima de 5,5) e condutividade elétrica elevada, podendo representar um ambiente redutor muito mais próximo das fossas e/ou dos efluentes de fossas sépticas do que o estilo 2. Finalmente, o estilo 4 é caracterizado por amônio muito baixo, nitrato com teores intermediários e valores da condutividade elétrica menores do que os outros estilos mencionados anteriormente. A Tabela 5.36 resume os principais aspectos desses estilos comportamentais.

É importante destacar que não foi observado com clareza na área o processo de nitrificação acompanhado com decréscimo de pH, principalmente nos poços Naz13 e Naz41, onde o estilo 1 é bem definido. Sugerindo, portanto, que a diminuição do pH é tamponada pela presença de substâncias alcalinas nos efluentes domésticos (Harman et al. 1996).

Os dados dos estilos, apresentados acima, permitem fazer uma analogia com os estudos experimentais feitos por Wilhelm et al. (1996) e Varnier (2001), no qual ficou evidenciado que nas proximidades das fossas, o ambiente redutor é mantido pela degradação da matéria orgânica, proveniente dos tanques sépticos ou de fossas (estilo 3). À medida que se afasta da fonte, em posição intermediária, compostos mais oxidados, como amônio e nitrato, aparecem em teores

significativos, devido ao contato do contaminante com águas mais ricas em oxigênio (estilo 2). Desse modo, quando existe o predomínio de nitrato (estilos 1 e 4) em relação ao amônio, acredita-se que os poços, com essas características estão bem afastados da fonte de contaminação.

Tabela 5.36 – Resumo dos estilos comportamentais definidos a partir das características dos indicadores de contaminação por efluentes domésticos, observados em alguns poços na área de estudo.

ESTILOS	PARÂMETROS				
	Nitrato (mg/L)	Amônio (mg/L)	pH	CE ($\mu\text{S/cm}$)	Cloreto (mg/L)
1	Alto	Baixo	Tendência a neutralidade	Alto	Alto
2	Alto	Alto	Tendência a acidez	Alto	Alto
3	Intermediário	Alto	Intermediário	Alto	Intermediário
4	Intermediário	Baixo	Tendência a acidez	Alto	Intermediário

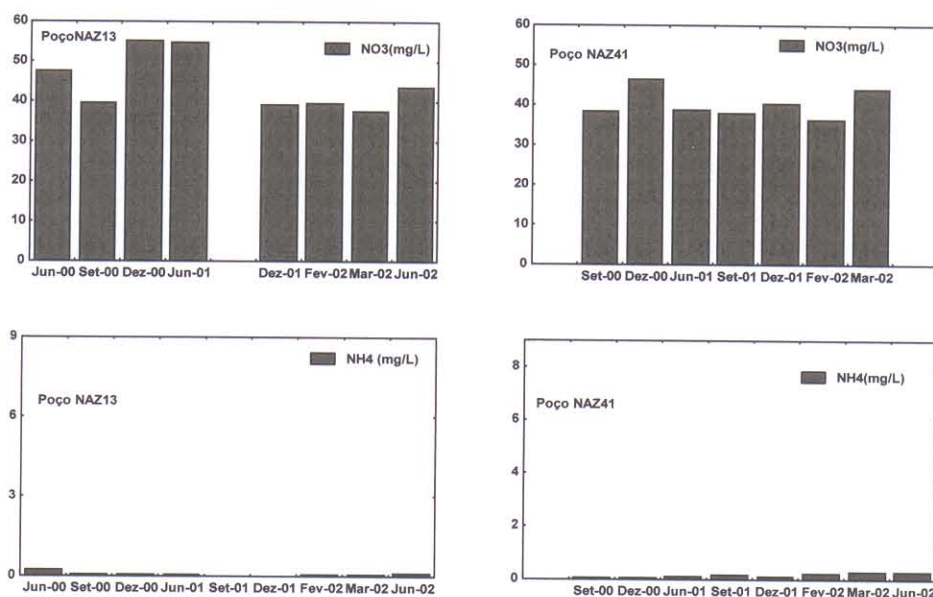


Figura 5.35 – Histogramas mostrando os teores de nitrato (NO_3^-) e amônio (NH_4^+) baixos nos poços Naz13 e naz41, caracterizando o estilo 1.

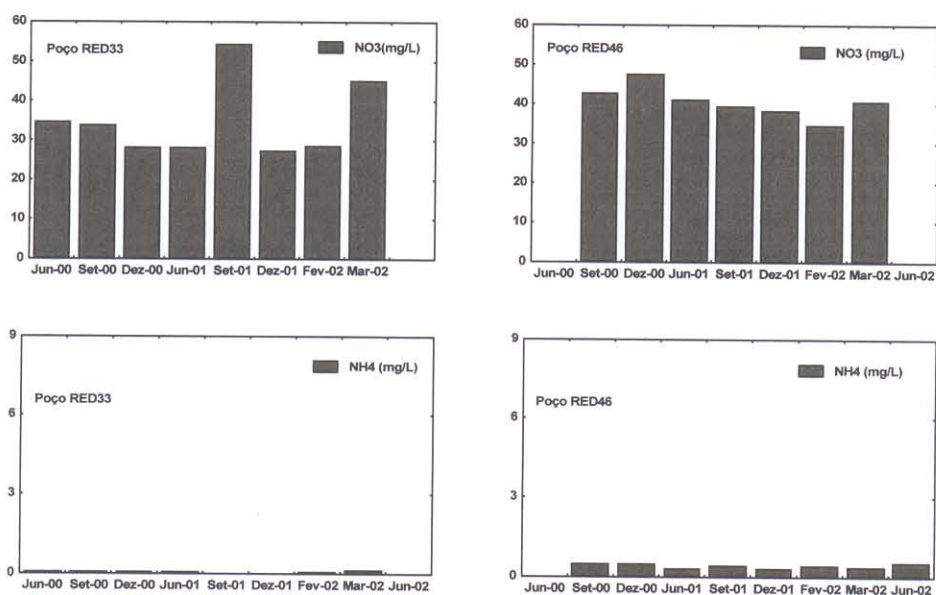


Figura 5.36 – Histogramas mostrando os teores de nitratos altos (NO_3^-) e amônio baixos (NH_4^+) nos poços Red33 e Red46, caracterizando o estilo 1.

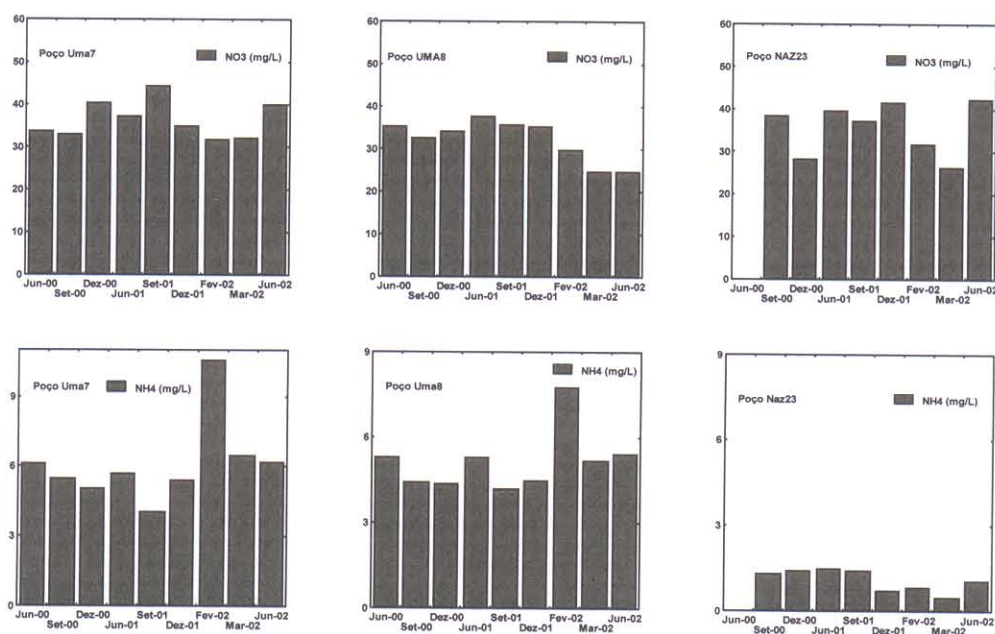


Figura 5.37 – Histogramas mostrando os teores de nitrato (NO_3^-) e amônio (NH_4^+) elevados nos poços Uma7, Uma8 e Naz23, caracterizando o estilo 2.

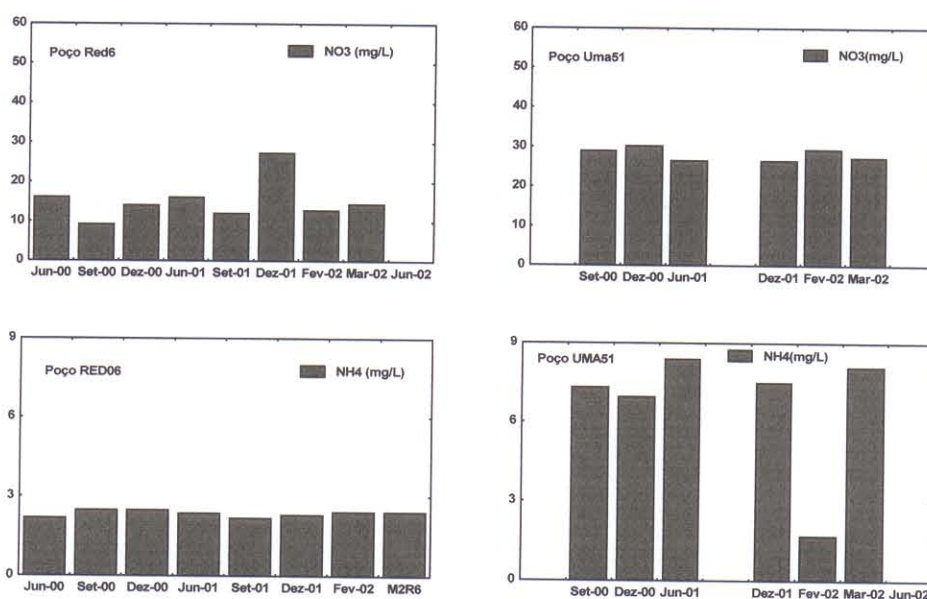


Figura 5.38 - Histogramas mostrando os teores de nitrato (NO_3^-) intermediários a baixos e de amônio (NH_4^+) elevados nos poços Red6 e Uma51, caracterizando o estilo 3.

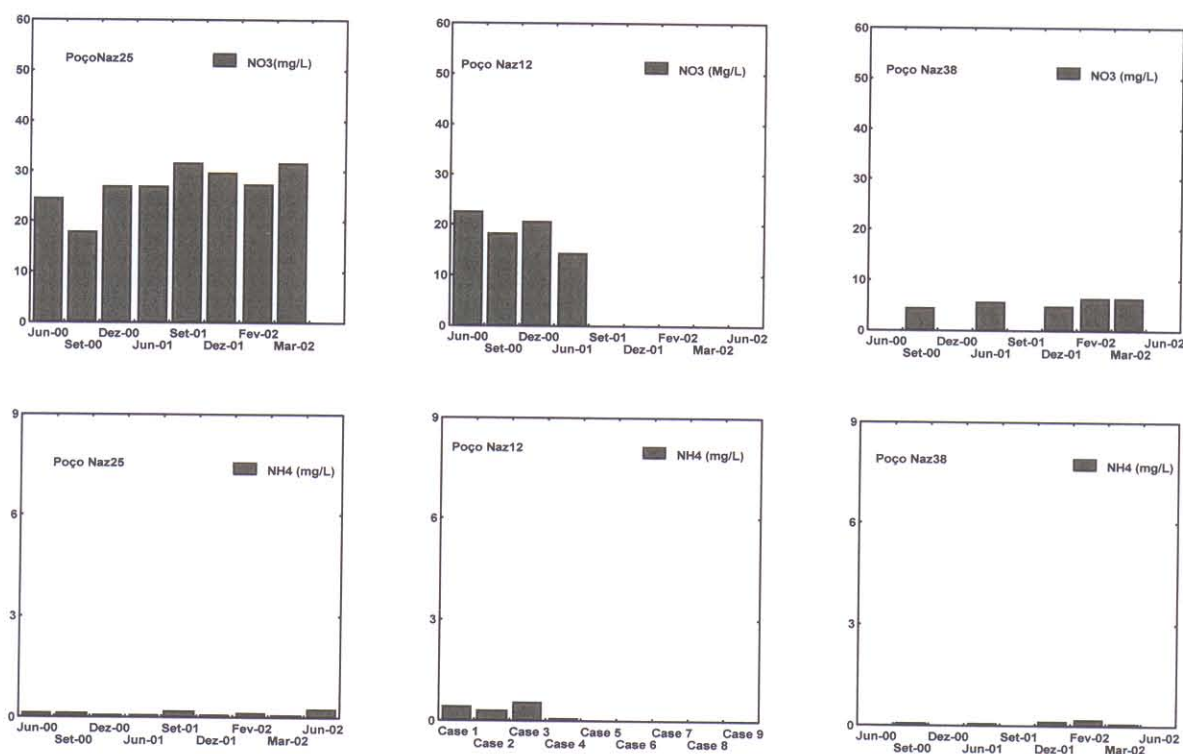


Figura 5.39 – Histogramas mostrando os teores de nitrato (NO_3^-) intermediários e de amônio (NH_4^+) baixos nos poços Naz25, Naz12 e Naz38, caracterizando o estilo 4.

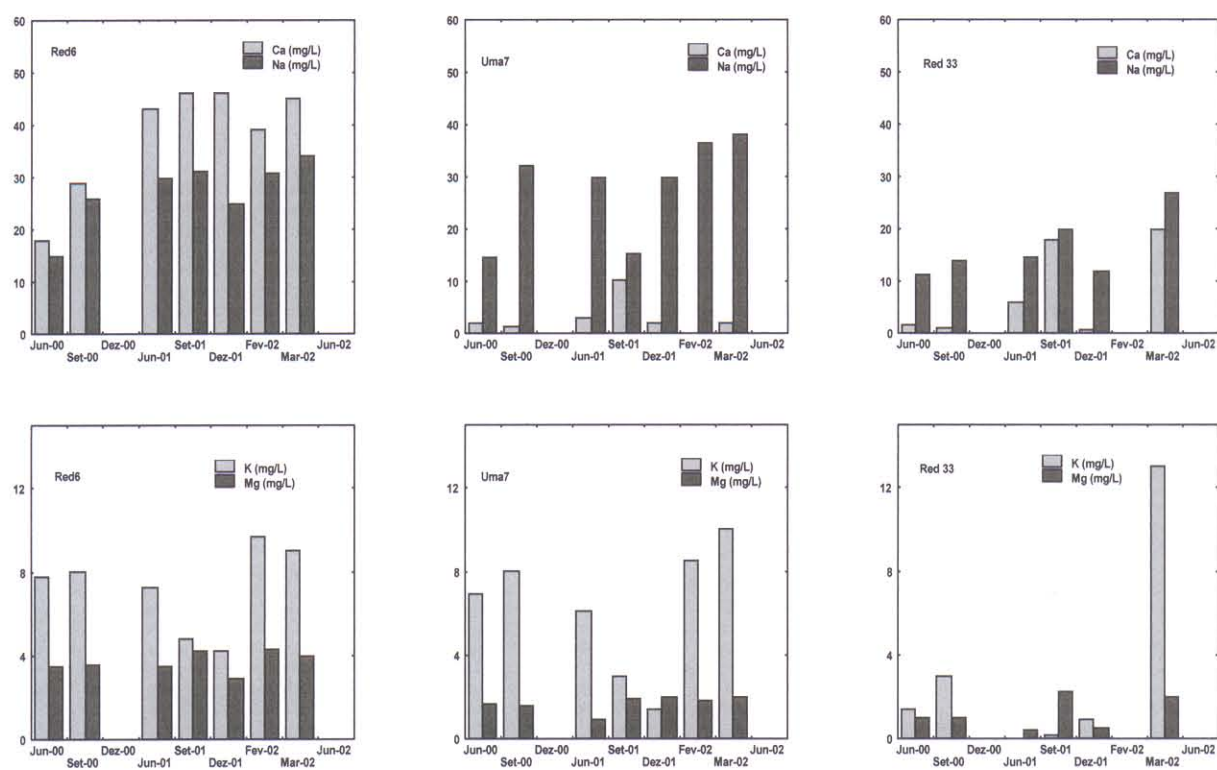


Figura 5.40 – Histogramas mostrando os teores de cálcio (Ca) potássio (K), sódio (Na) e magnésio (Mg) ao longo dos meses de amostragem nos poços red6, Uma7 e Red33.

5.2.5 – Comportamento das variáveis em amostragem mais detalhada

Uma amostragem mais detalhada correspondendo a coletas em espaços menores de tempo foi efetuada nos poços Uma8 e M3, situados no bairro de Umarizal. Nesse sentido, foram realizadas, em cada um dos dois poços, cerca de 10 amostragens de água, entre os períodos de setembro de 2001 a novembro de 2002, para a determinação de alguns parâmetros como nitrato, amônio, cloreto, pH e condutividade elétrica. Os íons maiores (cálcio, magnésio, sódio e potássio) foram analisados, com menor frequência, nos meses de dezembro/01, fevereiro e março de 2002. Esse procedimento de amostragem teve como um dos propósitos, o estudo mais acurado da influência da sazonalidade nas concentrações dos parâmetros analisados, especialmente o nitrato e amônio, a partir de uma amostragem mais densa e contínua. As Figuras 5.41 e 5.42 mostram os resultados das análises de água, nos dois poços estudados, para nitrato, amônio, pH, condutividade elétrica, cloreto e sulfato, enquanto que a Tabela (5.37) mostra os resultados dos íons maiores. Salienta-se que o poço M3 foi locado nas proximidades do sumidouro de uma fossa séptica e que a evolução do seu nível estático foi, concomitantemente, acompanhada, conforme discutido no subitem (5.1.2).

O poço Uma8 mostrou, para o nitrato, resultados relativamente altos e homogêneos, com variação entre 24 a 39 mg/L e média de 32 mg/L. Na maioria das coletas (7 meses), os teores de nitrato foram superiores a 30 mg/L e em dois meses (março e junho-2002), esses valores ficaram em torno de 25 mg/L (Figura 5.34). Para o amônio, os teores foram sempre superiores a 4 mg/L, com “piques” maiores em fevereiro, outubro e novembro de 2002, pois nesse período apresentaram valores acima de 6 mg/L, com máximo de 7,74 mg/L (Figura 5.41).

No poço Uma8, os valores de pH mantiveram, sempre, um comportamento homogêneo e relativamente ácido, com valores entre 3,3 e 4,2, sendo que os meses de janeiro e agosto de 2002 correspondem aos de valores mais baixos de pH, acompanhado todavia dos maiores teores de NO_3^- (Figura 5.41). Para a condutividade elétrica, as três primeiras amostragens mostraram uma certa irregularidade com dois meses (novembro e dezembro de 2001), tendo valores mais elevados ($>350 \mu\text{S}/\text{cm}$), e um mês (setembro de 2001) com valor relativamente baixo ($224 \mu\text{S}/\text{cm}$). As últimas sete coletas apresentaram, entretanto, uma grande homogeneidade com os resultados variando de $272 \mu\text{S}/\text{cm}$ a $304 \mu\text{S}/\text{cm}$ (Figura 5.41). Para o cloreto, o poço Uma8 mostrou, inicialmente, de setembro/2001 a março/2002, valores homogêneos, variando de 50 a 56

mg/L. Entretanto, nos últimos meses, de junho a novembro de 2002, observou-se uma pequena queda, com teores entre 37 a 45 mg/L (Figura 5.41). Para o sulfato, os resultados foram sempre baixos, próximos ao limite de detecção (Figura 5.41). Para os íons maiores (Tabela 5.33), cujos resultados foram obtidos nos meses chuvosos (dezembro, fevereiro e março), notou-se que, entre eles, o sódio apresentou maiores teores, com variação de 29,6 mg/L a 34mg/L, enquanto que para o cálcio, os teores foram baixos, ficando nos dois primeiros meses (dezembro/01 e fevereiro/02) abaixo do limite de detecção, contudo, em março de 2002 atingiu 5mg/L. Para o magnésio e potássio, os teores mais elevados ocorreram no mês de março, correspondendo respectivamente a 2mg/L e 8mg/L.

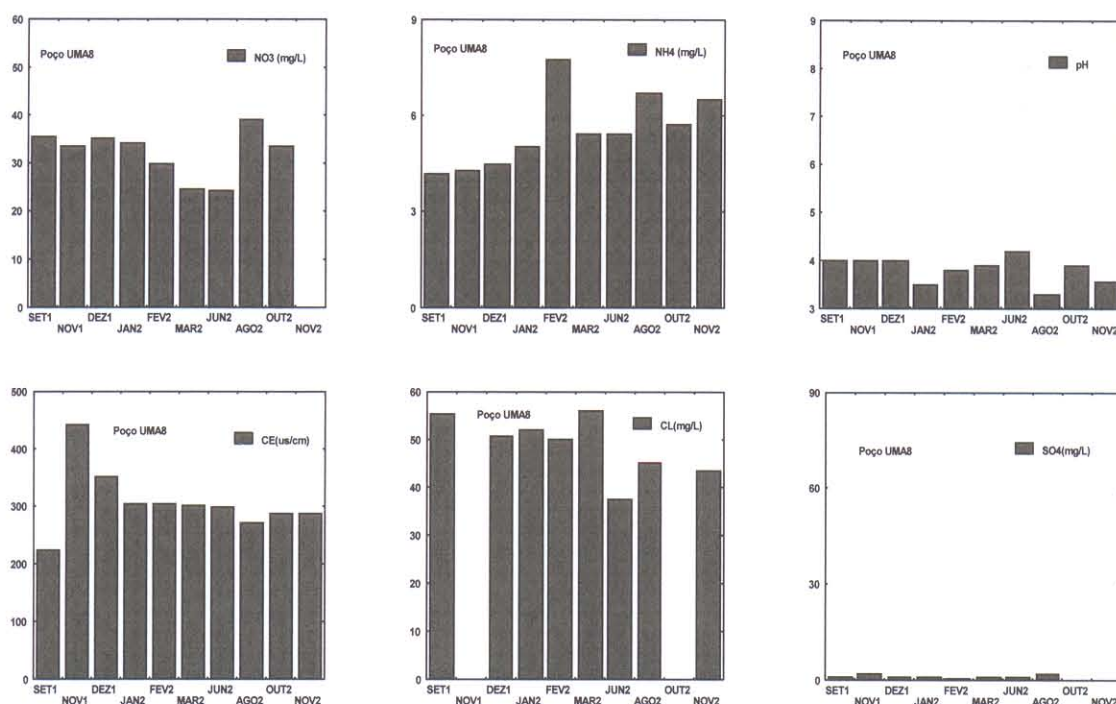


Figura 5.41 – Histogramas mostrando as variações mensais dos teores de nitrato (NO_3^-), amônio (NH_4^+), cloreto (Cl), sulfato (SO_4) e dos valores de pH e condutividade elétrica (CE) no poço Uma8.

O poço M3 apresentou, para o nitrato, valores acima de 30 mg/L para as duas primeiras coletas (setembro e novembro de 2001) e, em geral, abaixo de 10 mg/L para os períodos restantes (Figura 5.42). Para amônio, observou-se teores relativamente mais baixos nas sete primeiras amostragens (setembro de 2001 a junho de 2002), variando de 1,4 a 4,2 mg/L e teores mais elevados (5,3 a 7,00 mg/L) nos três últimos meses de coletas (agosto/02, outubro/02 e

novembro/02) (Figura 5.42). Para o pH, as sete primeiras coletas mostraram valores relativamente mais altos e heterogêneos de pH (5,5 a 7,10) se comparadas aos últimos três períodos (4,4 a 4,5) (Figura 5.42). Para a condutividade elétrica, observou-se dois meses (novembro e dezembro de 2001) com valores acima de 400 $\mu\text{S}/\text{cm}$, ao passo que as 8 amostragens restantes tiveram valores entre 280 μS a 380 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Figura 5.42). Os resultados de cloreto variaram de um mínimo de 26,60 mg/L (em novembro de 2002) a um máximo de 50,70 (em novembro de 2001) (Figura 5.42). Os resultados para o sulfato, correspondendo às seis primeiras amostragens, foram sempre relativamente altos, variando de 42 a 88 mg/L, com média de 64 mg/L (Figura 5.42). Em relação aos íons principais (Tabela 5.33), os teores de sódio permaneceram inalterados nos meses de dezembro/01 e fevereiro/02, apenas em março atingindo um máximo de 37mg/L. O cálcio variou de um máximo de 29mg/L, no mês de dezembro, a 18,6 mg/L e 21 mg/L, nos meses de fevereiro e março de 2002, respectivamente. Finalmente, o magnésio e o potássio não apresentaram grandes variações nos seus teores nos meses amostrados.

Tabela 5.37 - Resultados das análises químicas para os íons principais (cálcio, magnésio, sódio e potássio) das amostras de águas coletadas nos poços Uma8 e M3, no bairro de Umarizal.

Íons Principais mg/L	Dezembro/01		Fevereiro/02		Março/02	
	Uma8	M3	Uma8	M3	Uma8	M3
Cálcio	Ald	29	Ald	18,6	5,0	21,0
Magnésio	0,5	3,6	1,1	2,7	2,0	2,0
Sódio	32,4	23,7	29,6	23,7	34,0	37,0
Potássio	3,2	7,8	5,9	7,4	8,0	11

Ald = abaixo do limite detecção do método

Desse modo, a partir dos resultados apresentados, fez-se uma comparação entre os poços. Nota-se que para o poço Uma8, os teores de nitrato e amônio mantiveram-se sempre elevados independente do mês de coleta, acompanhado também com o pH sempre ácido. Tal situação sugere que o poço está localizado em uma área com altas e constantes recargas de efluentes domésticos, associado a um nível estático raso (cerca de 5m). É sugestivo propor, também, que o processo de oxidação do amônio para nitrato (nitrificação, reações 3 e 4 escritas no subitem 3.2.1 no capítulo 3), nesse local, não é completo e ocorre de maneira rápida e contínua, pois à medida que o amônio é transformado para nitrato, nova carga de amônio chega nessas águas, ocasionando, assim, nitrato e amônio altos. Por outro lado, esse comportamento não é observado

no poço M3, cujo os maiores teores de nitrato estão acompanhados com uma diminuição das concentrações de amônio. Percebe-se, portanto, que no poço M3 existe uma tendência da oxidação do amônio para nitrato (nitrificação) nos primeiros meses de coletas, o que não está evidente nos outros meses.

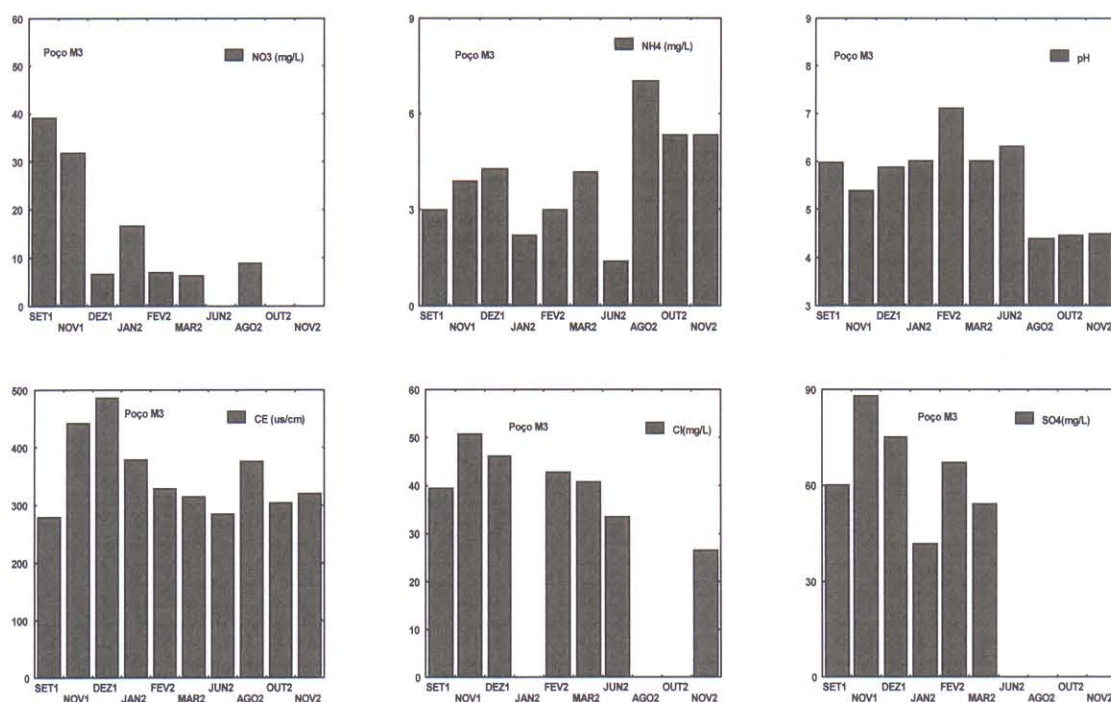


Figura 5.42 –Histogramas mostrando as variações mensais dos teores de nitrato (NO_3^-), amônio (NH_4^+), cloreto (Cl), sulfato (SO_4^{2-}) e dos valores de pH e condutividade elétrica (CE) no poço M3.

Quanto ao pH, o poço M3 manteve-se menos ácido do que no poço Uma8, principalmente, entre os meses de setembro/01 a junho/02, fato esse que pode estar relacionado à localização do poço M3 nas proximidades do sumidouro de fossa séptica. Nas proximidades desses locais, o pH tem tendência à elevação (Ptacek, 1988; Robertson & Blowes, 1995; Varnier & Hirata, 2000). Essa situação ocorre devido à matéria orgânica existente nos efluentes das fossas sofrer decomposição produzindo amoníaco ou amônio, mediante a participação de bactérias. Esse processo de conversão do nitrogênio orgânico originado da matéria orgânica (aqui representado pela uréia, presente na urina humana) para NH_4^+ ou NH_3^+ é chamado de amonificação, segundo a reação (1) (Wilhelm et al., 1994). No produto formado ocorre hidratação (Esteves, 1988), liberando OH^- (reação 2) responsável, portanto, pela elevação do pH do meio. Além da formação

do amônio/amônia, outras substâncias de caráter básico presentes nos afluentes domésticos, a exemplo dos detergentes, também devem contribuir para o aumento do pH nas proximidades das fossas (Gaspar, 2001). As citadas reações estão escritas no subitem 3.2.1 do capítulo 3.

Comparando-se, finalmente, os teores de sulfato nos dois poços, observa-se que o poço Uma8 permaneceu com os teores muito baixos durante os períodos amostrados, enquanto que o M3 apresentou concentrações acima de 42mg/L. Isso sugere, mais uma vez, a influência da localização do poço M3 na composição química de sua água. Salienta-se, ainda, que as variações do nível de água do poço M3 (Tabela 5.1, no subitem 5.1.2, nesse capítulo) não mostram dependência efetiva com as concentrações dos componentes químicos medidos ao longo do tempo.

5.2.6 – Composição e evolução química das águas subterrâneas

As características químicas das águas subterrâneas refletem os meios por onde elas percolam, guardando uma estreita relação com os tipos de rochas drenadas e com os produtos das atividades humanas adquiridos ao longo do seu trajeto. Em áreas urbanas pode ser verificado um forte registro das atividades humanas na qualidade química das águas. Essa relação é particularmente marcante nos locais onde predominam os aquíferos rasos e livres a semilivres, passíveis de serem facilmente influenciados pelas atividades humanas, como as descargas de efluentes líquidos industriais e domésticos, vazamentos de depósitos de combustíveis, chorumes provenientes de depósitos de lixo e outros. Assim, nas águas subterrâneas urbanas, além da recarga feita por infiltração das águas pluviais existe, também, uma parcela de recarga de efluentes domésticos provenientes de sumidouros de fossas sépticas e de vazamentos tanto da rede de esgoto como da distribuição de água.

Nas águas estudadas neste trabalho, os teores dos parâmetros químicos e, principalmente, dos componentes nitrogenados não mostram variações significativas ao longo dos períodos de amostragem. Esse comportamento é verificado quando se estuda as amostras de poços de forma global ou individualmente, conforme relatados nos itens 5.2.2, 5.2.3 e 5.2.4. Desse modo, fica evidenciado que os fatores antrópicos têm maior influência na química dessas águas dos que os sazonais. Esses aspectos podem estar relacionados com a presença crescente da recarga urbana originada, principalmente, das descargas dos efluentes urbanos, bem como da impermeabilização de grande parte da área, como asfaltos, calçadas e construções em geral. Esses fatores podem afetar o sistema de recarga das águas subterrâneas devido à redução do volume d'água de chuva que infiltra no solo, o que ocasionará a diminuição da diluição das águas contaminadas.

Para identificar os principais tipos de água, com base nos íons mais abundantes, as amostras de águas dos poços cadastrados, coletadas nas 5 campanhas de amostragem, cujas análises químicas estavam completas e apresentavam erros analíticos inferiores a 10%, foram plotadas nos diagramas de Piper, em unidades percentuais de meq/L. A Tabela (5.38) mostra o tipos iônicos dominantes nas águas estudadas nos efluentes das fossas domésticas em diferentes locais ((Fossa 1 = Muskoka ; Fossa 2 = Cambridge ; Fossa 3 = São Paulo) e nas águas não contaminadas do Aurá em Belém/Pará. Nota-se, no geral, que as águas estudadas estão enriquecidas entre os cátions, em cálcio e o sódio, sendo que, para os ânions dominam o cloreto e

bicarbonato. Em alguns amostras, entretanto, independente do período de amostragem, o nitrato, amônio e sulfato aparecem com teores significativos, modificando a tendência geral da composição química dessas águas.

Conforme verificado nos diagramas (Figuras 5.43, 5.44 5.45), os meses de junho/01, dezembro/01 e março/02 apresentaram as amostras de águas agrupadas entre os tipos hidroquímicos cloretadas sódicas, nitratadas cloretadas sódicas e cloretadas sulfatadas cálcicas. De uma maneira muito subordinada, ocorrem amostras bicarbonatadas cálcicas. Para os meses de setembro/01 e fevereiro/02, observa-se uma maior presença de amostras no campo cloretadas sulfatadas cálcicas, seguindo-se pelas cloretadas sódicas, nitratadas cloretadas sódicas e, de forma menos representativa, as amostras de águas bicarbonatadas cálcicas.

A distribuição espacial dos tipos de águas, no mês de junho/01, está apresentada na Figura 5.43. Observa-se que as águas cloretadas sódicas e nitratadas cloretadas sódicas estão localizadas na parte central da área de estudo, possivelmente onde estão as maiores curvas de iso-teores de nitrato, como pode ser visto no subitem (5.2.7). A escolha desse mês, para ilustração da distribuição espacial dos tipos de fácies hidroquímicas, se deve a maior quantidade de amostras, ficando, portanto, mais representativa da situação real da composição das águas em estudo.

A Tabela 5.39 mostra a composição química de 3 efluentes domésticos em diferentes locais (Robertson et al., 1991 e Vanier, 2001). A partir desses dados, verifica-se que os íons sódio, potássio, cálcio, cloreto e amônio estão em elevadas concentrações, o nitrato apresenta teor baixo, o pH apresenta caráter básico e os valores de alcalinidade estão elevados. Os dados composicionais desses efluentes foram plotados, também, no diagrama de Piper, os quais ficaram concentrados no campo bicarbonatada sódica. (Figura 5.43). É importante observar que nenhuma amostra das águas estudadas foram plotadas nesse campo, que é indicativo de composição de efluentes de fossas domésticos.

Piratoba Marales (2002) considerou as amostras de água do aquífero Barreiras (Aurá, Aurá1 – Tabela 5.38 e Figura 5.43/junho/01) como representativas das características geoquímicas iniciais das águas subterrâneas da área do lixão do Aurá, nas proximidades de Belém, por não estarem contaminadas por chorume do lixão ou por efluentes de fossas, ficando classificadas como cloretadas sódicas, semelhantes, portanto, a algumas amostras de águas desse trabalho, conforme mostram os diagramas (Figuras 5.43 a 5.44).

De acordo ainda com Piratoba Marales (2002), a composição das águas não contaminadas no lixão do Aurá reflete a forte influência da água de chuva e do ambiente geológico, o qual se encontra fortemente lixiviado com pouca presença de sólidos dissolvidos, refletindo em baixos valores de condutividade elétrica (em torno de $29\mu\text{S}/\text{cm}$). Entretanto, apesar dessas semelhanças, as amostras das águas não contaminadas do lixão Aurá podem ser diferenciadas por apresentarem condutividade elétrica, teores dos íons principais, amônio e nitrato muito mais baixos, se comparados aos obtidos nas amostras de águas desse trabalho (ver tabelas em anexos F e G). É importante destacar que todas as amostras da área de estudo apresentaram valores de condutividade elétrica acima de $200\mu\text{S}/\text{cm}$, como mostrado nos item anteriores.

De acordo com Loyd & Heathcote (1985), as águas subterrâneas com dominância de bicarbonatadas cálcicas indicam, freqüentemente, águas de áreas de recarga em rochas variando de arenitos a calcários. Por outro lado, à medida que as águas pluviais se infiltram no perfil geológico, tendem a evoluir de bicarbonatada cálcica para cloretada sódica nas áreas de descargas ou de circulação profunda (Schoeller, 1962). Essa mudança de quimismo resulta principalmente da mobilidade dos íons cloreto e sódio (Silva, 1984; Freeze & Cherry, 1979). De acordo com Souza (1996), quando o material percolado é bastante intemperizado, as águas cloretadas sódicas podem resultar não dessa evolução geoquímica, mas está relacionado ao quimismo herdado, em grande parte, das águas pluviais. Essa afirmação está em conformidade com o que Piratoba Marales (2002) levantou para as águas não contaminadas do Aurá.

Considerando que as águas estudadas são provenientes de poços rasos (até 40 metros) e que as profundidades dos níveis de águas variam de menos de 1m a no máximo 10m, era de se esperar que os tipos dominantes fossem bicarbonatas cálcicas. Contudo, levando em consideração todos os aspectos levantados, acrescenta-se que a área está inserida num região de alto índice pluviométrico e de solo com intenso intemperismo (subitem 5.1.3) e, portanto, já bastante lixiviado, por isso as águas estudadas teriam composição cloretadas sódicas, seguindo a tendência regional. É necessário frisar que as águas aqui estudadas, embora apresentem em algumas amostras composição química igual a das águas não contaminadas, podem se diferenciar das mesmas pelos seus elevados valores de condutividade elétrica e dos íons principais, além dos teores elevados de nitrato e amônio. Isso vem reforçar, mais uma vez, que as águas estudadas estão enriquecidas devido à influência dos processos de urbanização, principalmente, dos

efluentes domésticos. As outras composições encontradas nessas águas estão associadas, também, a esse tipo de contaminação.

Desse modo, os resultados, aqui apresentados, mostram uma tendência de que as amostras das águas provenientes dos poços tubulares cadastrados, independente do período de amostragem e do local de coleta, ficaram concentradas, principalmente, nos tipos de fácies hidroquímicas sulfatadas cloretas cálcicas, cloretadas sódicas, nitradas cloretadas sódicas e, subordinadamente, no campo bicarbonatos cálcicos. Esses comportamentos no quimismo das águas refletem que elas estão sendo mais fortemente afetadas por fatores antropogênicos em detrimento dos processos naturais.

Tabela 5.38 – Tipos iônicos dominantes nas 5 campanhas de amostragem, além dos íons dominantes nos efluentes das fossas e de águas não contaminadas da área do Aurá.

POÇOS	JUNHO/01	SETEMBRO/01	DEZEMBRO/01	FEVEREIRO/02	MARÇO/02
NAZ5	Ca-Na-SO ₄ -NO ₃	-	Na-Ca-HCO ₃ -Cl	Na-Ca-HCO ₃ -Cl	Ca-Na-HCO ₃ -Cl
Naz12	Ca-Na-HCO ₃	-	-	-	-
Naz13	Na-Ca-NO ₃ -SO ₄	-	Ca-Na-SO ₄ -Cl	Ca-Na-Cl-SO ₄ -NO ₃	Ca-Na-Cl-HCO ₃
Naz14	-	Ca-Na-HCO ₃	Na-Ca-HCO ₃ -Cl	-	-
Naz23	-	Ca-Na-Cl-HCO ₃	Ca-Cl-SO ₄ -HCO ₃	Ca-Na-Cl-SO ₄	Na-Ca-Cl-SO ₄
Naz24	Na-Ca-Cl-NO ₃	Na-Ca-Cl-NO ₃	Na-Ca-Cl-SO ₄	An-Ca-Cl-SO ₄ -NO ₃	Ca-Na-Cl-NO ₃
Naz25	Ca-Na-Cl-NO ₃	Na-Ca-Cl-NO ₃	Na-Cl-SO ₄ -NO ₃	Na-Cl-NO ₃ -SO ₄	Ca-Na-Cl-NO ₃
Naz26	Na-Ca-Cl-SO ₄	Na-Ca-Cl-NO ₃	-	-	-
Naz27	Na-Ca-Cl-HCO ₃	-	-	-	-
Naz38	Ca-Na-SO ₄ -Cl	-	Na-Ca-Cl-SO ₄	Na-Ca-SO ₄ -Cl	Ca-Na-Cl-HCO ₃
Naz39	-	Ca-Na-HCO ₃ -Cl	Ca-Na-HCO ₃ -Cl	Ca-Na-HCO ₃ -SO ₄	Ca-Na-HCO ₃ -Cl
Naz40	-	Ca-Na-HCO ₃ -Cl	Ca-Na-HCO ₃ -SO ₄	Ca-Na-HCO ₃	Ca-Na-HCO ₃ -Cl
Naz41	-	Ca-Na-HCO ₃ -Cl	Ca-Na-HCO ₃ -SO ₄	Ca-Na-HCO ₃ -Cl	Ca-Na-NO ₃ -Cl
Naz42	-	Ca-Na-Cl-SO ₄	Ca-HCO ₃ -SO ₄ -Cl	Ca-Na-SO ₄ -Cl	Ca-Na-Cl-SO ₄
Naz59	-	-	Na-Ca-HCO ₃ -Cl	-	-
Naz70	-	Na-Ca-Cl-HCO ₃	-	-	-
Red6	Ca-Na-HCO ₃ -SO ₄	Ca-Na-HCO ₃ -Cl	Ca-Na-HCO ₃ -SO ₄	Ca-Na-HCO ₃ -Cl	Ca-Na-HCO ₃ -Cl
Red21	Na-Mg-Cl-NO ₃	-	Na-Cl-SO ₄	Na-Cl	Na-Mg-Cl
Red29	Na-NO ₃ -Cl	Na-Ca-Cl-NO ₃	Na-Cl-HCO ₃	Na-C-NO ₃ l	Na-Cl-NO ₃
Red30	-	Ca-HCO ₃ -Cl-NO ₃	Na-Ca-HCO ₃ -Cl	Ca-Na-HCO ₃ -Cl	Na-Ca-HCO ₃ -Cl
Red33	Na-Ca-NO ₃ -Cl	Ca-Na-NO ₃ -Cl	Na-Cl-NO ₃	Na-Ca-SO ₄	Na-Ca-Cl-NO ₃
Red44	Ca-Na-HCO ₃ -SO ₄	Ca-Na-HCO ₃ -SO ₄	Ca-Na-HCO ₃ -SO ₄	Ca-HCO ₃ -Cl	Ca-Na-HCO ₃ -Cl
Red45	Ca-Na-HCO ₃ -SO ₄	Ca-Na-HCO ₃ -SO ₄	Na-Ca-HCO ₃ -SO ₄	-	-
Red46	Ca-Na-Cl-SO ₄	Ca-Na-Cl-SO ₄	Na-Ca-Cl-HCO ₃	Ca-Na-Cl-HCO ₃	Ca-Na-Cl
Red47	Ca-Na-SO ₄ -NO ₃	Ca-Na-Cl-HCO ₃	Ca-Na-HCO ₃ -SO ₄	Ca-Na-Cl-SO ₄	Ca-Na-Cl-HCO ₃
Uma7	Na-Cl-NO ₃	Na-Ca-Cl-NO ₃	Na-Cl-NO ₃	Na-NH ₄ -Cl	Na-Cl-NO ₃
Uma8	Na-Cl-NO ₃	Na-Ca-Cl-NO ₃	Na-Cl-NO ₃	Na-NH ₄ -Cl	Na-Cl
Uma31	Na-Ca-Cl-SO ₄	Na-Ca-Cl-HCO ₃	Na-Ca-Cl-HCO ₃	-	-
Uma50	-	Ca-Na-Cl	Na-Ca-SO ₄ -Cl	-	-
Uma51	Na-NH ₄ -Cl-NO ₃	-	Na-NH ₄ -Cl-NO ₃	-	Na-NH ₄ -Cl-NO ₃
Uma52	Ca-Na-Cl-NO ₃	Na-Ca-Cl-HCO ₃	Na-Ca-Cl-NO ₃	Na-Ca-Cl-HCO ₃	Ca-Na-Cl-HCO ₃
Fossa1	NH ₄ -Na-Cl	-	-	-	-
Fossa2	Na-NH ₄ -Ca-HCO ₃	-	-	-	-
Fossa3	NH ₄ -HCO ₃ -Cl	-	-	-	-
Aurá	Na-Cl-HCO ₃	-	-	-	-
Aurá1	Na-Cl-HCO ₃	-	-	-	-

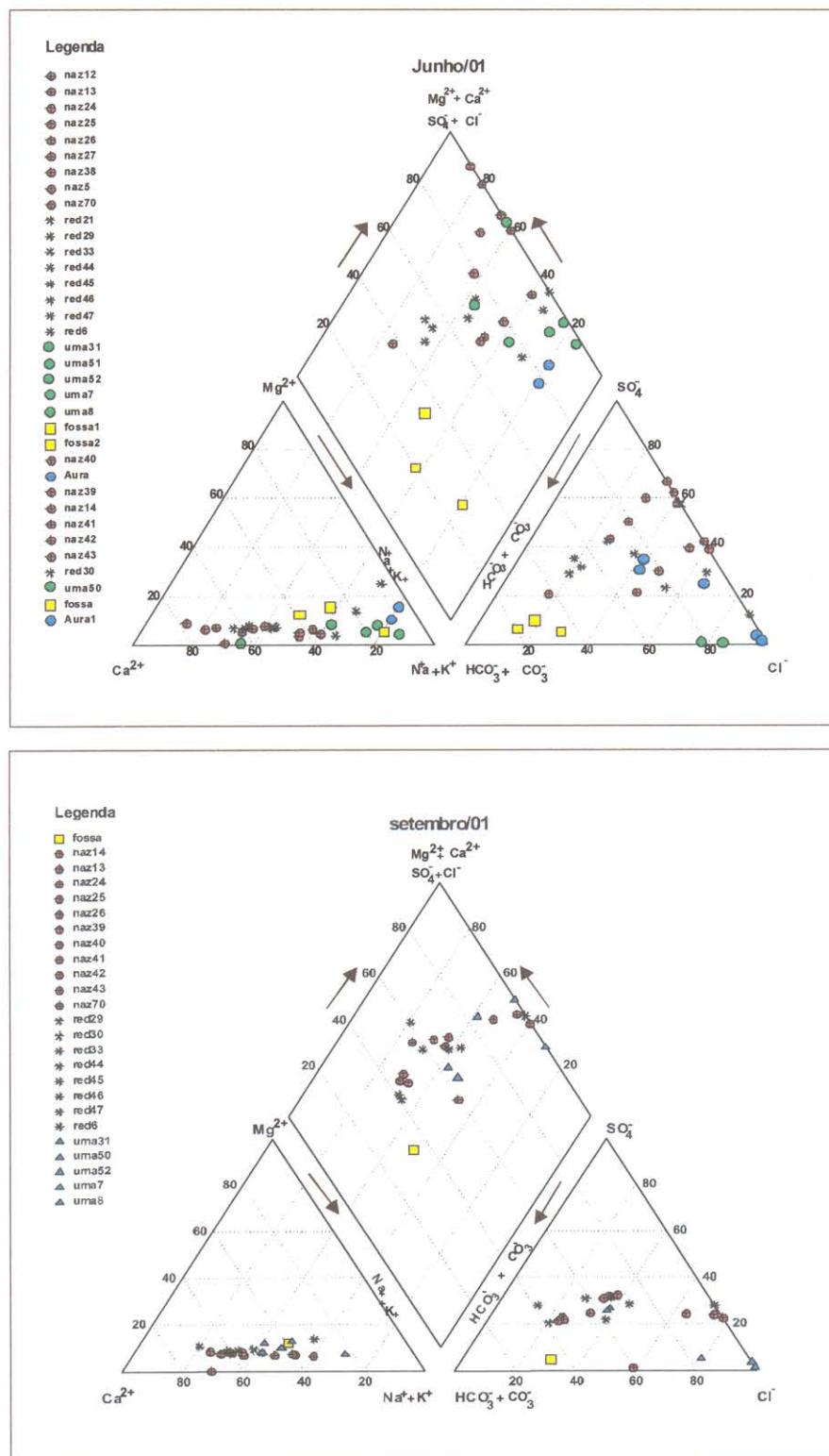


Figura – 5.43 – Classificação hidroquímica de acordo com Piper para as águas subterrâneas coletadas nos meses de junho/01 e setembro/01. As concentrações estão expressas em percentagem de meq/L.

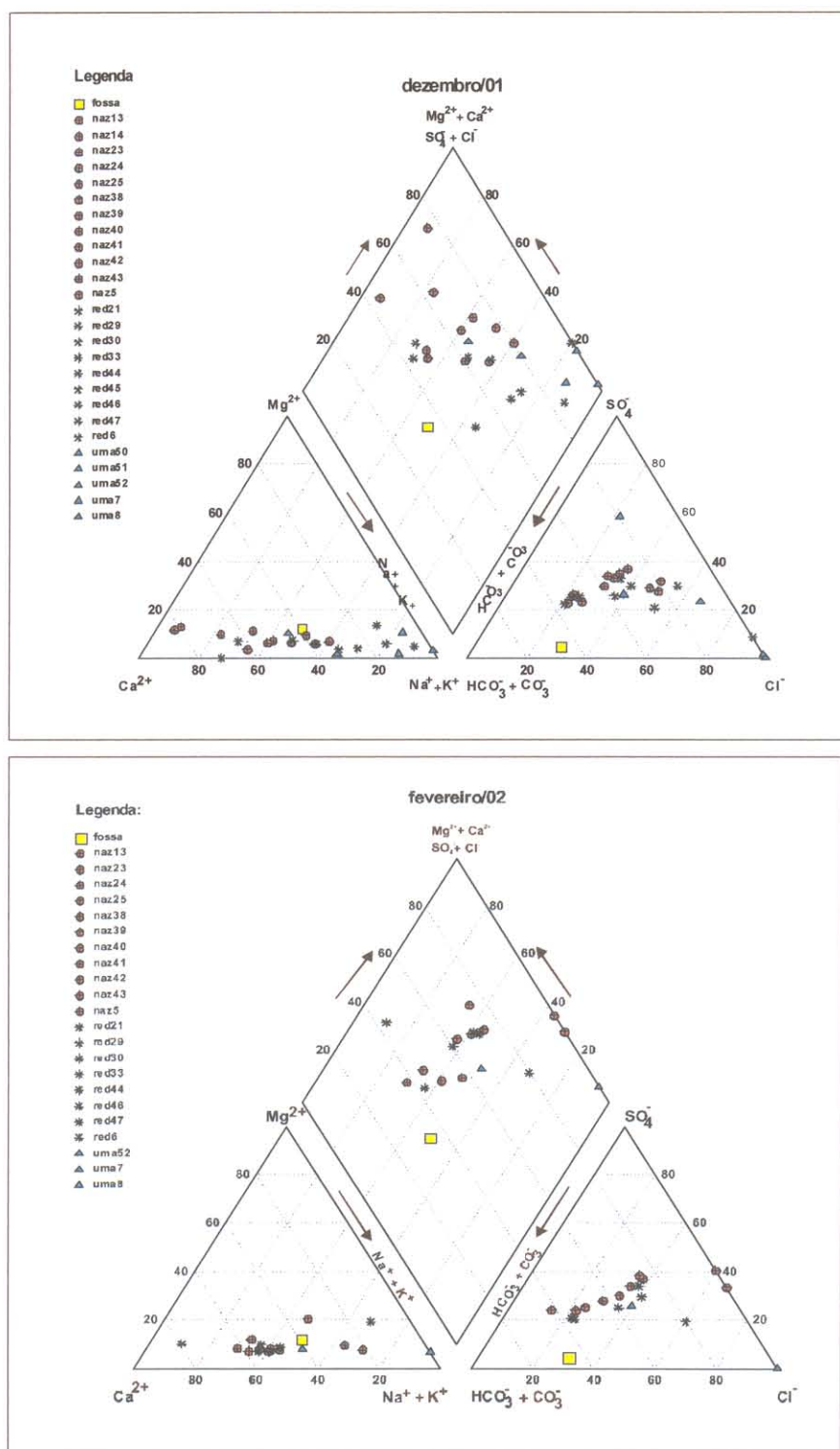


Figura. 5.44 – Classificação hidroquímica de acordo com Piper para as águas coletadas nos meses de dezembro/01 e fevereiro/01. As concentrações estão expressas em porcentagem de meq/L.

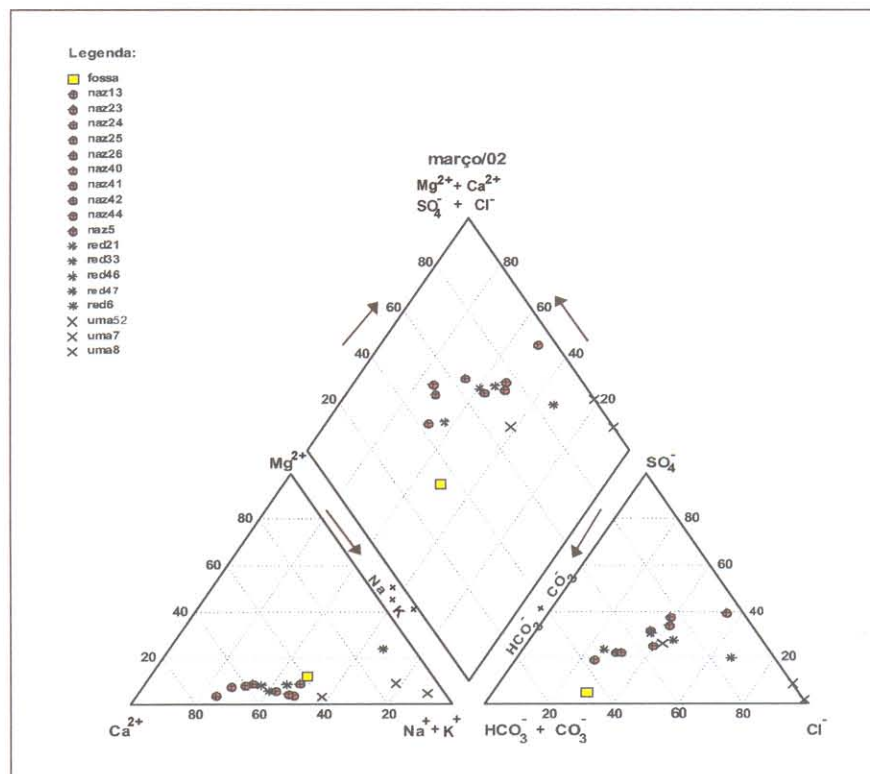


Figura – 5.45 – Classificação hidroquímica de acordo com Piper para as águas subterrâneas coletadas no mês de março/02. As concentrações estão expressas em percentagem de meq/L.

Tabela 5.39 – Composição química de três efluentes de fossas domésticos em três lugares diferentes

Parâmetros	Muskoka ¹	Cambridge ²	São Paulo ³
Sódio (mg/L)	90	98	24
Potássio (mg/L)	21	12	44,7
Cálcio (mg/L)	14	40	16,7
Magnésio (mg/L)	3	14	3,15
Cloreto (mg/L)	55	45	105
Sulfato (mg/L)	42	27	24
Nitrato (mg/L)	0,44	4,4	5,3
Amônio (mg/L)	76,1	38,7	77,4
Alcalinidade	316	365	336
PH	7,5	7,9	-

1 e 2 – Trabalhos realizado no Canadá por Robertson *et al.* (1991)

3 – Trabalho realizado por Vanier (2001).

5.2.7 – Distribuição espacial dos pontos de água amostrados e mecanismos de contaminação nas das águas subterrâneas

A análise da distribuição espacial do nitrato, amônio, cloreto, condutividade elétrica e pH foram feitas a partir da interpolação das curvas de iso-teores, construídas de três formas. A primeira considerou os valores médios desses componentes químicos em todos os períodos amostrados (média global). A segunda forma levou em conta os valores médios de nitrato e amônio para cada período de amostragem. E na terceira foram considerados os teores de nitrato, homogeneizados, obtidos durante o período de junho a dezembro de 2001. A distribuição espacial desses parâmetros na área de estudo é importante para delimitar e visualizar os tipos de estilos comportamentais definidos no subitem (5.2.4).

A Figura (5.46) mostra a curva de iso-teores do nitrato em todos os períodos de amostragem (média global). Nota-se que os teores acima de 30 mg/L ocorrem na parte Central e Sul da área, representados pelo bairro de Reduto e parte dos bairros de Nazaré e Umarizal. No norte do mapa, correspondendo a uma parte do bairro do Umarizal, os teores de nitrato tendem a ser mais baixos, ficando entre 8 mg/L e 20 mg/L. Percebe-se, portanto, uma tendência de aumento dos teores de nitrato para a porção central da área, acompanhando o sentido do fluxo subterrâneo (Figura 5.10 no subitem 5.1.3).

Em relação às curvas de iso-teores de nitrato que representam os períodos sazonais, o mapa (5.47) ilustra a distribuição para o final do período chuvoso, representado pelo mês de junho. Enquanto que os demais mapas (5.48), (5.49) e (5.50) mostram, respectivamente, os períodos de estiagem, início do chuvoso e chuvoso. Nesses períodos sazonais, a distribuição do nitrato tem, praticamente, o mesmo comportamento definido para todos os períodos de amostragem (média global), com os teores mais elevados (acima 30mg/L) localizados na porção central e sul da área. Cabe destacar que as distribuições espaciais das águas cloretadas sódicas e cloretadas nitradas sódicas coincidem, aproximadamente, com as curvas de iso-teores de nitrato maiores do que 30mg/L (Figura em Anexo H).

As Figuras (5.51, 5.52 e 5.53) mostram respectivamente as curvas de iso-teores de nitrato para os meses de junho, setembro e dezembro de 2001. A evolução dos teores de nitrato segue, no geral, a tendência observada nos casos anteriores, onde os teores acima de 40mg/L concentram-se na porção central da área, independente, portanto, do tempo de amostragem. Ressalta-se que as diferenças de posicionamento de algumas curvas de iso-teores, de um mês para

outro, parecem estar mais relacionadas à falta de amostragem de algum poço do que à elevação ou diminuição significativa no mesmo. Essa sugestão está reportada em observações anteriores, que mostram, por exemplo, que poços com teores elevados de amônio ou nitrato (Uma7 e Uma8) se mantiveram constantes durante todas as 9 campanhas de amostragem. É importante destacar que a escolha do nitrato para exemplificar que a distribuição espacial e temporal dos dados globais são similares aos dados por período ou mês, deve-se ao fato de sua persistência e grande mobilidade no ambiente. Dessa forma, o nitrato por não sofrer atenuação acentuada do meio, a não ser por diluição, retrata melhor a situação. Acrescenta-se, ainda, que nas águas não contaminadas do aquífero Barreiras sua concentração é muito baixa, ficando, portanto, abaixo de $1\text{mg/L N} - \text{NO}_3^-$ (Piratoba Morales, 2002).

O mapa da distribuição espacial do amônio para todos os períodos amostrados (média global) está apresentado na Figura 5.54. Observa-se que uma parte do bairro do Umarizal, a noroeste e nordeste da área, apresenta os teores mais elevados de amônio, entre 3mg/L a 6mg/L , diminuindo no sentido dos bairros do Reduto e Nazaré, cujos teores são inferiores a 2mg/L . Essa distribuição tem uma relação inversa ao de nitrato, mostrando que nos locais de teores baixos de amônia, ocorre aumento nos teores de nitrato. Nesses locais pode estar ocorrendo oxidação de amônio (nitrificação). Quanto à distribuição espacial por períodos sazonais, nota-se uma maior dispersão de valores, mas ainda é possível identificar que nas porções nordeste e noroeste da área estão localizadas as maiores concentrações de amônio (Figuras 5.55 a 5.58).

A curva de iso-valores de condutividade elétrica (Figura 5.59) mostra que os valores acima de 320 us/cm estão posicionados na porção NW e central da área, representando partes dos bairros do Umarizal, Reduto e Nazaré. É importante destacar que esses valores mais elevados coincidem, em boa parte, com os teores mais elevados de nitrato concentrados na parte central da área.

Conforme a Figura (5.60) as curvas de iso-teores de cloreto mostram que os teores acima de 30 mg/L estão localizados, principalmente, no bairro de Umarizal, e em uma porção menor no bairro de Nazaré. Esse fato pode estar relacionado a uma maior densidade de fossas no bairro do Umarizal, conforme relatado no item 1.3 do capítulo 1. Por outro lado, os teores abaixo de 20 mg/L de cloreto ocorrem em porções isoladas no norte e sul da área. Esse comportamento espacial do cloreto é, em boa parte, semelhante ao do amônio.

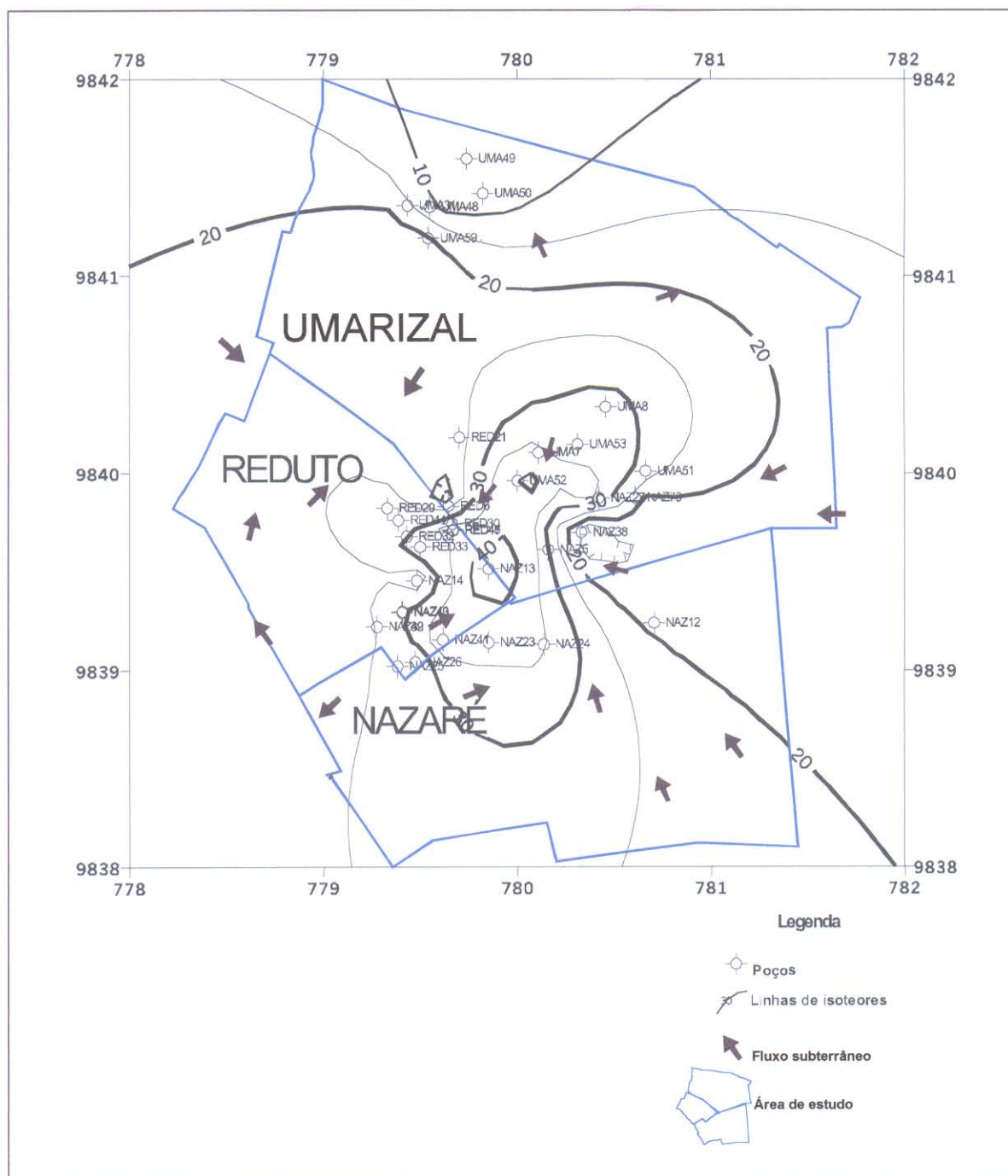


Figura 5.46. – Mapa de iso-teores de nitrato considerando todas as campanhas de amostragem (média geral em cada poço amostrado).

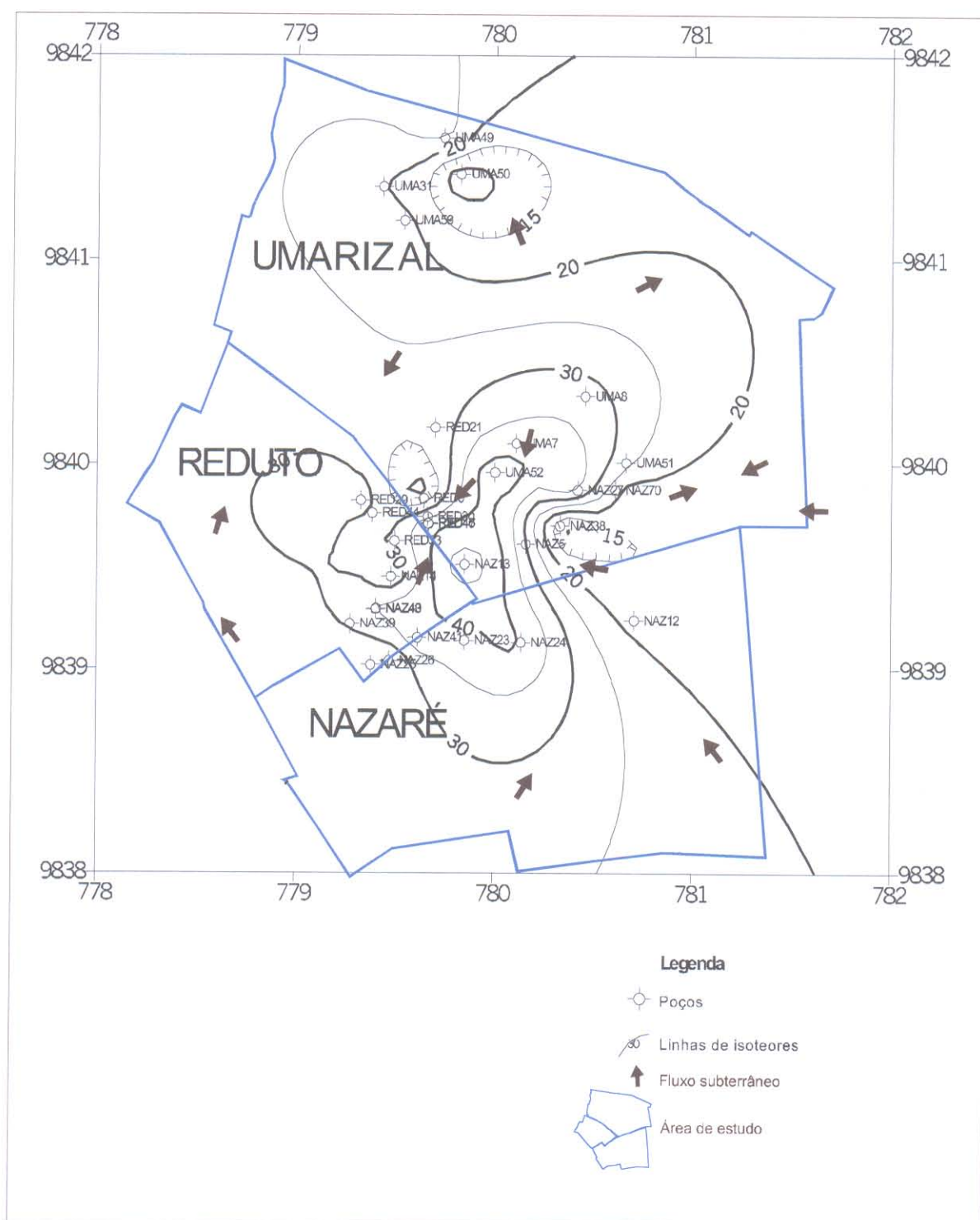


Figura 5.47 – Mapa de iso-teores de nitrato considerando a média do final do período chuvoso, (representado pelo mês de junho em cada poço amostrado).

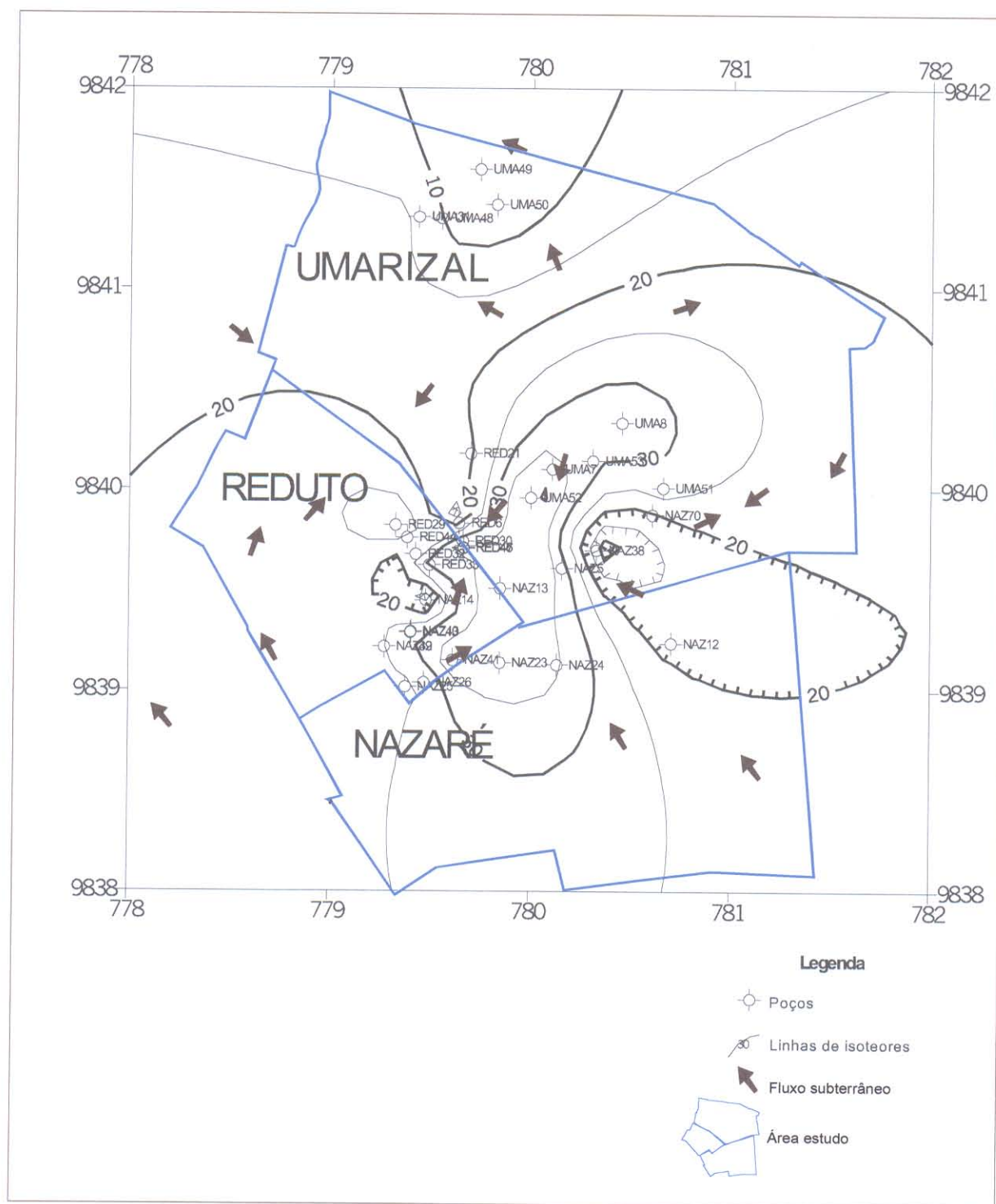


Figura 5.48 – Mapa de iso-teores de nitrato considerando a média do período de estiagem (representado pelo mês setembro em cada poço amostrado).

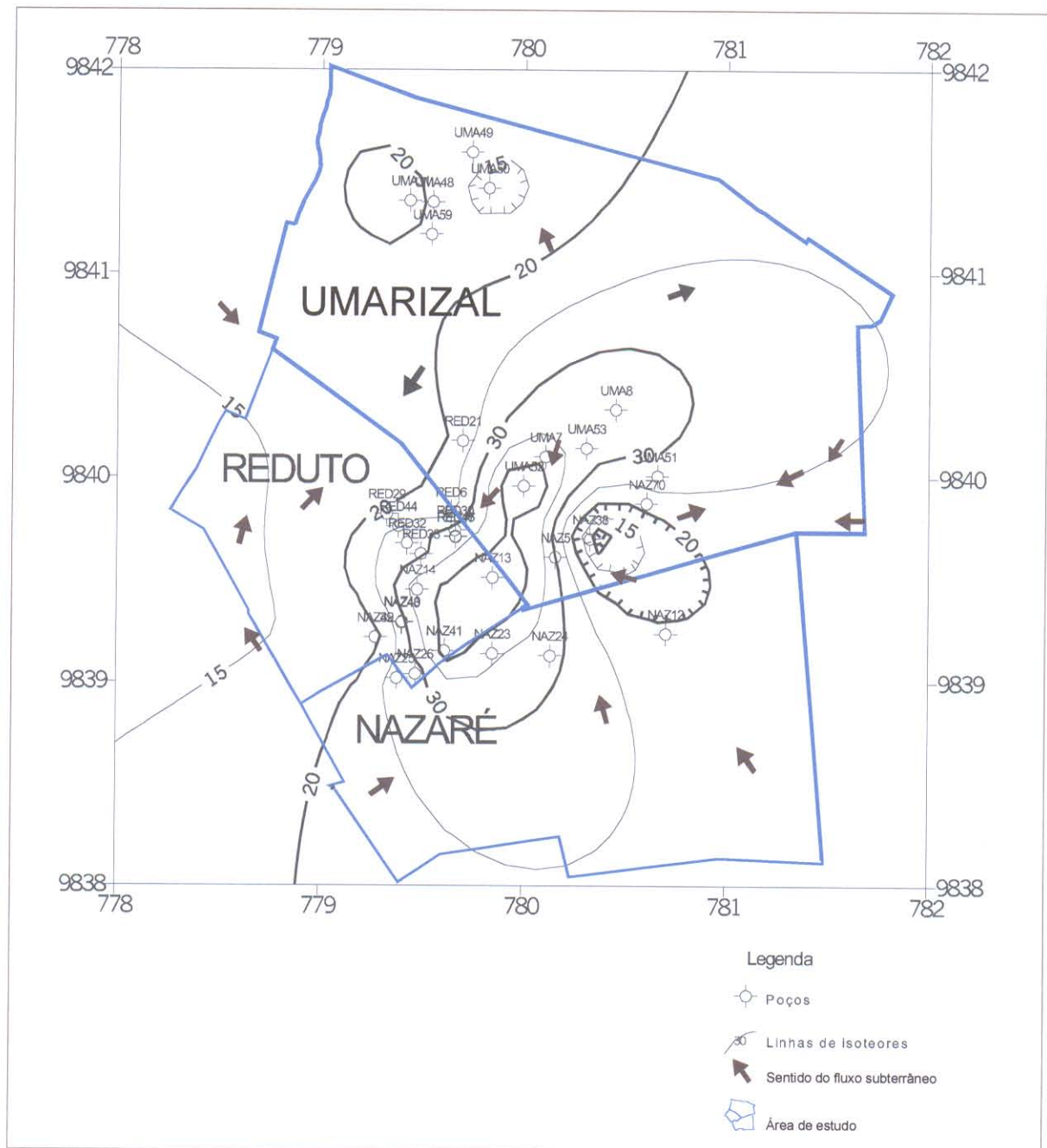


Figura 5.49 – Mapa de iso-teores de nitrato considerando a média do início do período chuvoso (representado pelo mês de dezembro em cada poço amostrado).

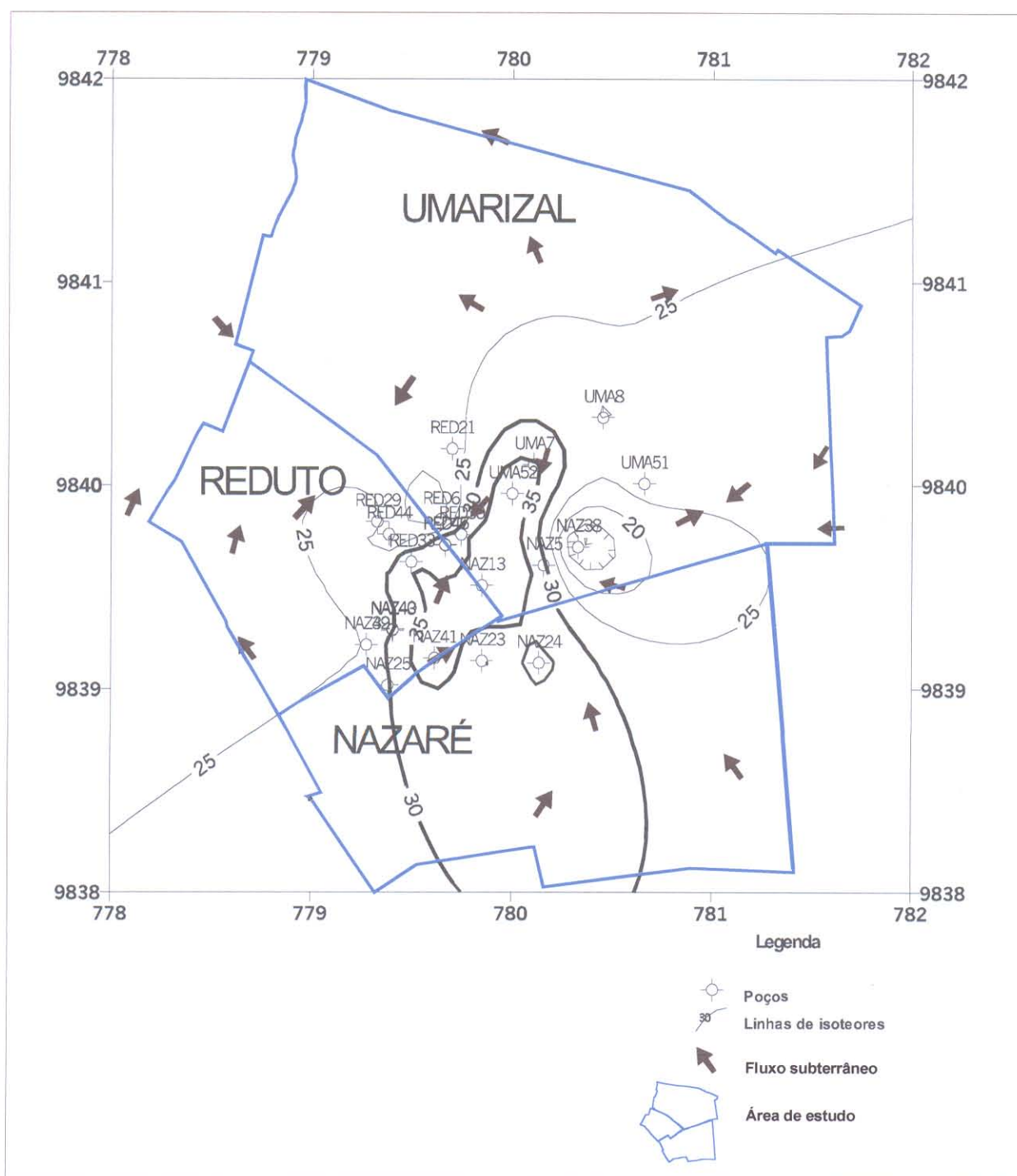


Figura 5.50 – Mapa de iso-teores de nitrato considerando a média do período chuvoso (representado pelos meses de fevereiro/março em cada poço amostrado).

A Figura (5.61) exibe curvas de valores de pH que variam de 4,5 a 6,0, com os maiores valores localizados nas porções central, norte e sudeste da área. Nota-se que na parte nordeste da área, os valores de pH estão entre 4,5 a 5,5, associados com uma tendência ao aumento dos teores de amônio e diminuição dos teores de nitrato (estilo 2). No centro da área, os índices de pH estão na faixa de 5,5 a 6,0 e os teores de nitrato estão acima 30mg/L e os de amônio abaixo de 2,5 mg/L (estilo 1). Por outro lado, na parte sul-sudoeste, os índices de pH tendem a ficar mais ácido, enquanto que os teores de nitrato e amônio apresentam uma tendência a diminuir (estilo 4).

No subitem 5.2.2.1, foi definido que o nitrato mantém uma boa correlação com a condutividade elétrica, ao passo que o amônio mostra uma correlação fortemente positiva com o cloreto. Quanto ao pH, não se percebeu qualquer tendência de correlação com o nitrato, já para o amônio ocorre uma correlação negativa, embora não seja tão acentuada. Dessa forma, as distribuições das curvas de iso-teores da condutividade elétrica, cloreto e pH estão concordantes com essas relações. Além dessas confirmações espaciais de correlações entre os parâmetros aqui considerados, fica evidenciado também, que as distribuições dos mesmos na área não mostram variações significativas. Esse fato que coincide com o definido no estudo temporal (subitem 5.2.3 desse capítulo), no qual os teores desses parâmetros mantiveram uma certa homogeneidade ao longo do tempo de amostragem.

Como exposto no capítulo 1, os três bairros estudados são antigos, de elevada densidade populacional e possuem rede esgoto onde os efluentes das fossas sépticas e das águas escoamento (provenientes das chuvas) estão ligadas ao mesmo “tubo”. De acordo ainda com as discussões expostas nesse citado capítulo, é no bairro do Umarizal que esse tipo de saneamento está menos servido, sendo também onde está concentrado o maior número de fossas sépticas. Dessa forma, as maiores concentrações de amônio, espécie nitrogenada menos oxidada, estão localizadas no bairro do Umarizal, assim como as maiores concentrações de cloreto.

Salienta-se ainda que nas águas dos poços Uma7 e Uma8 foram determinadas a composições isotópicas das espécies $N^{15}\text{-NO}_3^-$ e $N^{15}\text{-NH}_4^+$ cujos resultados estão na Tabela (5.40). Os resultados obtidos indicam que as águas dos poços estão sofrendo influência de fertilização, com uma discreta contribuição de efluentes domésticos. Entretanto, em uma área urbana a fonte de contaminação de nitrato pela prática da jardinagem poderia gerar contaminação ao aquífero, mas de uma forma menos pronunciada, principalmente se considerar a quantidade de fossas em detrimento ao uso de fertilizante sintético ou orgânico. É importante destacar que as

concentrações de cloreto e sódio destes poços, bem como na maioria da área, encontram-se bem acima do *backgrounds* regionais, o que vem a corroborar que a origem da contaminação desta área está mais relacionada aos efluentes domésticos do que à prática da jardinagem, haja vista, que os citados íons, quando acompanhando o nitrato e/ou amônio, são comuns em eventos de contaminação de efluentes domésticos (Hirata, 2000). Soma-se a isso o fato de que, em bairros periféricos de Belém, os teores de amônio e nitrato atingem até 12 mg/L e 55 mg/L, respectivamente. Nesses bairros periféricos a concentração de fossas são maiores do que o da área de estudo (Lopes & Cabral, 2002; Matta, 2002).

No item 5.2.4 deste capítulo, foram definidos 4 estilos de comportamentos para os principais indicadores de contaminação por efluentes domésticos, com base no comportamento de alguns poços selecionados. Neste subitem, esses estilos comportamentais serão aplicados para toda a área. Dessa forma, a partir das superposições das curvas de iso-teores destes indicadores foi possível delimitar cada estilo espacialmente. O estilo 1 está representado na parte central, e o 2 nas porções nordeste e noroeste da área. Os estilos 3 e 4 estão distribuídos nas porções noroeste e sudoeste da área, respectivamente.

As distribuições espaciais desses indicadores representam o grau de contaminação dessas águas por efluentes domésticos, mostrando que apesar das várias fontes de contaminação (as fossas ou fugas da rede de esgoto estão distribuídos de forma aleatória na área) é possível delimitar um quadro dos estilos gerais dos comportamentos.

De acordo com as distribuições, observa-se que os três bairros estão comprometidos no que diz respeito à qualidade de suas águas, sendo que o bairro do Umarizal pode ser a principal fonte dessas contaminações, enquanto o bairro do Reduto é o principal receptor das cargas contaminantes.

Ressalta-se, portanto, que o principal mecanismo de contaminação dessas águas está provavelmente relacionado à distribuição espacial das fossas e dos poços tubulares, acrescido do nível estático raso na região. Sendo o último fato correlacionado à vulnerabilidade natural do aquífero Barreiras na área. Com relação à presença da rede de esgoto na região, conforme relatado no subitem 5.24, essa não guarda com clareza uma relação direta com a distribuição dos teores de nitrato e amônio. Todavia, ainda é possível observar que as curvas de iso-teores de nitrato acima de 30mg/L coincidem com parte da área que é favorecida com a rede de esgoto

(Figuras 5.47 a 5.53 e mapa em Anexo L) e as concentrações elevadas de amônio estão localizadas, no geral, nas áreas onde a rede de esgoto é inexistente.

Tabela 5.36 – Comparação dos valores das composição isotópica, em delta por mil, das espécies nitrogenadas (NO_3 e NH_4) para as fontes de contaminação provenientes de dejetos domésticos e fertilizantes de acordo com a literatura. Composição isotópica nos poços Uma7 e Uma8 e dos teores de nitrato, amônio e cloreto.

Poços	$\delta\text{N}^{15}\text{-NO}_3$	$\delta\text{N}^{15}\text{-NH}_4$	NO_3 (mg/L)	NH_4 (mg/L)	Cloreto(mg/L)
Uma7	-1,72+/-0,04‰ ¹	1,67+/-0,10‰ ¹	40,1	4,82	39,6
Uma8	4,1+/-0,4‰ ¹	1,70+/-0,4‰ ¹	24,5	5,40	37,6
Dejetos humanos	+ 10 a + 22‰ ¹	+ 7 a +10‰ ²	-	-	-
Fertilizante	- 2 a + 4‰ ¹	- 5 a - 10‰ ²	-	-	-

¹ valores isotópicos conforme Lindau et al. 1997 ² – Valores isotópicos de acordo com CENA/USP.

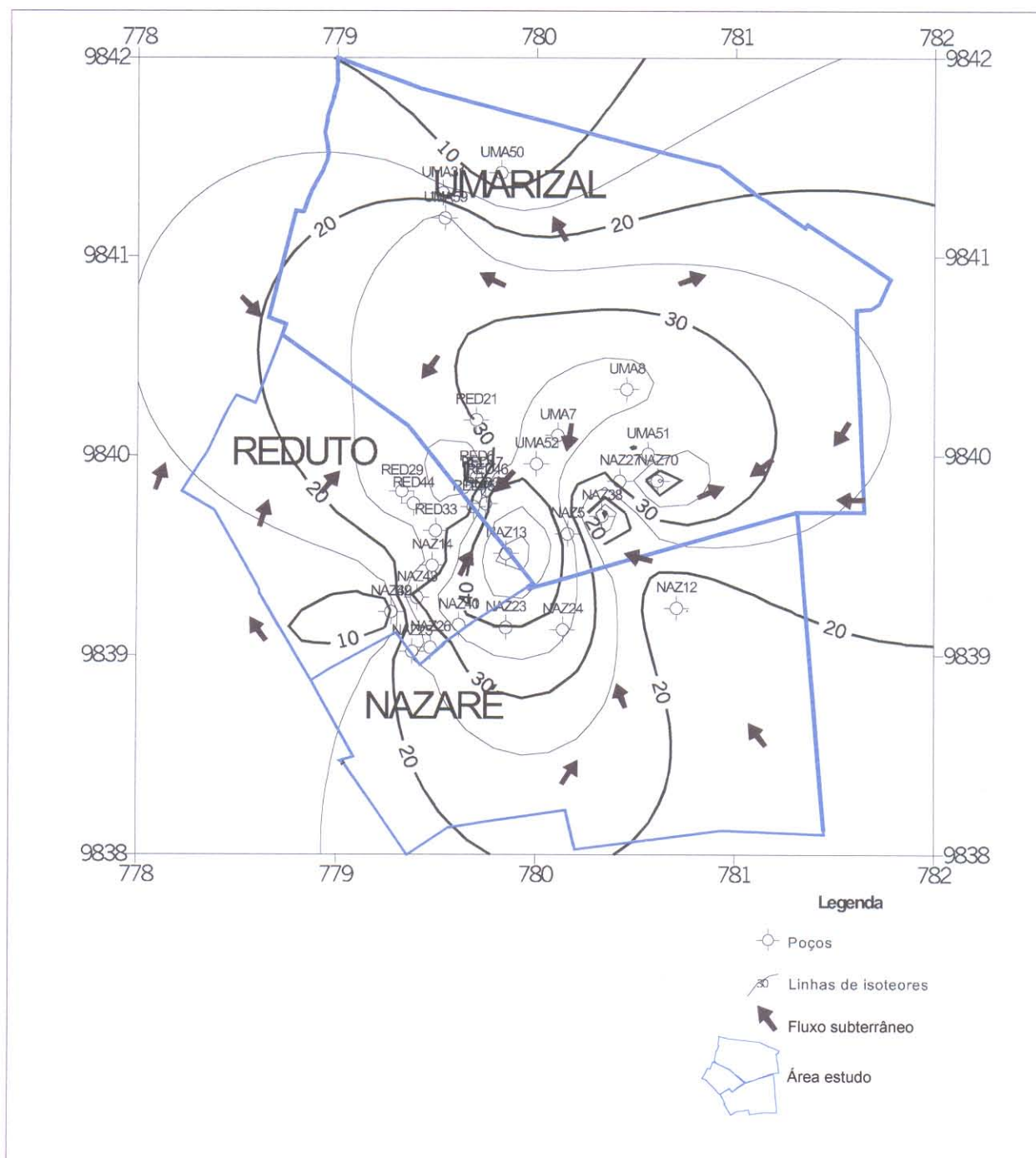


Figura 5.51 – Mapa de iso-teores de nitrato considerando o teor de cada poço no mês de junho de 2001.

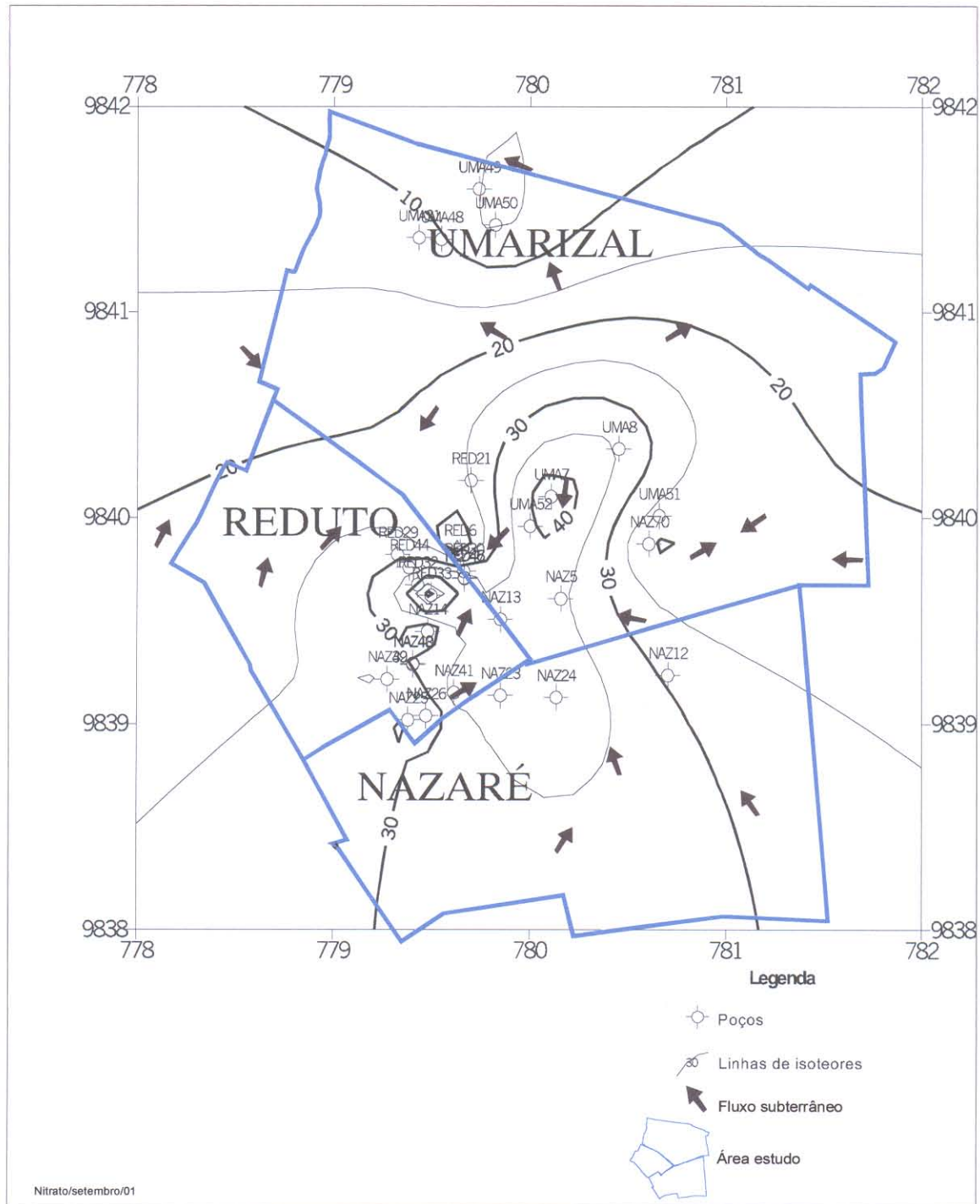


Figura 5.52 – Mapa de iso-toeres de nitrato considerando o teor de nitrato em cada poço para o mês de setembro/01.

de 2001

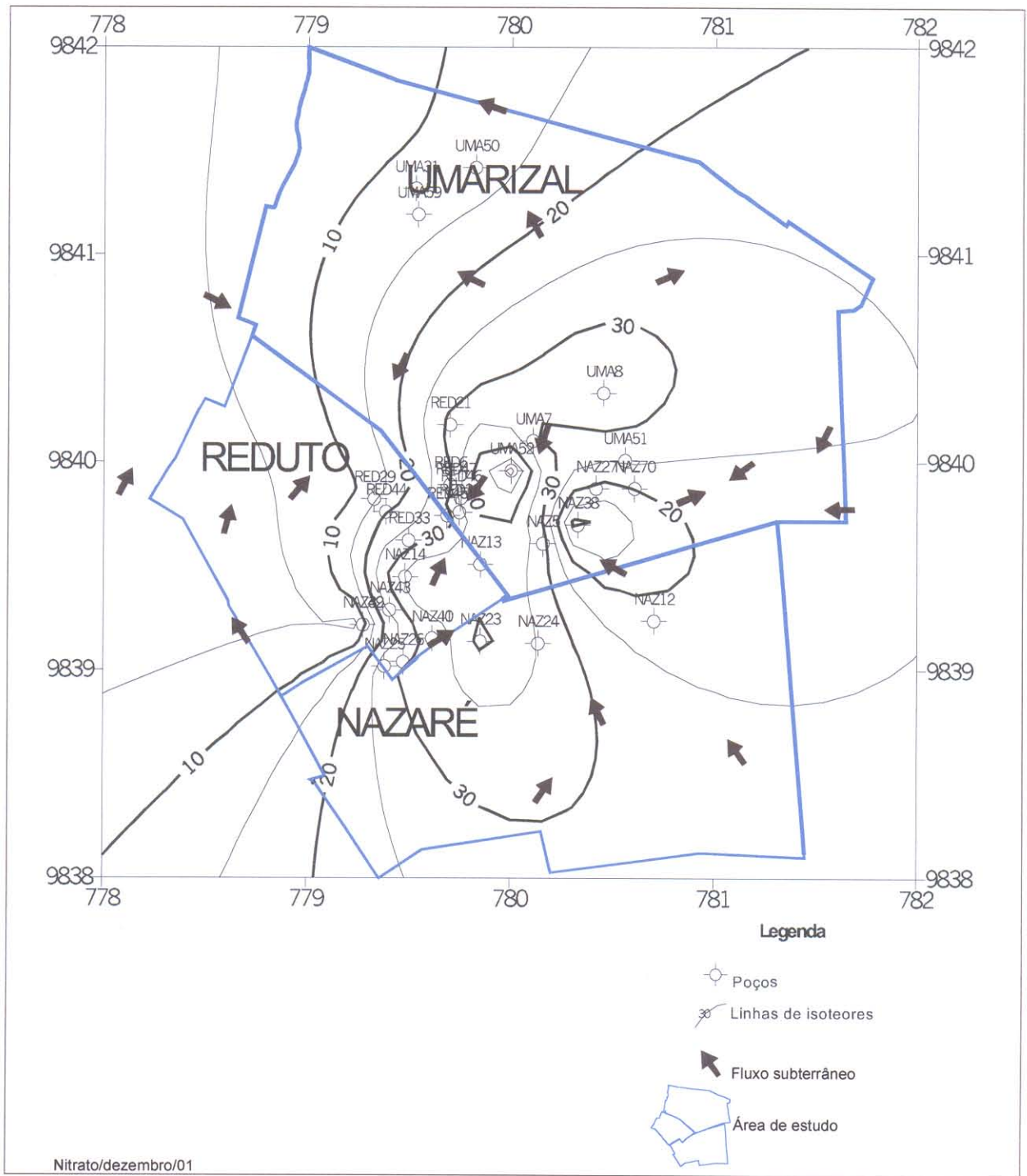


Figura 5.53 – Mapa de iso-teores de nitrato considerando o teor de cada poço no mês dezembro de 2001.

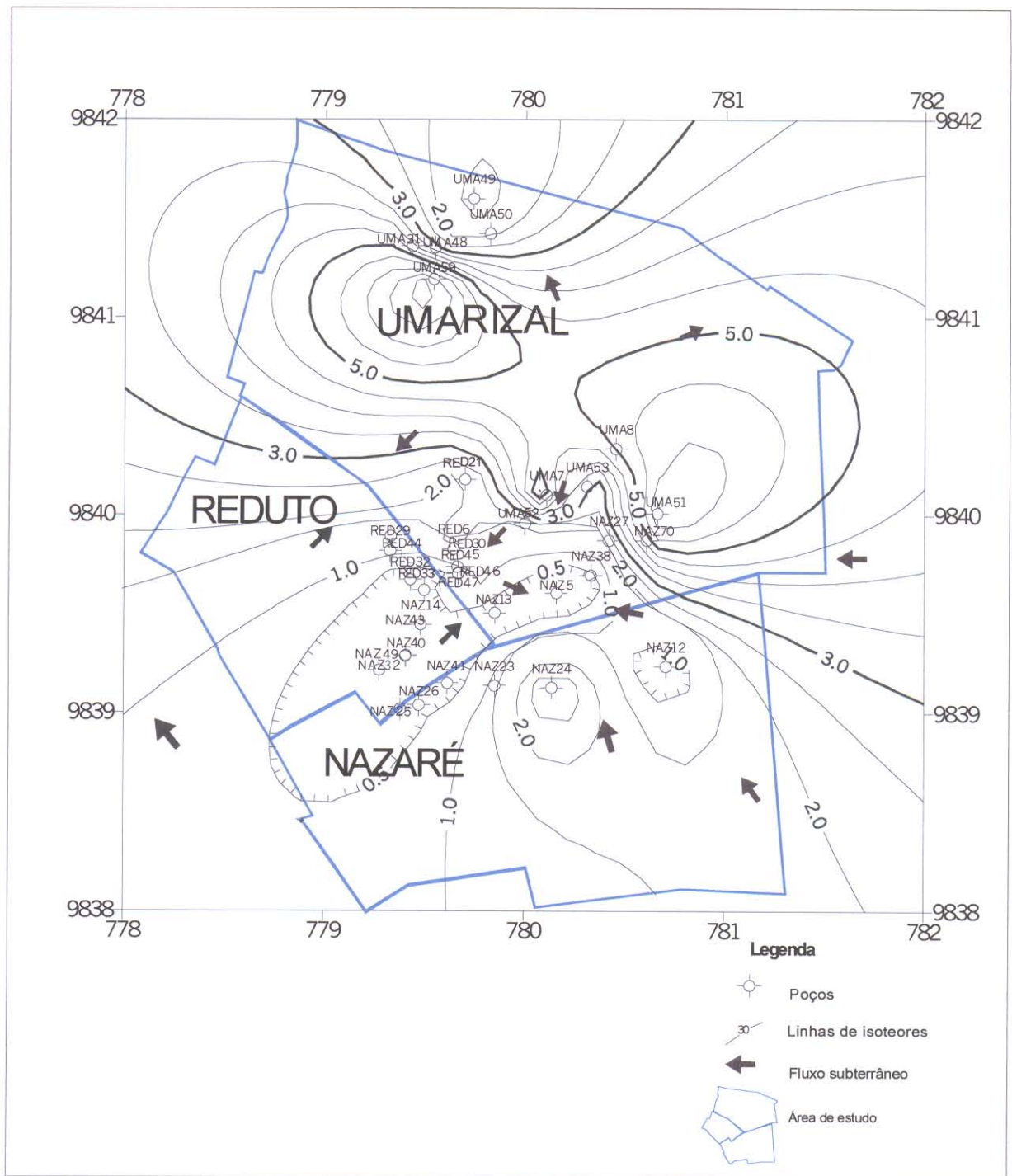


Figura 5. 54 – Mapa de iso-teores de amônio considerando todas as campanhas de amostragem (média global em cada poço amostrado).

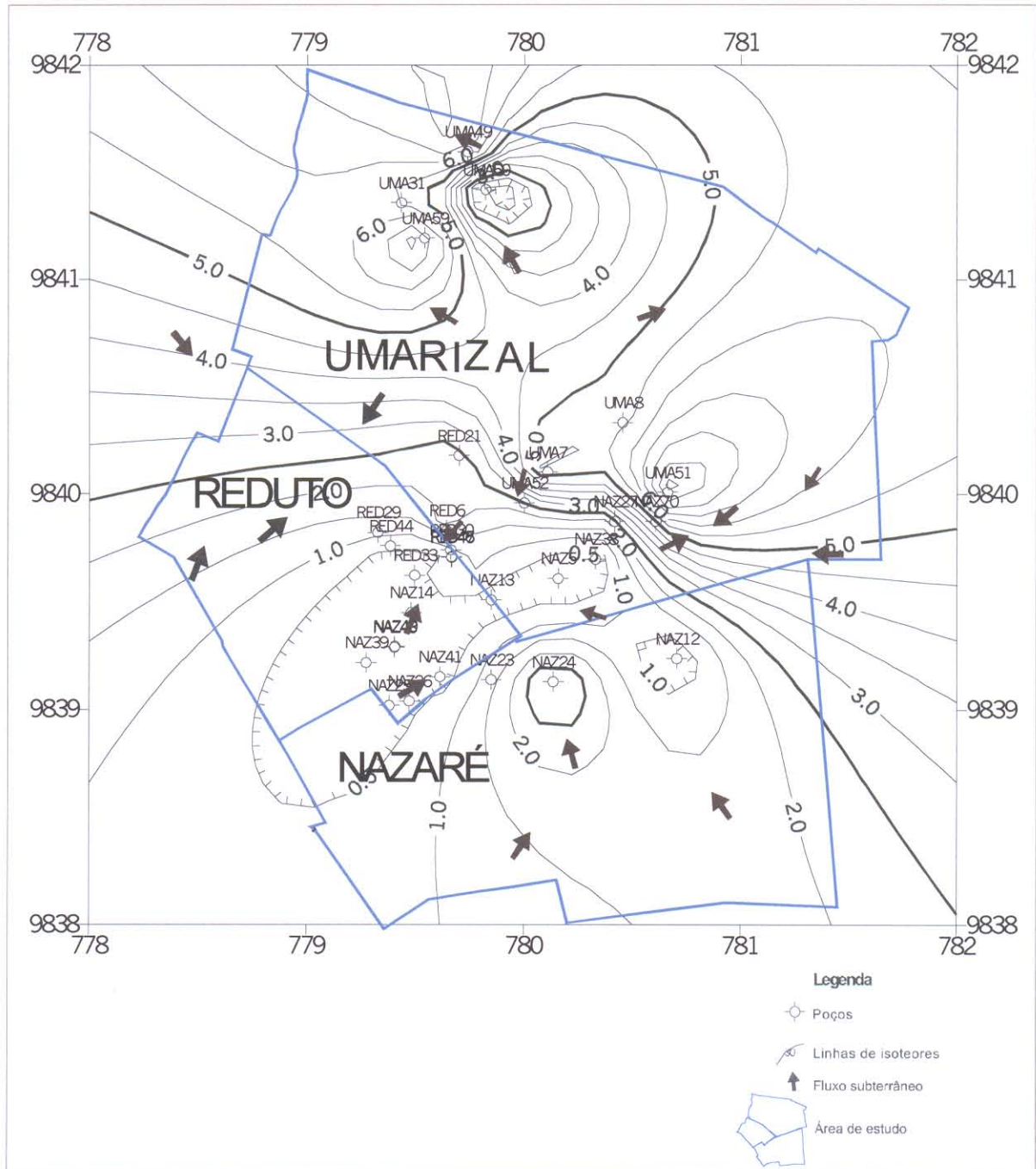


Figura 5.55 – Mapa de iso-teores de amônio considerando a média do final do período chuvoso (representado pelo mês de junho em cada poço amostrado).

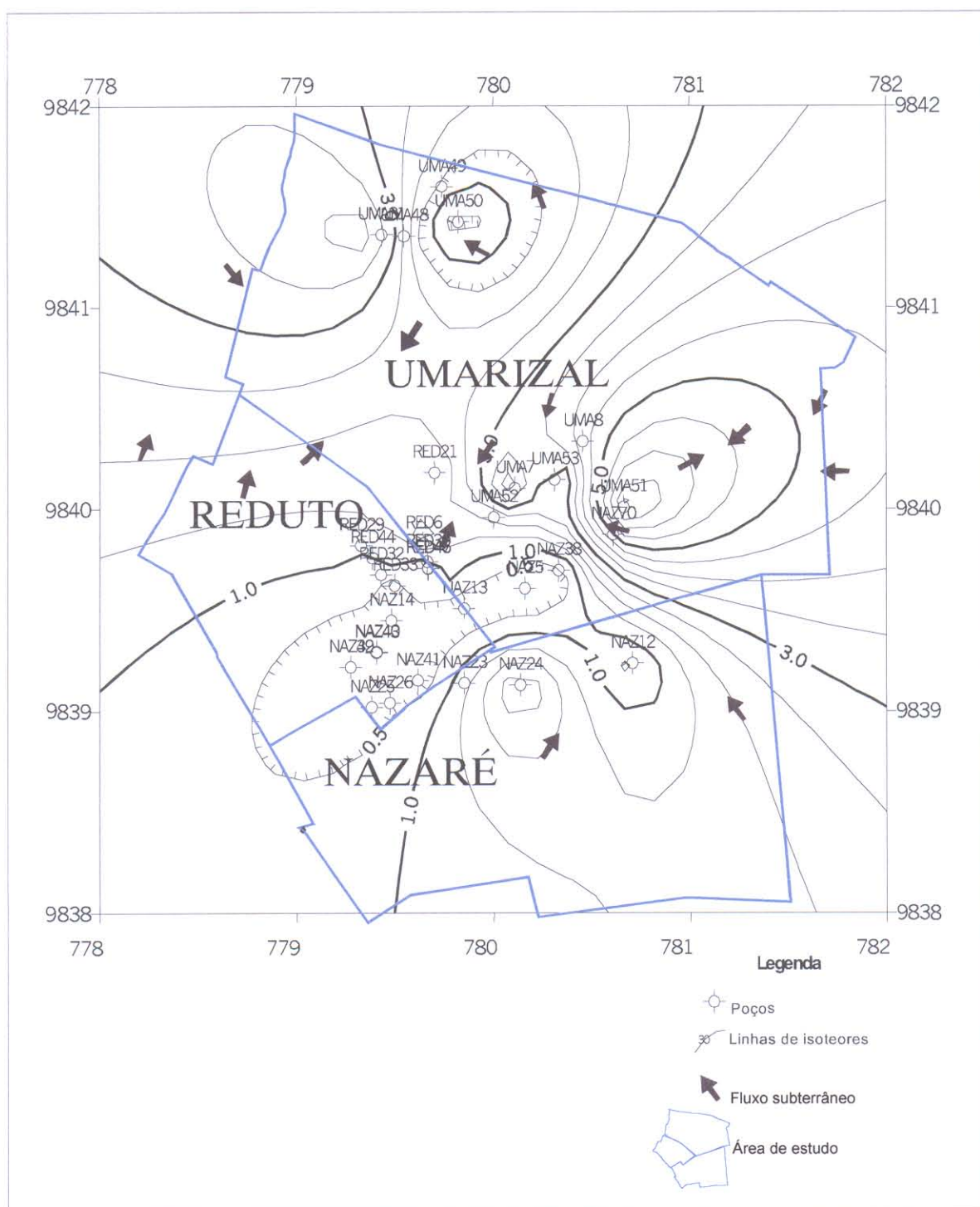


Figura 5.56 – Mapa de iso-teores de amônio considerando a média do período de estiagem (representado pelo mês de setembro em cada poço amostrado).

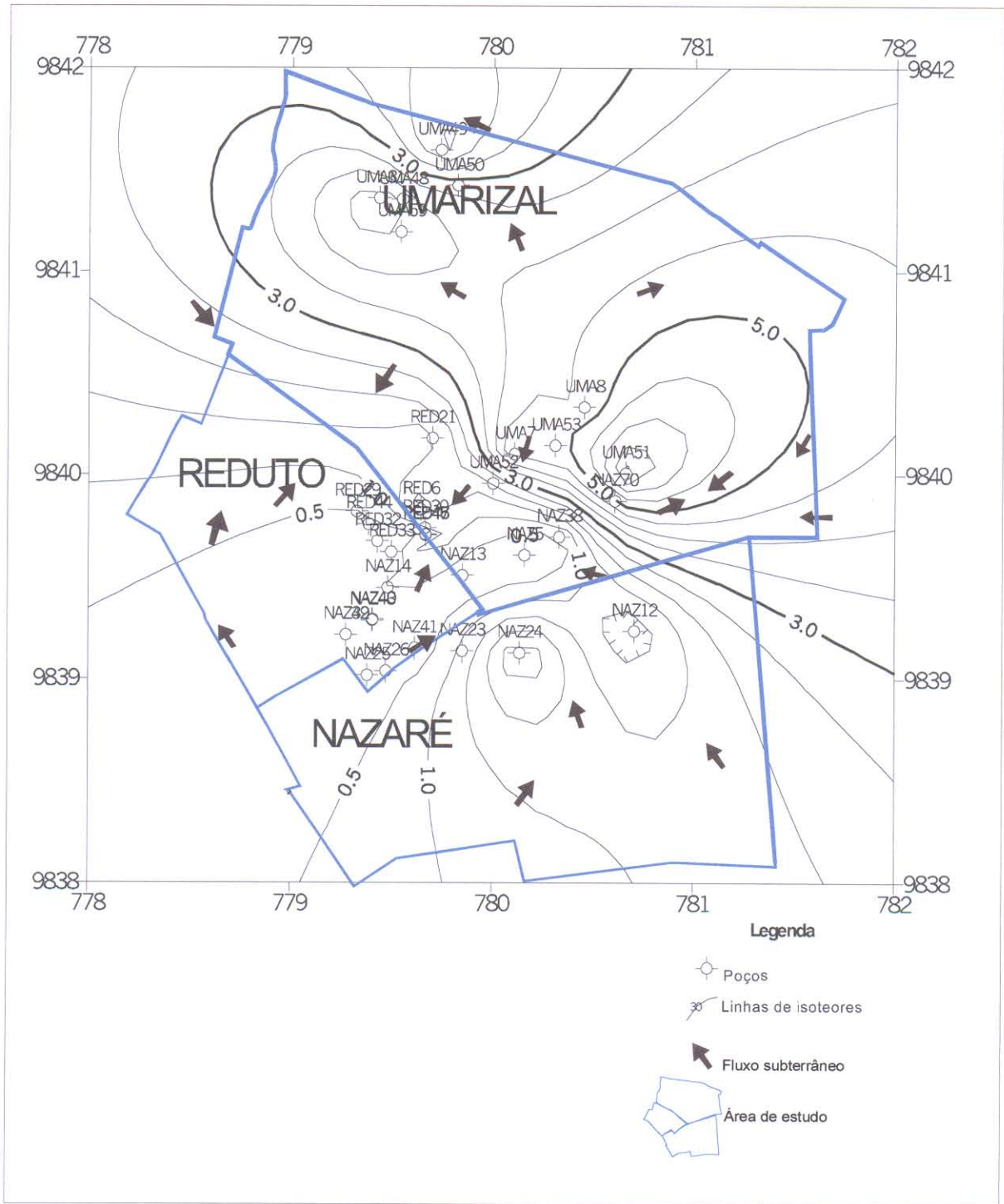


Figura 5. 57 – Mapa de iso-teores de amônio considerando a média do início do período chuvoso (representado pelo mês de dezembro em cada poço amostrado).

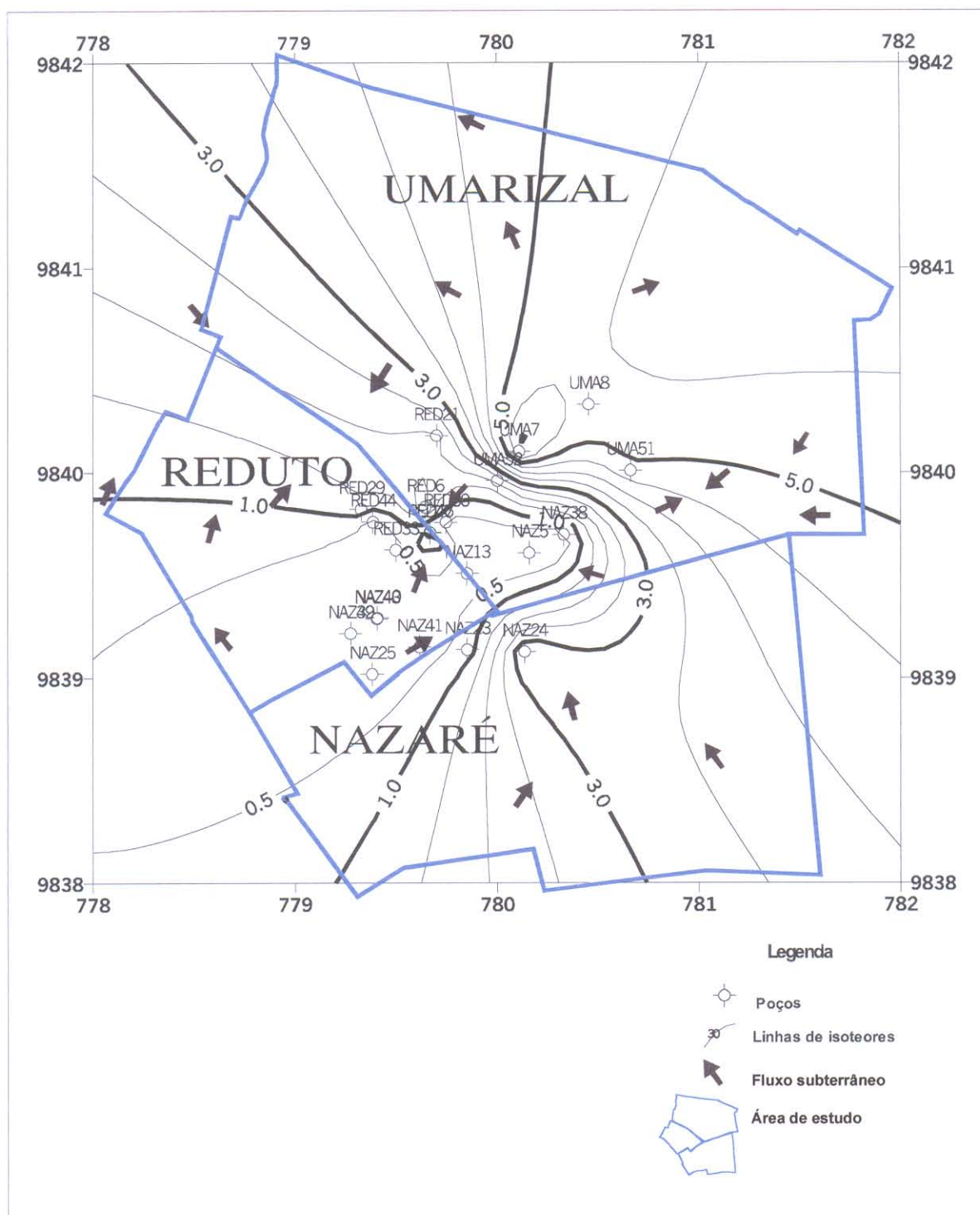


Figura 5.58 – Mapa de iso-teores de amônio considerando a média do período chuvoso (representado pelos meses de fevereiro/março em cada poço amostrado).

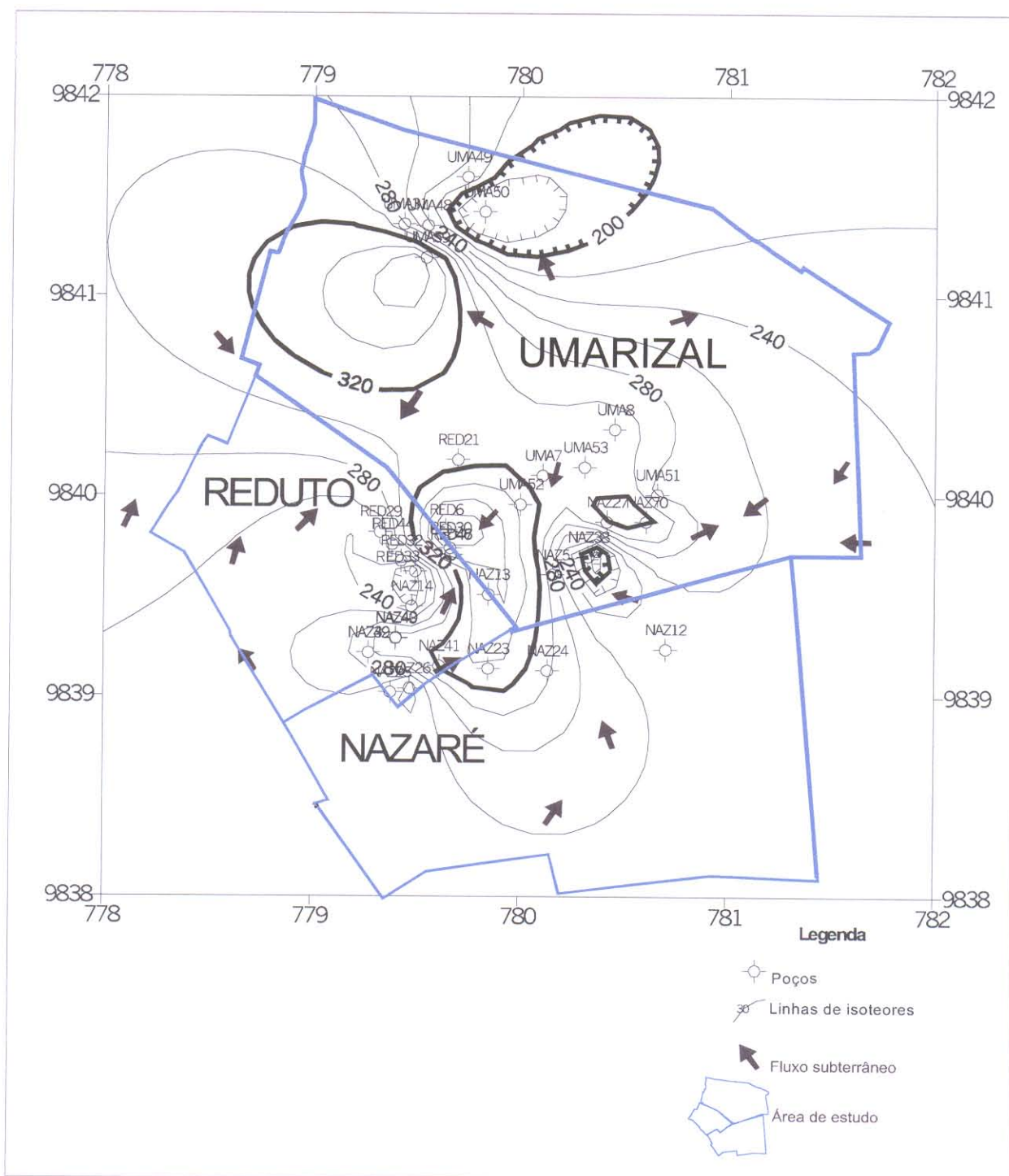


Figura 5.59 – Mapa de iso-valores da condutividade elétrica (CE) considerando todas as campanhas de amostragens (média global em cada poço amostrado).

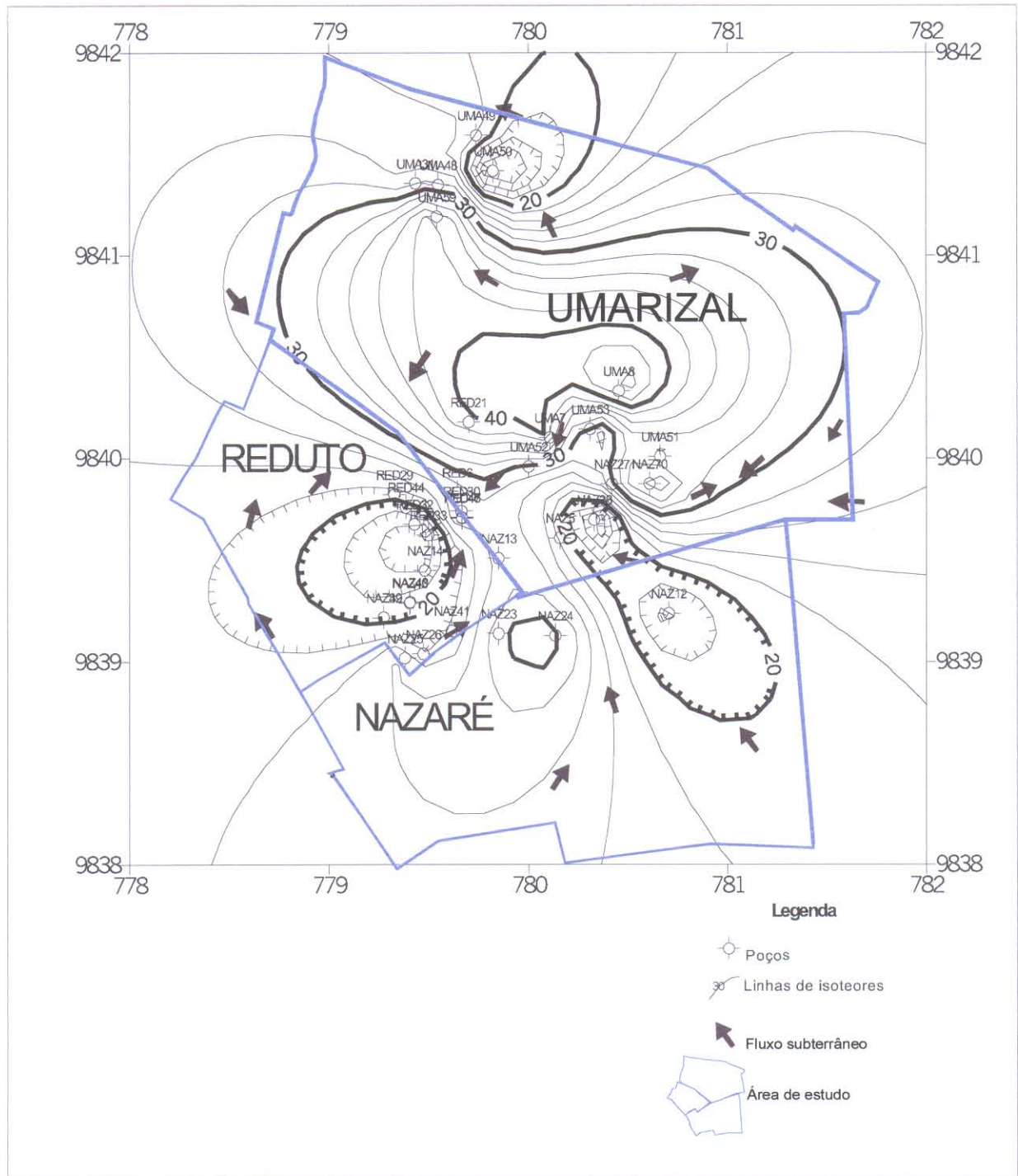


Figura 5.60 – Mapa de iso-teores de cloreto considerando todas as campanhas de amostragem (média geral em cada poço).

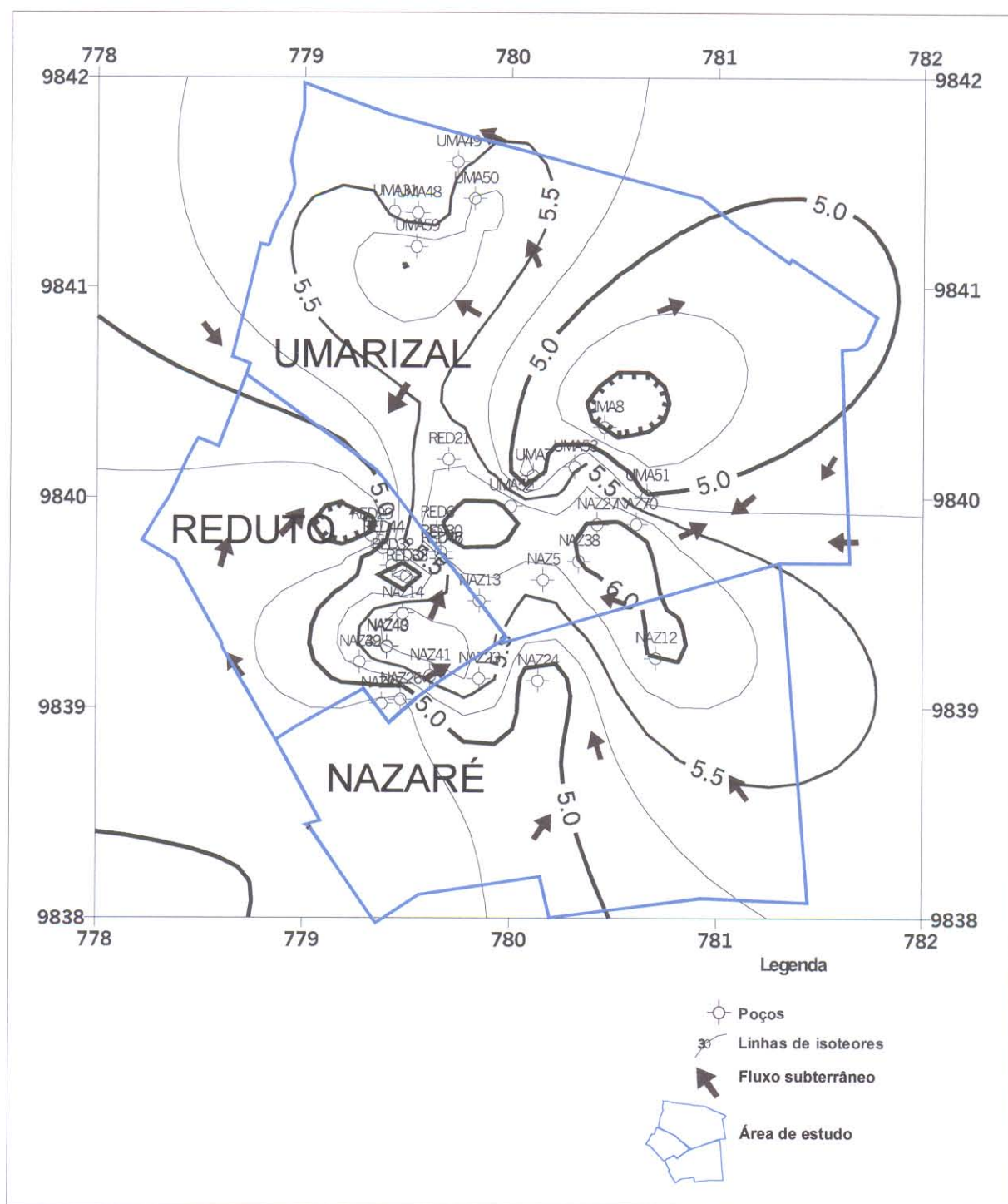


Figura – 5.61 – Mapa de iso-valores de pH considerando todas as campanhas de amostragem (média global em cada poço).

5.3 – ASPECTOS DA CONTAMINAÇÃO DAS ÁGUAS SUBTERRÂNEAS POR GASOLINA/DIESEL

De acordo com Lee et al. (2001) e mencionado também no subitem 3.2.2, a fase livre da gasolina/diesel, uma vez liberada para água subterrânea, migra da zona insaturada para zona saturada, ficando uma parte retida, na zona insaturada, como residual. A fase livre da gasolina, alcançando o nível de água, pode acumular e uma parte de seus componentes solúveis pode dissolver na água. Esse produto livre dissolvido moverá com o fluxo da água subterrânea.

A distribuição dos contaminantes no solo e na água subterrânea pode ser significativamente afetada por algumas condições hidrogeológicas, como a extensão vertical e lateral das unidades estratigráficas e a flutuação do nível de água. A unidade estratigráfica permeável atua como um caminho preferencial para o fluxo de água subterrânea e também torna-se o principal conduto para a percolação do produto livre e transporte de hidrocarbonetos dissolvidos (Lee et al., 2001). Quanto à flutuação do nível de água, essa contribuirá para redistribuição dos contaminantes nas zonas insaturada e saturada.

Além da relevância das condições hidrogeológicas, um fator muito importante no estudo dos contaminantes de petróleo no meio ambiente está diretamente relacionado com a utilização da gasolina misturada com o etanol. A adição de etanol pode aumentar a solubilidade dos hidrocarbonetos em água e elevar a mobilidade do BTEX dissolvidos, além de dificultar a biodegradação natural, migração e destino dos contaminantes (Corseuil & Alvarez, 1996). É importante destacar que a gasolina comercial brasileira é misturada com etanol, o que cresce a preocupação de um eventual derramamento e/ou vazamento.

Em solos contaminados com hidrocarbonetos de petróleo, as medidas comumente utilizadas para remediação são a escavação e incineração. No caso de aquíferos, faz-se necessário o bombeamento seguido de um tratamento, sendo esses métodos caros e muitas vezes desnecessários (Conrad et al., 1997; Kulkamp et al., 2000). Surge, então, a perspectiva de utilizar a atenuação natural para recuperar locais contaminados com derivados de petróleo, buscando, assim, uma solução eficiente, com menores custos e riscos à saúde. Dentre os mecanismos naturais de atenuação, pode-se citar a diluição, dispersão, adsorção e biodegradação, que podem, dependendo das condições hidrogeológicas do local, limitar e reduzir consideravelmente a extensão da contaminação subsuperficial (Moreno & Corseuil, 1999). Aqui será focado principalmente, o mecanismo de biodegradação.

O processo de biodegradação dos compostos BTEX envolve reações de oxidação e redução através de microorganismos ou na presença de um receptor de elétrons ou nutrientes, transformando-os em dióxido de carbono (Corseuil & Marins, 1997). Dentre os receptores de elétrons mais comumente utilizados pelos microorganismos para degradar os hidrocarbonetos estão incluídos oxigênio, nitrato, ferro, sulfato e dióxido de carbono (Borden et al. 1994). A biodegradação desses compostos ocorre tanto em condições aeróbias como anaeróbias, representando o processo mais importante na redução da massa de contaminantes (Chapelle, 1993). Entretanto, de acordo com Evans et al (1991), os compostos BTEX não biodegradam na mesma taxa sob condições aeróbias e anaeróbias. Em condições anaeróbicas, por exemplo, o benzeno e o o-xileno são mais recalcitrantes à biodegradação, enquanto que o tolueno é o que mais degrada sob condições anaeróbias.

Todas essas particularidades mostram que o processo de biodegradação de hidrocarbonetos depende das características das águas subterrâneas, da população microbiana e das propriedades dos contaminantes (Corseuil & Weber, 1994).

Considerando os aspectos expostos, faz-se necessário conhecer a variação dos parâmetros geoquímicos para ajudar a identificar que tipo de reação (aeróbia ou anaeróbia) está ocorrendo no processo de biodegradação no ambiente subterrâneo. Os parâmetros geoquímicos normalmente utilizados nessa identificação são os seguintes: oxigênio dissolvido, nitrato, manganês dissolvido, ferro ferroso, sulfato, metano, alcalinidade, potencial redox, pH, temperatura e acidez (Borden et al., 1994; Cozzarelli et al., 1999; Benetti, 1999). Além dos aspectos geoquímicos, é importante conhecer, também, as características físicas do solo, visto que no processo de contaminação, os líquidos densos, na fase não-aquosa (DNPL), penetram no solo, deslocando a água, pois têm maior densidade e acumulam-se em unidades de baixa permeabilidade, a partir de onde escoam sobre as superfícies menos permeáveis (Domenico & Schwartz, 1990). Dessa forma, as características do solo, principalmente a porosidade e permeabilidade, influenciam no transporte dos contaminantes no solo.

Nessa parte do trabalho serão abordados os aspectos físicos e mineralógicos do solo e as características geoquímicas das águas subterrâneas da área, procurando, assim, dar uma visão generalizada da área e permitindo discutir, com base nessas características, como reagiria o ambiente subterrâneo em caso de um vazamento de gasolina/diesel proveniente dos tanques subterrâneos armazenadores de combustíveis (TASC). Para avaliar essa situação foram utilizados

os resultados obtidos nos itens 5.1 e 5.2 desse capítulo, além da análise qualitativa com o objetivo de identificar a presença ou ausência de gasolina e/ou diesel na água subterrânea e no solo. Ressalva-se que essa discussão é preliminar devido à falta de dados fundamentais para seu aprofundamento, como medidas de oxigênio dissolvidos e potencial redox, dentre outros, bem como as análises quantitativas dos compostos aromáticos (BTEX), nos locais identificadas como de risco ou com suspeita de contaminação. Entretanto, acredita-se que esse tipo de discussão mostrará a importância de se conhecer, inicialmente, os aspectos hidrogeoquímicos de uma área para que se possa analisar que tipo de remediação deve ser aplicada, principalmente se a área em questão é urbana e sujeita a outras fontes de contaminações.

5.3.1 – Distribuição e situação dos postos combustíveis na área de estudo

De forma preliminar, Siqueira (2000) avaliou, no município de Belém, os riscos potenciais de contaminação do aquífero livre por derivados de petróleo, em locais de postos revendedores de combustíveis. Esse estudo baseou-se, principalmente, nas análises dos dados contidos no cadastro da SECTAM, e, a partir daí, verificou-se as condições de funcionamento desses postos, em especial no que diz respeito aos tanques subterrâneos armazenadores de combustíveis (TASC). De acordo com o autor, do universo de 204 TASC, 105 armazenavam gasolina (comum/aditivada), 38 diesel, 52 álcool (comum/hidratado), 01 querosene e 08 encontravam-se desativados. A Figura (5.62) mostra esses valores em percentual. Ressalta-se que a maioria dos TASC (95%) apresentavam capacidade média de armazenamento em torno de 15.000 litros e, apenas 5% tinham capacidade de 30.000 litros.

Dentre os pontos analisados no citado trabalho, a idade dos tanques desperta interesse especial, já que 34% do total de 186 postos revendedores do município de Belém encontravam-se com idade superior à idade máxima recomendada para a sua utilização, que é de aproximadamente 15 anos (figura 5.63). Soma-se a esse fato, a inexistência de dispositivos adequados para a detecção de vazamentos na maioria dos tanques (apenas 7% dos TASC possuíam equipamento adequado).

Os resultados acima permitem dizer que no município de Belém, os riscos de contaminação do aquífero livre são consideráveis, devido a eventuais vazamentos nos tanques,. Soma-se a esses dados, a profundidade média de instalação dos tanques, que é de

aproximadamente 4 metros. Assim sendo, em muitos postos de Belém, esses tanques encontram-se bastante próximos do lençol freático, cuja profundidade em alguns locais é de 2,80 metros (período seco).

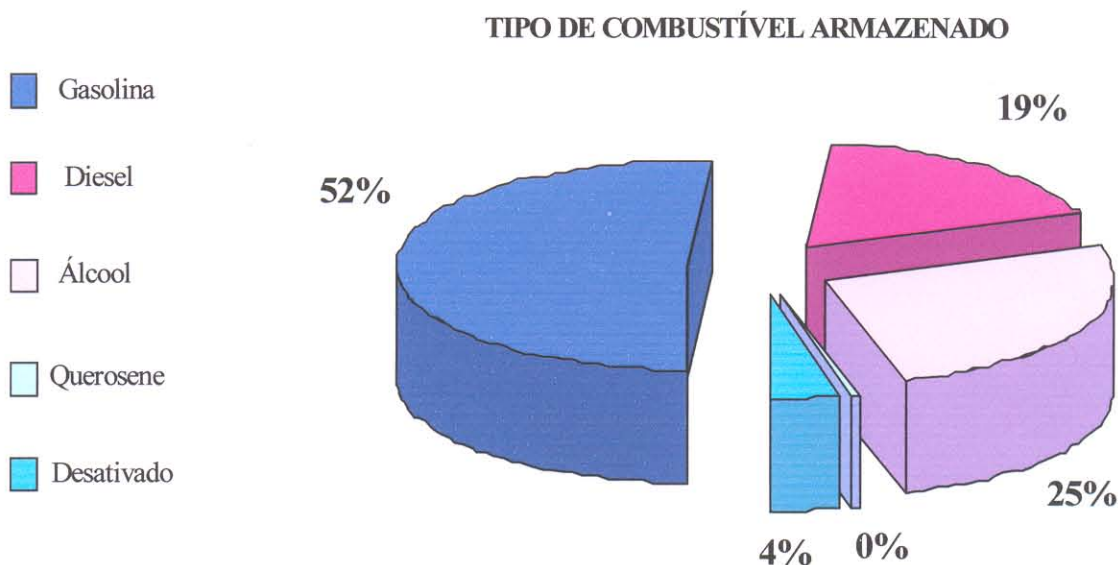


Figura 5.62 - Divisão percentual dos diversos tipos de combustível armazenados nos 204 tanques subterrâneos no município de Belém, analisados por Siqueira (2000) a partir dos dados do cadastro da Sectam. Observa-se que a gasolina, o álcool e o óleo diesel representam os maiores percentuais.

Em relação à área de estudo, existem cerca de 16 postos de revenda de combustíveis em funcionamento, que representam 30% do total existente. Para saber as suas condições de funcionamento foi aplicado um formulário, cuja o conteúdo está expresso em anexo (A). Optou-se por esse formulário pela falta de dados da área de entorno do posto no cadastro da SECTAM, assim como para acrescentar postos que não constavam no citado cadastro. Essa avaliação de campo, entretanto, não pode ser executada na sua totalidade, pois, no universo 16 postos, apenas 3 proprietários responderam ao formulário. Desse modo, os itens de informações gerais, dados de empreendimentos, atividades secundárias, informações e dados históricos de incidentes/ações corretivas, incidentes e contingência contra vazamento, que constavam no mesmo, não foram respondidos. Desse formulário, pode-se usar, apenas, o item 3 dos dados cadastrais da área de entorno dos postos que, de certa forma, era a finalidade principal da aplicação.

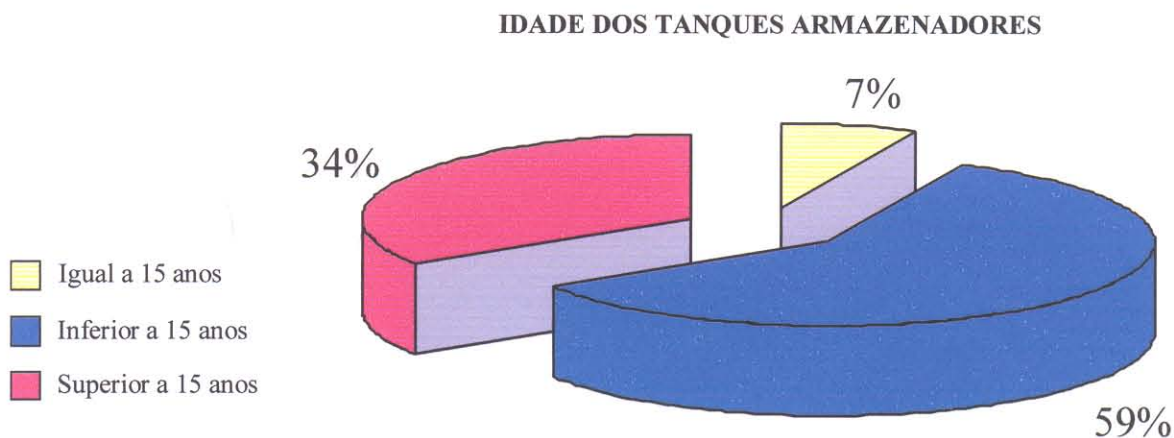


Figura 5.63 - Idades dos 196 tanques subterrâneos armazenadores de combustíveis (TASC) no município de Belém, analisados por Siquiera (2000), a partir dos dados do cadastro da Sectam.

É importante ressaltar as dificuldades encontradas para aplicação deste tipo de questionário em atividades de revendas de combustíveis. Existe receio, por partes dos proprietários, de responder ao item que está relacionado, principalmente, à idade dos tanques subterrâneos armazenadores de combustíveis (TASC), assim como fica evidente a falta de conscientização do perigo que essa atividade, se não bem monitorada, pode vir a ocasionar ao meio ambiente e, em especial, às águas subterrâneas.

A partir dessas informações, com o auxílio do sentido do fluxo subterrâneo da área, definido pela topografia, e da distância dos poços de captação de água em relação aos postos de revenda, podem-se definir 3 áreas críticas, conforme mostra o mapa em anexo (M). Nessas áreas foram selecionados diversos poços tubulares para posteriores coletas de água.

A área crítica 1 tem 2 postos (PC7 e PC16) e está localizada na porção noroeste da área estudada. A Figura (5.64) mostra essa área em detalhe, com a localização dos poços cadastrados, postos de gasolina e as duas perfurações (M1 e M2). Observa-se que o posto PC16 está localizado em um divisor de água, podendo contaminar tanto os poços da porção este quanto da porção oeste da área. Em relação ao posto PC7, esse está posicionado a jusante da maioria dos poços, não apresentando, portanto, perigo de contaminação aos mesmos.

Em razão deste local apresentar indícios de contaminação por gasolina/diesel nas águas de alguns poços, conforme relatado no capítulo 1, o procedimento de avaliação foi feito de forma mais detalhada, com aplicação de um segundo questionário (Anexo B) na área de entorno do posto (PC16), considerando, para isso, uma abrangência de cerca de 1Km². O conteúdo desse

questionário objetivava quantificar os poços existentes na área e, também, verificar se as águas, provenientes dos mesmos, apresentavam algum odor típico de combustível. De acordo com esse levantamento, foram cadastrados 23 poços rasos de captação de água (profundidade até 30 metros), sendo que apenas os 7 poços situados no Residencial Olympus apresentavam odor forte de gasolina. Nos demais poços cadastrados não foi constatada nenhuma reclamação por parte dos proprietários. Dos 7 poços do residencial Olympus, no mapa do anexo M, estão representados apenas os 2 poços em que foram feitas as amostragens de água.

A área crítica 2, localizada na porção central da área de estudo, apresenta um número maior de postos de combustíveis, no total de 5 (PC4, PC8, PC12, PC14 e PC15 – ver mapa em anexo). Com base na direção do fluxo subterrâneo, os postos não apresentam riscos de contaminação aos poços, em caso de vazamento de combustível. Optou-se, entretanto, na delimitação dessa área devido à proximidade do posto de combustível PC8 com o poço Uma8, bem como para comparar os dados hidrogeoquímicos desta área a princípio, sem risco de contaminação por derivados de petróleo, porém, contaminada por efluentes domésticos, com os dados de uma área contaminada pelas duas atividades, como é o caso da área crítica 1.

Finalmente, a área crítica 3 está posicionada na parte sudoeste da área estudada e apresenta 1 posto de combustível (PC5), que está localizado em um divisor de água. A seleção dessa área foi feita com base na informação de que o poço Naz25, vizinho ao posto PC5, apresentava 2,8 mg/L de óleo e graxa em sua água (resultado analítico feito em 1997 pelo Departamento de Engenharia Química/Divisão de Controle Ambiental da UFPA), como relatado no capítulo 1.

5.3.2 – Distribuição residual de gasolina e/ou diesel

Na área crítica 1 foram feitas duas perfurações a trado, cujo os resultados de pH, carbono, matéria orgânica, composição granulométrica, textura e a classificação de Shepard foram apresentados e discutidas no item.5.1 desse capítulo. Essas perfurações (M1 e M2) estão localizadas na Figura 5.4.3. A granulométrica e a classificação de Shapard dos sedimentos coletados nessas perfurações, além da presença ou ausência de gasolina/diesel estão mostrados na Tabela (5.41).

De acordo com os resultados da Tabela 5.41 e comparando os cromatogramas das amostras de gasolina e diesel comercializadas nos postos de revenda de combustíveis (Anexo I1) com os cromatogramas dos sedimentos coletados nas perfurações (Ver os Anexos de I.2 a I.5), nota-se que a presença de gasolina e/ou diesel é marcante em toda a extensão dos perfis, independentemente do caráter granulométrico, textural e/ou conteúdo de matéria orgânica. Por outro lado, quando se analisa individualmente os cromatogramas das perfurações M1 e M2, observa-se o predomínio dos picos do óleo diesel em relação aos da gasolina (Ver os Anexos de I.2 a I.5). Conforme mencionado no item 5.13, os furos M1 e M2 foram executados no período de estiagem (mês de outubro), e, nessa época, os seus níveis de água estavam em 3,2m e 1,2m de profundidade, respectivamente, estando litologicamente posicionados dentro do horizonte de areia siltica. Esse dado torna-se importante quando se considera que a instalação dos tanques subterrâneos armazenadores de combustíveis (TSAC) têm profundidade média de 4m (de acordo com informações obtidas através dos funcionários de alguns postos de revenda de combustíveis), portanto bem próximo do nível de água.

Tabela 5.41 - Resultados de teores de C.O(%), M.O (%), pH em água, composição granulométrica, classificação de Shepard e análises qualitativa para identificar a ausência (A) ou presença (P) de gasolina ou diesel nos sedimentos coletados nas perfurações M1 e M2, em diferentes profundidades (prof. em metros).

Am.	Prof.(m)	pH(H ₂ O)	%C.O	%M.O	Fração Granulometria			Classificação de Shepard	Gasolina Diesel	
					Areia%	Silte%	argila%			
M11	0,2-1,0	7,8	0,2	0,21	69,6	17,9	12,4	Areia siltosa	P	P
M12	1,0-1,75	7,57	0,33	0,56	71,8	9,7	18,53	Silte arenoso	P	P
M13	2,35-3,19	7,34	0,31	0,53	44,1	16,42	39,46	Argila arenosa	P	P
M14	3,19-3,86	6,79	0,16	0,28	34	28,1	37,89	Silte arenoso	P	P
M15	3,86-3,96	5,52	0,47	0,81	28,67	25,6	45,8	Argila siltosa	A	P
M16	3,96-4,36	5,61	0,77	1,3	28,6	27,8	51,6	Argila siltosa	P	P
M21	1,0-1,4	5,95	0,37	0,64	76,6	23,4	-	Areia siltosa	P	P
M22	1,4-1,8	7,19	0,67	1,15	79,3	10,4	10	Areia	A	P

Am. Amostra M11 – amostras da perfuração M1; M21 – Amostras da perfuração M2.

Na área crítica 2 foi feita uma perfuração (M3), cuja a localização está mostrada no mapa (em anexo M). Essa área apresentou um aspecto interessante, visto que, com base nos critérios anteriormente expostos, apesar de aparentemente não estar contaminada por gasolina e/ou diesel, os resultados dos cromatogramas (Ver os Anexos de I.6 a I.9), quando comparados com os

cromatogramas das amostras de gasolina e diesel comercializadas nos postos de combustíveis (Anexo I.1), permitiram identificar a presença do óleo diesel em toda extensão do perfil, semelhante ao que ocorreu na área crítica 1, que estava contaminada. É importante destacar que nesse local funciona a garagem de uma residência e possivelmente a presença de hidrocarbonetos esteja relacionada ao vazamento de óleo diesel dos carros. A outra possibilidade para tal reside no fato da perfuração M3 está situada nas proximidades do sumidouro de uma fossa séptica e de acordo com Harman et al.(1996), os efluentes de fossas sépticas podem conter alguns tipos de hidrocarbonetos. A exemplo das anteriores o M3 foi perfurado no período de estiagem (mês de agosto), estando o nível de água situado a 5,2m de profundidade, dentro de horizonte de argila siltosa.

Na área crítica 3 não foi feita nenhuma perfuração a trado.

Comparando os cromatogramas dos furos, percebe-se que o furo M1, estando mais próximo da fonte de contaminação (PC16), apresenta uma maior quantidade de picos de gasolina.

Tabela 5.42 - Resultados de teores de C.O(%), M.O (%), pH em água, composição granulométrica, classificação de Shepard e análises qualitativa para identificar a ausência (A) ou presença (P) de gasolina ou diesel nos sedimentos coletados nas perfurações M3, em diferentes profundidades (prof. em metros)

Am.	Prof.(m)	pH(H ₂ O)	%C.O	%M.O	Fração Granulometria			Classificação de Shepard	Gasolina Diesel	
					Areia%	Silte%	argila%			
M31	0,5 – 1,5	7,9	0,2	0,34	69,3	21,0	9,7	Areia siltica	A	P
M32	1,5- 1,8	7,9	0,2	0,29	71,9	19,8	8,75	Areia siltica	A	P
M33	1,8-2,2	8,1	0,2	0,3	75,2	14,7	10	Areia siltica	A	P
M34	2,2-2,65	8,1	0,2	0,3	73,98	15,9	10	Silte arenoso	P	P
M35	2,65-3,0	8,2	0,1	0,1	70,3	9,7	20	Silte arenoso	A	P
M36	3,0-3,24	8,2	0,2	0,37	67,8	10,2	24,4	Silte argiloso	A	P
M37	3,24-3,96	8,1	0,1	0,2	53,8	9,95	36,2	Areia argilosa	P	P
M38	4,0-5,0	7,7	0,3	0,52	37,7	23	44,3	Silte arenosa	A	P
M39	5,0-5,30	6,9	0,2	0,26	77	18,96	39,4	Argila siltosa	ND	ND
M310	5,3,6,0	4,7	0,2	0,31	32,2	10,9	56	Argila siltosa	ND	ND

Am. Amostra ND – Não Determinado

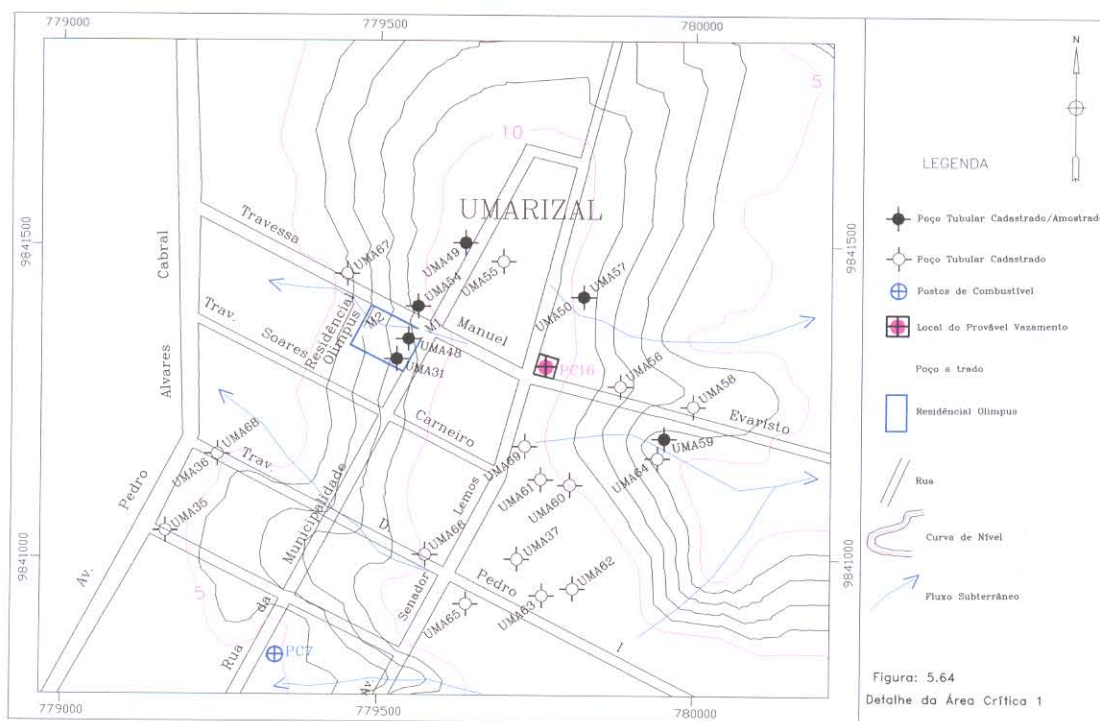


Figura 5.64 – Área crítica 1 em detalhe, com a localização dos poços cadastrados, postos de gasolina e as duas perfurações (M1 e M2).

5.3.3 – Variação qualitativa de gasolina e/ou diesel e os parâmetros indicadores da biodegradação nas águas subterrâneas estudadas

Com a finalidade de verificar o comportamento de alguns indicadores de biodegradação foram estudados, em diferentes épocas, os resultados analíticos de nitrato, amônio, bicarbonato, sulfato, alcalinidade, pH, CO₂ livre e temperatura, em águas dos poços previamente cadastrados. Para isso, observou-se, inicialmente, as variações desses parâmetros nas águas dos poços que não apresentavam riscos de contaminação por gasolina/diesel e depois em poços com suspeita de contaminação. Foram realizadas, ainda, análises qualitativas para identificar a presença ou ausência de gasolina e/ou diesel nessas águas.

A escolha dos poços para avaliar o comportamento dos parâmetros indicadores de biodegradação nessas águas, dentro e fora das três áreas críticas, levou em consideração, principalmente, a localização de cada poço de captação de água em relação aos postos de combustíveis existentes, além do sentido do fluxo subterrâneo.

Para mostrar o comportamento dos indicadores de biodegradação nos poços cadastrados que não apresentavam suspeitas de contaminação por gasolina e/ou diesel em suas águas, foram escolhidos os poços (Naz13, Naz24, Red29 e Naz38). As localizações dos poços escolhidos estão no mapa de áreas potencialmente críticas pela contaminação de derivados de petróleo em anexo M.

De acordo com a Tabela (5.43), as águas desses poços situados fora dos limites das três áreas críticas contêm níveis moderados a altos de nitrato ($5,7 - 55\text{mg/L}$), amônio ($0,03 - 3,5\text{mg/L}$) e de sulfato ($11 - 41\text{mg/L}$). O pH é ácido, tendendo à neutralidade ($4,5 - 6,8$) com a capacidade de tamponamento de baixo a moderado (alcalinidade mínima de 2mg/L CaCO_3 e máxima de 30mg/L CaCO_3), e, finalmente, o CO_2 livre dissolvido mostra níveis variando de muito baixo a moderado ($2,4\text{mg/l} - 57,7\text{mg/L}$). É importante destacar que os poços escolhidos, a exemplo de boa parte dos poços cadastrados na áreas de estudo, estão sofrendo influências de efluentes domésticos no quimismo de suas águas, conforme relatado nos itens anteriores. Dessa forma, a presença dos teores elevados de nitrato e sulfato são importantes, devido ao fato de poderem ser usados na biodegradação de hidrocarbonetos, na ausência de oxigênio (Borden et al. 1994; Cozzarelli et al. 1999).

Após a análise dos resultados dos indicadores de biodegração dos poços não contaminados, avaliou-se a situação desses indicadores nas águas dos poços em cada área crítica (mapa em anexo M). Na área crítica 1 estão os poços pouco profundos Uma31, Uma48, Uma49, Uma50 e Uma59 e duas perfurações a trado, denominadas M1 e M2 (Figura 5.64). Os dois primeiros poços (Uma31 e Uma48) e as perfurações (M1 e M2) estão posicionados a oeste do posto PC16, enquanto que os demais estão no sentido este.

Considerando que o posto PC16 está localizado em um divisor de água, o sentido do fluxo subterrâneo nessa área apresenta duas direções, conforme a interpretação do mapa topográfico (Figura 5.64). A primeira é no sentido do posto (PC16) em direção ao Residencial Olimpus, a segunda é no sentido do referido posto em direção aos poços Uma49, Uma50 e Uma59. Salienta-se que odores de combustíveis foram identificados nos poços posicionados no sentido do posto (PC16) ao Residencial, de acordo com as reclamações provenientes de parte dos moradores. Assim sendo, já era de se esperar que os poços Uma31 e Uma48 e as duas perfurações (M1 e M2) estivessem dentro da pluma de contaminação.

Tabela 5.43 - Resultados das análises químicas realizadas no mês de junho de 2001 de alguns indicadores de biodegradação nas águas de três poços cadastrados, posicionados fora das áreas críticas.

Parâmetros	Naz13	Naz24	Red29	Naz38
Nitrato (mg/L)	55	37	30,8	5,7
Amônio (mg/L)	0,04	3,5	1,3	0,03
Bicarbonato (mg/L)	36,6	4,9	2,4	2,4
Sulfato (mg/L)	41	24	10	12
Alcalinidade (mg/L CaCO ₃)	30	4,0	2,0	10
pH	6,5	4,8	4,5	6,6
CO ₂ livre	57,7	9,0	4,7	18,8
Temperatura (°C)	29,1	27,3	27,2	27
Gasolina	ND	ND	ND	ND
Diesel	ND	ND	ND	ND

ALD = Abaixo do limite de detecção do método ND = Não Determinado

Tabela 5.44 Comportamento dos indicadores de biodegradação e resultado da análise qualitativa para gasolina e diesel na água do poço Uma31 (área crítica 1).

Parâmetros	Junho/00	Setembro/00	Dezembro/00	Junho/01	Setembro/01
Nitrato (mg/L)	23	20	21,1	16,3	12,8
Amônio (mg/L)	5,5	4,3	5,0	4,3	4,4
Bicarbonato (mg/L)	10	0,6	3,7	28	51,4
Sulfato (mg/L)	ND	ND	ND	33	30
CO ₂ livre	16	0,8	5,7	44,7	82,4
pH	5,5	5,0	6,2	6,0	5,3
Gasolina	ND	ND	ND	ND	Ausente
Diesel	ND	ND	ND	ND	Presente

ND = Não Determinado

A Tabela 5.44 mostra os parâmetros indicadores de biodegradação em diferentes épocas e o resultado da análise qualitativa para gasolina e diesel na água do poço Uma31. Observa-se que nos meses de junho/00, setembro/00 e dezembro/00 os teores de nitrato permaneceram praticamente inalterados, enquanto que os valores de pH variaram de 5,0 a 6,2. O CO₂ livre em junho/00 tinha valor de 16 mg/L; em setembro/00 mostrou uma diminuição e voltou a se elevar em dezembro/00, atingindo 5,7 mg/L. É importante destacar que, nesses meses, os poços do Residencial Olympus já apresentavam odores fortes de combustíveis em suas águas, sendo posteriormente comprovado através da análise qualitativa para diesel e gasolina realizada no mês de setembro (ver o cromatograma no anexo I.10). Entretanto, é possível que só a partir do mês de junho/01 tenha começado a ocorrer a biodegradação dos hidrocarbonetos na água dos referidos poços, usando nitrato como elétron receptor. Isso pôde ser verificado pela diminuição dos teores

de nitrato (de 21,1 mg/L no mês de dezembro/00 para 16,3 mg/L e 12 mg/l nos meses de junho/01 e setembro/01, respectivamente) , além do aumento de CO_2 e diminuição de pH e sulfato. Os teores de amônio nos meses de junho/01 e setembro/01 ficaram inalterados. Esse fato pode ter acontecido devido a presença do etanol que biodegrada primeiro em relação aos outros contaminantes, consumindo assim o oxigênio disponível (Corseuil & Fernandes, 1999; Firta, 2000, Oliveira, 2000; Kulkamp et al.2002).

O poço Uma48 está situado, também, no Residencial Olympus, com a mesma profundidade do poço Uma31 (cerca de 30m) e a distância entre eles é de aproximadamente 50m. A Tabela 5.4.4 mostra que em setembro/00 o teor de nitrato, no Uma48, apresentava-se mais baixo do que o obtido no poço Uma31 no mesmo mês, enquanto que os valores de pH e CO_2 livre eram similares. Na amostragem de fevereiro/01 os teores de nitrato e amônio, no poço Uma48, aumentaram em relação à análise de setembro/00. Tal situação pode sugerir que, no mês de fevereiro/01, a degradação dos hidrocarbonetos através do nitrato, nas águas desse poço, ainda não tivesse começado.

Tabela 5.45 - Comportamento dos indicadores de biodegradação e resultados das análises qualitativas para gasolina e diesel na água do poço Uma48 (área crítica 1).

Parâmetros	Setembro/00	Fevereiro/01
Nitrato (mg/L)	7,5	14,5
Amônio (mg/L)	1,9	5,1
Bicarbonato (mg/L)	1,0	ND
Sulfato (mg/L)	ND	15
CO_2 livre	2,9	ND
pH	4,9	5,2
Gasolina	Ausente	Ausente
Diesel	Presente	Presente

ND = Não determinado

As Figuras (em Anexos I.10 e I.11, respectivamente) mostram os cromatogramas das águas dos poços Uma31 e Uma48 com identificação dos picos de diesel em diferentes épocas. A identificação foi feita após a comparação com os cromatogramas de diesel e gasolina comercializados nos postos de revenda em Belém. A presença do óleo diesel nessas análises qualitativas pode ser devido a maior volatilidade da gasolina.

Na Figura (5.64) estão localizadas as perfurações rasas M1 e M2, que os resultados dos parâmetros indicadores de biodegradação e das análises qualitativas de diesel e gasolina estão nas

Tabelas 5.46 e 5.47. Em fevereiro/01, na perfuração M1, mais próxima do posto PC16, os teores de nitrato e sulfato eram de 2,2mg/L e 25mg/L, respectivamente, e com o pH tendendo à neutralidade (6,6). Em relação ao M2 o teor de nitrato e o valor de pH estavam mais elevados do que M1, ao passo que o sulfato mostrava-se menor. Em abril/01 os teores de nitrato declinaram em ambas perfurações e os valores de pH continuaram acima de 6,0, fato que sugere uma tendência ao desenvolvimento de um ambiente anóxico, em que o oxigênio foi consumido durante a degradação dos hidrocarbonetos. Nesse tipo de ambiente a degradação anaeróbica de hidrocarboneto torna-se uma reação importante, resultando no declínio de espécies oxidadas, tal como o nitrato (Cozzarelli et al.,1999).

As figuras (ver os Anexos I.12 a I.15) dos cromatogramas das duas perfurações mostram picos principalmente de diesel e, subordinadamente, de gasolina, sendo que no M1 a presença de diesel foi identificada em todas as análises realizadas (Anexos I.12 a I.13). Conforme mencionado anteriormente, nas análises qualitativas dos sedimentos nessas duas perfurações foi identificada a presença de diesel e gasolina em toda a extensão dos perfis. Desse modo, a presença de gasolina e diesel também, nas águas dos poços M1 e M2, mostra a fragilidade desse aquífero frente a esse tipo de contaminação.

As águas dos poços localizados a Este do posto PC16 (Uma49, Uma50 e Uma59) não apresentavam odores de combustíveis. Quanto ao comportamento dos parâmetros indicadores, os poços Uma48 e Uma50 mostraram resultados semelhantes, com teores de nitrato baixos a moderados (4,0mg/L – 16mg/L), com pH ácido (5,0 – 5,6) e CO₂ livre muito baixo (2,0 – 6,8) (Tabela 5.48).

Os resultados das análises de água do poço Uma59 mostraram-se diferentes dos dois poços anteriores. Em junho/00, os teores de nitrato e amônio eram de 27,3mg/L e 7,2mg/L, respectivamente. No mês de dezembro/01, o teor de nitrato diminuiu (17,2mg/L), enquanto que o de amônio aumentou (8,1mg/L). Nesses dois meses os valores de pH foram de 6,4 (junho/00) e 5,7 (dezembro/01). Finalmente, no mês junho/02, o valor de pH diminuiu (4,9), enquanto que os teores de nitrato (38mg/L) e amônio (8,8mg/L) elevaram-se. Com base nesses comportamentos, acredita-se que o poço Uma59 está sofrendo influência de efluentes domésticos e não de hidrocarbonetos. Isso é respaldado pelos resultados das análises qualitativas, que mostraram ausência tanto de diesel como de gasolina (AnexoI.16). É importante destacar que as elevadas concentrações de CO₂ (149mg/L) e de amônio (acima de 8mg/L), no mês de dezembro, podem

estar associadas à hidratação de uréia, originada dos efluentes domésticos, conforme a reação abaixo (Zilberbrand et al. 2001):



Os poços Uma52 e Uma8 e a perfuração M3 pertencem a área crítica 2 (ver mapa em Anexo M). O poço Red21, embora não situado nessa área, foi aqui selecionado por estar em zona de risco, conforme mostrado no mapa em Anexo (M). A Tabela 5.49 mostra os resultados dos indicadores de biodegradação e análise qualitativa para identificar a presença ou ausência de diesel e gasolina nas águas desses poços e da perfuração M3. Observa-se que na água do poço Red21 foi identificado a presença tanto da gasolina quanto de diesel no mês de dezembro/01, conforme mostra o cromatograma no Anexo I.17. Nesse poço pode ter ocorrido biodegradação utilizando nitrato como elétron receptor. Isso é evidenciado pelo declínio do teor de nitrato e aumento de CO_2 livre no mês de fevereiro/01. Quanto à perfuração M3, cuja a localização fica próximo do sumidouro de uma fossa séptica, como mencionado anteriormente, a presença de hidrocarbonetos na sua água pode não está relacionada a contaminação proveniente de postos de gasolina (Anexo I.18). Assim sendo, os comportamentos dos indicadores possivelmente estão associados aos processos comuns de evolução dos efluentes domésticos, como a amonificação e nitrificação, dentre outros, conforme já mostrado no poço Uma59, na área crítica 1. Em relação aos demais poços (Uma52 e Uma8) os cromatogramas não identificaram a presença de gasolina e diesel (ver Figuras nos Anexos I.17 e I.19).

Os poços Naz25 e Naz39 estão situados na área crítica 3 (mapa em Anexo M). A Tabela 5.50 apresenta os resultados das análises realizadas em setembro de 2001 e fevereiro de 2002. Observa-se que os teores de nitrato, amônio, sulfato, bicarbonato e CO_2 , como também os valores de pH, quando analisados em cada um dos poços, mostram, nesses meses, resultados semelhantes, sem expressar variações significativas. Dessa forma, não se pode avaliar se a biodegradação está ocorrendo nas águas desses poços, muito embora gasolina e diesel estejam presentes nos dois poços, conforme mostram os cromatogramas (ver Figuras nos anexos I.20 e I.21). É possível que a origem desse hidrocarboneto na água do poço Naz39 possa estar associada, também, a efluentes domésticos, a exemplo dos poços Uma59 e M3.

Tabela 5.46 - Comportamento dos indicadores de biodegradação e resultados das análises qualitativas para gasolina e diesel na água do poço M1 (área crítica 1).

Parâmetros	Setembro/00	Outubro/00	Novembro/00	Fevereiro/01	Abril/01
Nitrato (mg/L)	ALD	ND	ND	2,2	0,9
Amônio (mg/L)	2,7	ND	ND	1,6	1,7
Bicarbonato (mg/L)	ND	ND	ND	ND	ND
Sulfato (mg/L)	ND	ND	ND	25	11
CO ₂ livre	ND	ND	ND	ND	ND
Temperatura °C	ND	ND	ND	ND	ND
pH	ND	ND	ND	6,6	6,5
Gasolina	ND	Ausente	Ausente	Ausente	Presente
Diesel	ND	Presente	Presente	Presente	Presente

N D = Não Determinado ALD = Abaixo do limite detecção

Os dados obtidos aqui mostram a importância de avaliar os parâmetros geoquímicos, em especial os relevantes à biodegradação, em áreas contaminadas por gasolina e diesel ou com riscos de contaminação. Essa importância é maior devido a área, em questão, ser urbana e susceptível a outros tipos de contaminações, que também utilizam o oxigênio nos processos de degradação e transformação, como, por exemplo, a evolução geoquímica dos efluentes domésticos percolando a zona não saturada e saturada (ver o subitem 3.2.1 no capítulo 3). Dessa maneira, é interessante quantificar os indicadores de biodegradação (oxigênio dissolvido, Eh, nitrato, sulfato, ferro (II), pH e CO₂) para verificar quais dos processos de biodegradação estão ocorrendo ou que tenham possibilidade de vir a ocorrer. Parece, portanto, que a bioremediação pode ser caracterizada pelo tipo e quantidade de elétrons receptores (nitrato e sulfato, por exemplo).

A importância de identificar qual elétron receptor é responsável pela biodegradação no processo de contaminação de água subterrânea por gasolina e diesel está relacionada à susceptibilidade dos diferentes componentes que compõem essas substâncias químicas quando submetidos à atenuação natural. Na biodegradação via nitrato, por exemplo, ocorre a remoção rápida do tolueno, etilbenzeno e m-, p-xilenos, e a remoção mais lenta do o-xileno e benzeno (Hutchins, 1991; Borden et al, 1994). Esses compostos são uns dos mais importantes componentes encontrados na gasolina e/ou diesel, e, dentre esses, destaca-se o benzeno por ser o mais tóxico e que pode causar leucemia, sendo o seu padrão de potabilidade 5µ g/L, de acordo com a Portaria 1.469 (Brasil, 2000).

Tabela 5.47- Comportamento dos indicadores de biodegradação e resultados das análises qualitativas para gasolina e diesel na água do poço M2 (área crítica 1).

Parâmetros	Outubro/00	Novembro/00	Fevereiro/01	Abril/01
Nitrato (mg/L)	ND	ND	5,3	2,2
Amônio (mg/L)	ND	ND	0,72	0,78
Bicarbonato (mg/L)	ND	ND	ND	ND
Sulfato (mg/L)	ND	ND	9	13
CO ₂ livre	ND	ND	ND	ND
Temperatura °C	ND	ND	ND	ND
pH	ND	ND	7,1	6,9
Gasolina	Ausente	Ausente	Ausente	Presente
Diesel	Ausente	Ausente	Ausente	Presente

ND = Não Determinado

O estudo aqui desenvolvido, embora preliminar, permitiu afirmar que, nas águas dos poços com a análise e identificação qualitativa de diesel e/ou gasolina, o principal processo de biodegradação atuante, depois do aeróbio, parece ser o via nitrato.

Desta maneira, na área crítica 1, em especial, pode está ocorrendo a degradação natural de outros componentes dos compostos BTEX, ficando, no ambiente, o benzeno e o-xileno. Essa possibilidade, aliada a composição da gasolina brasileira, pode gerar um grande impacto ambiental e colocar em risco a saúde da população que consome essas águas contaminadas por gasolina e/ou diesel.

Nas demais áreas críticas a biodegradação envolvendo gasolina e/ou diesel, provenientes dos TSAC, não estão evidentes quanto que na área crítica 1, devido também, a influência da presença de hidrocarbonetos nos efluentes de fossas.

Tabela 5.48 - Comportamento dos indicadores de biodegradação e resultado da análise qualitativa para gasolina e diesel nas águas dos poços Uma49, Uma50 e Uma59 (área crítica 1).

Parâmetros	Setembro/00 Uma49	Setembro/00 Uma50	Junho/01 Uma59	Dezembro/01 Uma59	Junho/02 Uma59
Nitrato (mg/L)	16	4,0	27,3	17,2	38
Amônio (mg/L)	1,4	ALD	7,2	8,1	8,8
Bicarbonato (mg/L)	0,6	3,7	ND	93,7	ND
Sulfato (mg/L)	ND	ND	40	45	ND
CO ₂ livre	2,0	6,8	ND	149	ND
Temperatura °C	ND	ND	27	26,9	29,9
pH	5,0	5,6	6,4	5,7	4,9
Gasolina	ND	ND	ND	Ausente	ND
Diesel	ND	ND	ND	Ausente	ND

ND = Não determinado

Tabela 5.49 - Comportamento dos indicadores de biodegradação e resultados das análises qualitativas para gasolina e diesel nas águas dos poços Uma52, Uma8, Red21 e da perfuração M3 (área crítica 2).

Parâmetros	Dezembro/01 Uma52	Dezembro/01 Red21	Dezembro/01 M3	Fevereiro/02 Red21	Fevereiro/02 M3	Fevereiro/02 Uma8
Nitrato (mg/L)	51,8	31,7	6,6	10	7,0	30
Amônio (mg/L)	1,2	1,6	4,3	1,6	3,0	7,7
Bicarbonato (mg/L)	49,8	24,4	30	31,7	ND	ALD
Sulfato (mg/L)	30	39	75	24	67	ALD
CO ₂ livre	79,3	39,4	48	50,4	ND	1,8
Temperatura °C	26,8	27,6	26,6	29,2	29	28,7
pH	5,8	5,5	5,9	5,5	7,1	4,2
Gasolina	Ausente	Presente	Ausente	ND	Ausente	Ausente
Diesel	Ausente	Presente	Presente	ND	Presente	Presente?

ND = Não determinado

Tabela 5.50 - Comportamento dos indicadores de biodegradação e resultados das análises qualitativas para gasolina e diesel nas águas dos poços Naz25 e Naz39 (área crítica 3).

Parâmetros	Setembro/01 Naz25	Fevereiro/02 Naz25	Setembro/01 Naz39	Fevereiro/02 Naz39
Nitrato (mg/L)	31,7	34,8	23,8	23,3
Amônio (mg/L)	0,19	0,15	0,1	0,26
Bicarbonato (mg/L)	2,44	ALD	76,9	73,3
Sulfato (mg/L)	19	20	25	29
CO ₂ livre	5,5	1,8	122	117
Temperatura °C	25,9	28,7	26,6	ND
pH	4,4	4,2	6,2	5,9
Gasolina	Ausente	Presente	ND	Presente
Diesel	Presente	Presente	ND	Presente

ND = Não determinado ALD = Abaixo do limite de detecção

6— CONSIDERAÇÕES FINAIS

A área de estudo, localizada em Belém-Pa, é constituída pelos bairros do Reduto, Nazaré e Umarizal, perfazendo cerca de 15km². Após um trabalho de cadastramento de poços, análises e correlações de perfis litológicos, execução de 9 períodos de amostragem, análise de águas de poços, interpretação dos resultados físico-químicos e químicos, foi possível obter as seguintes conclusões e considerações finais.

No total de 70 poços tubulares cadastrados, apenas 37% apresentavam ficha técnica completa ou com algum tipo de informação. No geral, esses poços, com profundidade de até 40 metros, estão em operação a mais de 10 anos. Os filtros estão posicionados tanto no primeiro aquífero quanto no segundo aquífero do Barreiras.

As características litoestratigráficas dos sedimentos, que ocorrem na área de estudo, foram correlacionadas com as unidades geológicas regionais do Grupo Barreiras e Pós-Barreiras. As seqüências sedimentares locais, a exemplo das regionais, apresentam duas unidades de aquíferos, denominadas Barreiras e Pós-Barreiras.

Os sedimentos do Grupo Barreiras mostram-se heterogêneos do ponto de vista litológico, abrangendo desde argilas até arenitos, com granulometria variando de fina até conglomerática. O contato inferior dos sedimentos Barreiras com o topo da Formação Pirabas se situa a uma profundidade de cerca de 78m, enquanto que o superior é marcado por sedimentos areno-argilosos dos Pós-Barreiras, que apresenta espessura de até 2 metros.

A zona não-saturada, na área de estudo, é constituída por sedimentos Pós-Barreiras e Barreiras, com espessura variando de 1 a 9m, estando condicionada a variações sazonais. Medidas do nível estático no poço M3 (bairro Umarizal) mostraram uma variação de 0,86m entre os meses de novembro-2001 e março-2002, que representam o período de estiagem e chuvoso, respectivamente, na região de Belém.

Estudos mineralógicos dos sedimentos da zona não saturada, provenientes dos furos a trado, definiram um domínio de quartzo e, de forma mais subordinada, de caulinita. A análise granulométrica desse material mostra que existe uma predominância das frações areia siltosa, silte arenosa e argila siltosa. Teste de infiltração realizada na imediação do furo M3 indicou valor correspondendo a um material silte a silte arenoso. Dessa forma, fica definido que sedimentos com essas características texturais, associada com uma capacidade de infiltração variando de silte a silte arenoso, nível estático raso e elevada carga de contaminantes originada, principalmente, de

fossas sépticas e da fuga da rede de esgoto, podem levar à contaminação dos aquíferos da área de estudo.

Os aquíferos identificados, na área estudada, são correlacionados aos do Grupo Barreiras, com base, principalmente, nas características litológicas e da profundidade da ocorrência. O estudo dos perfis dos poços e a análise de seções geológica-hidrogeológicas permitiram definir dois aquíferos principais. O primeiro, mais superficial, foi classificado como semi-livre, e o segundo aquífero foi caracterizado como semi-confinado. A espessura desses aquíferos varia de 3,6 a 16m. O slug teste realizado no poço M3 mostra valor de condutividade hidráulica (K) de em torno de $7,73 \times 10^{-3}$ cm/s (6,2 m/dia) e $5,17 \times 10^{-3}$ cm/s (4,5 m/dia) para inserção e retirada da sonda, respectivamente. Constata-se que esses valores são característicos de areias siltosas a areias finas (Fetter, 1994).

Os níveis estáticos dos poços tubulares cadastrados, por diversos motivos, não foram medidos durante a execução dos trabalhos. Na maioria dos poços cadastrados não existe abertura para a passagem do medidor de nível d'água, dificultando, portanto, a avaliação das medidas regulares. Somado a isso, os poços da área de estudo possuem bombas de controle automático com regime de bombeamento ininterrupto de 24 horas e com exploração não controlada. Todos esses fatores geram, assim, oscilações dos níveis d'água, mascarando os resultados no momento da realização de um teste de aquífero. Diante desses fatos, as medidas, aqui apresentadas, correspondem àquelas feitas durante o processo de perfuração dos poços tubulares cadastrados. Sem considerar, portanto, o período de medição, observa-se que os níveis estáticos variam de menos 1,0 metro de profundidade, nas áreas de cotas topográficas mais baixas, até 11 metros nos poços localizados nas partes mais elevadas.

Os sentidos dos fluxos subterrâneos na área estudada foram determinados de duas maneiras. A primeira se efetivou com a confecção do mapa de fluxo a partir dos valores dos níveis estáticos, provenientes dos boletins de sondagem medidos no período chuvoso e da cota topográfica desse ponto. A segunda maneira baseou-se na interpretação das curvas de níveis do mapa topográfico, onde se estabelece que o fluxo subterrâneo se direciona das áreas de cotas topográficas mais altas para as mais baixas (Fetter, 1994). A comparação entre os dois mapas mostra que as principais linhas de fluxo estão preferencialmente orientadas para o centro da área, compreendendo o bairro do Reduto e parte do Nazaré. Na porção nordeste da área, nota-se um fluxo divergente ao anterior, correspondendo a um divisor de água.

A definição da vulnerabilidade do aquífero Barreiras, nos bairros estudados, seguiu a metodologia de Foster & Hirata (1994) e usada, também, por PEHRMB (2001). Cerca de 70% da área, abrangendo grande parte dos bairros do Reduto e do Umarizal, e pequena parte do bairro de Nazaré, apresentou vulnerabilidade média (0,3 a 0,5). Nessas porções, o aquífero Barreiras é, em geral, semilivre e apresenta uma profundidade do nível de água de cerca de 2m. Uma outra parte, correspondendo a cerca de 25% da área, apresenta índice de vulnerabilidade baixo (menor que 0,3), compreendendo boa parte do bairro de Nazaré e uma pequena porção do Umarizal. O aquífero Barreiras, nesses locais, comporta-se como semiconfinado e a profundidade do nível de água está em torno de 5m. No restante da área, a vulnerabilidade é alta (acima de 0,5), estando presente em duas pequenas porções nos bairros de Reduto e Umarizal. Nessas porções, a profundidade do nível de água é rasa em torno de 1 metro, e o aquífero Barreiras mostra-se livre a semilivre. Desse modo, os dados de vulnerabilidade estabeleceram que, em grande parte da área, o aquífero Barreiras apresenta possibilidade de contaminação, principalmente considerando que a área estudada é urbana e, conseqüentemente, concentra várias atividades potencialmente poluidoras.

Para um melhor entendimento da hidrogeoquímica das águas estudadas, foram feitos tratamentos estatísticos dos dados geoquímicos em quatro etapas. Inicialmente, utilizou-se os dados de todas as campanhas de amostragem, permitindo uma visão global das variáveis analisadas, independentemente da sazonalidade regional. Em seguida, foram efetuados tratamentos estatísticos para cada período de amostragem, objetivando, principalmente, discutir a influência geral da sazonalidade nas variações dos teores das variáveis. Em uma terceira etapa, foram selecionados e tratados poços com uma quantidade representativa de amostragem, com o intuito de se estudar o comportamento hidrogeoquímico desses poços, em diferentes períodos de amostragem. Finalmente, numa quarta etapa, foram analisados os resultados de dois poços (M3 e Uma8) que tiveram uma quantidade mais contínua de amostragem e um espaçamento temporal menor, com o objetivo de observar se ocorriam variações significativas entre as concentrações mensais desses poços com aquelas definidas em nível global.

No estudo do comportamento global das variáveis, observou-se que os valores máximos dos parâmetros, na área estudada, estão relativamente elevados, quando comparados aos dados regionais das águas do aquífero Barreiras que não estão sofrendo influência de sistema de saneamento *in situ*. Exemplos mais significativos são os de condutividade elétrica, cloreto, sódio

e pH. Salienta-se que amônio e nitrato têm seus teores médios e máximos bem acima dos teores obtidos por Piratoba Morales (2002) para as águas do aquífero Barreiras não contaminadas por efluentes domésticos. Acrescenta-se que os teores máximos de amônio e nitrato são similares aos encontrados nas águas subterrâneas que estão impactadas por sistema de deposição de efluentes domésticos (Robertson & Blowes, 1995).

Com base na média dos parâmetros hidroquímicos analisados, a análise global pode definir as águas estudadas como ácidas, com pH na ordem de 5,4; doces, com média de STD e CE de 164,98 mg/L e 301,30 us/cm, respectivamente. A dureza total possui média de 56,44 mg/L de CaCO_3 , sendo classificada, portanto, como água pouco dura. Em relação a potabilidade vigente (portaria 1426 do MS), a maioria dos parâmetros estão enquadrados nos limites máximos permitidos na mesma. Para o amônio e nitrato, os teores médios e máximos estão acima ou próximos do limite dessa portaria.

As Tabelas de freqüências e os histogramas, para todas as amostras analisadas, mostram que 15% das amostras possuem valores de nitrato acima de 45 mg/L. Para o amônio, verificou-se que cerca de 46% das amostras mostram valores acima de 3 mg/L, com máximo de 10,60 mg/L. O histograma de pH permitiu individualizar duas populações de amostras, sendo uma com caráter mais ácido, com valores entre 3,0 a 5,0, e outra com valores entre 5,0 a 7,5 e, portanto, menos ácida, com tendência à neutralidade. Para o CE, observou-se que 70% das amostras apresentam valores entre 250 a 400 mg/L. Dessa forma, a análise das tabelas de distribuição de freqüências e histogramas mostram que o comportamento dessas águas estão diferenciadas, quando comparadas ao padrão regional, sugerindo que essas águas estão sofrendo influências de fatores antrópicos, inerentes ao processo de urbanização.

O estudo de correlações entre as variáveis mostrou para o nitrato, na análise global das amostras, uma correlação positiva com a condutividade elétrica e, de forma mais discreta com o cloreto, sódio, cálcio, sulfato e dureza. Para o amônio, observa-se uma correlação positiva com o cloreto e correlação negativa com o cálcio, sulfato, pH e dureza. Esse estudo permitiu, então, indicar a condutividade e cloreto como bons indicadores das contaminações. O cálcio também poderia ser utilizado como indicador, especialmente no processo de nitrificação.

Duas análises fatoriais foram desenvolvidas dentro do tratamento global das amostras. A primeira análise fatorial, utilizando 10 variáveis, permitiu individualizar uma associação composta pelas variáveis Ca, HCO_3 , SO_4 e pH, que apresentam, entre si, índices de correlações

positivos. Essa primeira análise definiu, ainda, uma associação constituída por Na, Cl, CE e NO_3^- . Os três primeiros parâmetros dessa associação são aqueles que possuem uma melhor correlação com nitrato. A segunda análise fatorial, com 8 variáveis, confirmou, em linhas gerais, as informações do primeiro tratamento e acrescentou um novo agrupamento, constituído por NH_4^+ e Cl. Essa associação é significativa, visto que, o Cl foi a única variável que apresentou uma correlação positiva com o amônio. As análises fatoriais vieram, então, confirmar as principais observações obtidas no estudo de correlações. Permitiram, ainda, selecionar as associações (Na, Cl, CE e NO_3^-) e (NH_4^+ e Cl) como bons indicadores das contaminações por efluentes domésticos das águas estudadas.

No estudo estatístico por período de amostragem, os resultados analíticos foram agrupados pelos meses de coletas, independentes do ano, permitindo, assim, um melhor entendimento do período climático que este mês representava. Os valores médios do cloreto, bicarbonato, sulfato, cálcio, sódio, condutividade elétrica, dureza e potássio mostraram-se discretamente mais elevados durante o período chuvoso, enquanto que os valores médios de nitrato, amônio e pH permaneceram praticamente inalterados ao longo dos períodos amostrados. Os dados obtidos indicam que a sazonalidade regional está influenciando apenas de maneira secundária no comportamento químico das águas estudadas. O ligeiro enriquecimento de alguns componentes no período chuvoso pode ser explicado, em parte, porque, nesse período, o nível freático eleva-se até próximo à superfície do solo, ficando mais próximo das fontes de contaminação (fossas sépticas e tubulações de esgoto), levando, assim, a uma elevação na quantidade de alguns componentes nessas águas.

No estudo de correlação por período de amostragem foram apresentados os dados de cinco pares de variáveis. Os resultados podem ser considerados, sem exceção, similares aos obtidos na análise de correlação feita com os dados globais.

A análise estatística de uma série de poços foi desenvolvida com a finalidade de verificar o comportamento desses poços em relação a parâmetros hidroquímicos, que funcionaram como os melhores indicadores da contaminação por efluentes domésticos. Inicialmente, foram selecionados 12 poços para analisar os parâmetros pH, condutividade elétrica e cloreto e, posteriormente, foi feito o estudo conjunto do nitrato e amônio, utilizando-se 10 poços. As análises para pH, condutividade elétrica e cloreto indicaram que os poços, quando analisados individualmente, mostraram um comportamento relativamente homogêneo ao longo dos

períodos, mas quando comparados entre si, foi possível distinguir poços com valores sempre mais elevados daqueles com os valores menos elevados. Para os parâmetros cálcio, potássio, sódio e magnésio foram observados o mesmo comportamento dos parâmetros anteriores. Na avaliação dos comportamentos para nitrato e amônio, observou-se que os poços, quando analisados individualmente, tiveram comportamentos homogêneos, apresentando, em geral, uma relativa constância dos seus teores ao longo das amostragens realizadas. Por outro lado, o estudo conjunto dos poços permitiu a classificação de 4 estilos principais de comportamento para nitrato e amônio. O estilo 1 corresponderia a poços com valores altos de nitrato e baixos de amônio; o estilo 2 seria caracterizado por teores elevados tanto de amônio quanto de nitrato; o estilo 3 corresponderia a poços com concentrações baixas a intermediárias de nitrato e teores altos a relativamente altos de amônio e, finalmente, o estilo 4 seria traduzido por teores mais baixos para o amônio, acompanhado por teores intermediários de nitrato.

Dessa forma, a análise estatística de uma série de poços vem dar respaldo aos tratamentos estatísticos em que foram consideradas as variações globais das variáveis. Esses tratamentos globais mostraram, conforme pode ser verificado nas 9 campanhas de amostragem, que as águas dos poços, quando tratadas individualmente, apresentavam, de uma maneira geral, um comportamento homogêneo para os seus padrões geoquímicos. Os poços, por exemplo, que tinham teores elevados de nitrato e/ou amônio na primeira amostragem, permaneceram sempre com esse comportamento ao longo de todas as outras campanhas, salvo esporádicas variações. Assim, o uso do tratamento estatístico globalizado, nesse caso, pode ser considerado satisfatório.

A análise dos poços representativos nos diferentes períodos amostrados mostrou que os poços, quando analisados individualmente, não apresentavam grandes variações nos valores dos parâmetros geoquímicos, mas, quando comparados entre si, mostravam diferenças significativas que permitiram separá-los em classes ou estilo de comportamento. Esses estilos podem significar maior ou menor distância de fontes ativas de contaminação que seriam, portanto, os fatores preponderantes na caracterização hidrogeoquímica dos poços numa área urbana como a estudada. Desse modo, na proximidade da fossa (estilo 3), o ambiente redutor é mantido pela degradação da matéria orgânica, proveniente dos tanques sépticos ou de fossas. Porém à medida que se afasta da fonte, em posição intermediária, compostos mais oxidados como amônio e nitrato aparecem em teores significativos, devido ao contato do contaminante com águas mais ricas em oxigênio

(estilo 2). Por outro lado, quando existe o predomínio de nitrato (estilos 1 e 4) em relação ao amônio, acredita-se que os poços estão mais afastados da fonte de contaminação.

Em dois poços (Uma8 e M3) foi efetuada uma amostragem com menor espaçamento temporal. Foram realizadas 10 amostragens entre setembro de 2001 a novembro de 2002. Essa amostragem teve como um dos propósitos, estudar mais acuradamente a influência da sazonalidade, especialmente para nitrato e amônio. No poço Uma8, os teores de nitrato e amônio permaneceram sempre elevados, independentes do mês de coleta. Tal situação sugere que o poço está localizado em uma área com altas e constantes recargas de efluentes domésticos. O poço M3 apresentou os maiores teores de nitrato (acima de 30 mg/L) nos dois primeiros meses de amostragem e eles estão acompanhados por teores mais baixos de amônio. Percebe-se, portanto, que no poço M3 existe uma tendência de oxidação do amônio para nitrato (nitrificação) nos primeiros meses de coleta. Essas amostragens constataram, mais uma vez, a pouca influência da sazonalidade na caracterização hidroquímica dos poços estudados.

Para identificar os principais tipos de água, amostras representativas dos poços cadastrados foram plotadas nos diagramas de Piper. Os resultados mostraram uma tendência para que as amostras, independente do período de amostragem, ficassem concentradas nos tipos de fácies hidroquímicas sulfatadas cloretas cálcicas, cloretadas sódicas, nitradas cloretadas sódicas e, subordinadamente, no campo bicarbonatos cálcicos. Esses comportamentos no quimismo das águas refletem que elas estão sendo fortemente afetadas por fatores antropogênicos em detrimento dos processos naturais.

A análise da distribuição espacial do nitrato, amônio, cloreto, condutividade elétrica e pH foram feitas a partir da interpolação das curvas de iso-teores. Foram considerados os valores médios desses componentes em todos os períodos amostrados (média global). Para amônio e nitrato também foram confeccionados mapas por período de amostragem. Ressalta-se que para o nitrato foram feitos, ainda, mapas dos meses de junho/01, setembro/01 e dezembro/01. Não foram observadas diferenças significativas entre as diversas formas de analisar a distribuição espacial dos parâmetros, o que pode estar relacionado às poucas variações dos teores de um período para outro.

A distribuição espacial para o nitrato mostrou que os teores mais elevados estão localizados na porção central e sul da área. O amônio apresentou uma relação inversa ao do nitrato, com teores mais elevados a noroeste e nordeste da área, diminuindo para o centro da área.

O mapa de condutividade elétrica coincide, em boa parte, com o de nitrato, enquanto que o mapa de iso-teores de cloreto é, de uma maneira geral, semelhante ao do amônio. O mapa de iso-teores de pH não mostrou qualquer tendência de correlação com o nitrato, enquanto que para o amônio ocorre uma discreta correlação negativa. Essas correspondências coincidiram com as observações dos estudos de correlações. A distribuição espacial dos principais indicadores de contaminação por efluentes domésticos mostra que as principais causas da contaminação das águas estão relacionadas à distância do poço à fossa, nível estático raso e grande volume de carga contaminante durante todo ano.

No estudo sobre a contaminação das águas estudadas por gasolina/diesel, foi desenvolvida, inicialmente, uma pesquisa bibliográfica e um cadastramento e aplicação de um formulário junto ao postos de revenda de combustíveis e da área de entorno. Apesar das dificuldades encontradas na aplicação do questionário junto à maioria dos proprietários dos postos, foi possível definir 3 áreas críticas, nas quais foram selecionados poços tabulares para amostragem de água. A área crítica 1, localizada a noroeste da área, tinha dois postos e apresentava indícios anteriores de contaminação por gasolina/diesel; a área crítica 2, na porção central da área, apresentava 5 postos sem indícios e riscos de contaminação e, finalmente, a área crítica 3, a sudoeste da área, apresentava 1 posto posicionado em um divisor de água. Na área crítica 1 foram feitas duas perfurações a trado (M1 e M2). Na análise dos cromatogramas dos sedimentos coletados, notou-se a presença de gasolina e/ou diesel em toda a extensão dos perfis, independente do caráter granulométrico, textural e conteúdo de matéria orgânica. Salienta-se que os níveis de água dos poços, medidos no período de estiagem, estavam em 3,2 e 1,2m de profundidade, próximos à profundidade média de instalação dos tanques de armazenadores de combustíveis, que é de 4m. Na área crítica 2 foi feita uma perfuração (M3). Os resultados dos cromatogramas permitiram identificar a presença de óleo diesel em toda extensão do perfil. Esse poço está localizado próximo a uma garagem de carros e de um sumidouro de fossa séptica. Então, a contaminação pode estar relacionada a vazamentos de óleo diesel de carros ou a hidrocarbonetos contidos nos efluentes das fossas sépticas.

Com a finalidade de verificar o comportamento de alguns indicadores de biodegradação, foram estudados, em diferentes épocas, os resultados de nitrato, amônio, bicarbonato, sulfato, alcalinidade, pH, CO₂ livre e temperatura, em águas dos poços previamente selecionados. Foram feitas, ainda, análises qualitativas para identificar a presença ou ausência de gasolina e/ou diesel

nessas águas. Os dados obtidos mostraram a importância de quantificar os indicadores de biodegradação para verificar quais dos processos estão ocorrendo ou que tenham possibilidade de ocorrer. A bioremediação pode ser caracterizada pelo tipo e quantidade de elétrons receptores. Na biodegradação via nitrato, ocorre a remoção rápida do tolueno, etilbenzeno e m-, p-xilenos e a liberação mais lenta do o-xileno e benzeno, sendo esse último o mais tóxico e que pode causar leucemia. O estudo aqui desenvolvido, embora preliminar, permitiu afirmar que, nas águas dos poços com identificação qualitativa de diesel e/ou gasolina, o principal processo de biodegradação atuante, depois do aeróbio, parece ser o nitrato.

Diante do exposto nesse trabalho, acrescido da importância que as águas subterrâneas representam para qualidade de vida da população, faz-se necessário que os órgãos de fiscalização ambiental adotem uma política de disciplinamento nas atividades de perfuração mediante o acompanhamento da localização, construção e exploração de poços, principalmente em locais de uso extensivos de aquíferos rasos e livres.

A falta dessa política pode ocasionar graves problemas ambientais, visto que, no espaço urbano, existe uma gama de atividades que põem em risco a qualidade das águas, e consequentemente, a saúde da população.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ACKERMANN, F. L. 1969. *Esboço para a geologia entre as cidades de Belém – rio Gurupi e Atlântico Rio Guamá.* – Belém, Imprensa Universitária – UFPA. 90p.
- ALABURDA, J.& NISHIHARA, L. 1998. Presença de compostos de nitrogênio em águas de poços. *Revista Saúde Pública*, **32**(2):160 –165.
- ALLER, L; BENNET, T.; LEHR, J.H; PETRY, R.J. 1985. *Drastic: a standardized system for evaluating ground water pollution potential using hydrogeologic settings.* (USEPA Report 600/2-85/018).
- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. 1995. *Standard methods for the examination of water and wastewater.* 19.ed. Washington DC, American Water Works Association and Water environment Federation.1268p.
- AMORIM, H.S. 2000. *Caracterização geoquímica de avaliação da qualidade das águas subterrâneas da cidade de Bragança – Pa.* Belém, Universidade Federal do Pará. Centro de Geociências. 84p. (Dissertação de Mestrado).
- APPLEYERD, S.J.1996. Impact of liquid waste disposal on potable groundwater resources near Perth, western Australia. *Environmental Geology*, **28** (2):106-110.
- ARAI, M. ; UESUGUI, N.; ROSSETTI, D. F.; GÓES, A . M. 1988. Considerações sobre a idade do Grupo Barreiras no nordeste do Estado do Pará. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE GEOLOGIA, 35., Belém. *Anais...* Belém, SBG. v. 2, p. 738-752.
- ARAÚJO, P.P. 2001. *Variações sazonais dos componentes nitrogenados, em aquífero livre na zona urbana de Santa Isabel do Pará.* Belém: Universidade Federal do Pará. Centro de Geociências. 113p. (Dissertação de Mestrado).
- ASCHENGRAU, A .; ZIERLER, S.; COHEN, A . 1989. Quality of community drinkink water and the occurrence of spontaneous abortion . *Archives of Environmental Health*, **44** (5): 283 – 290.

- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. 1994. *Construção de poços de monitoramento* – PN 1:603.06. procedimento. 25p.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE GEOLOGIA DE ENGENHARIA. 1996. *Ensaio de permeabilidade em solos*. 3. ed. 31p. (Boletim, 4).
- AZAMBUJA, E.; CANCELIER, D. B.; NANNI, A.S. 2001 . *Contaminação dos solos por LNAPL: discussão sobre diagnóstico e remediação*. Disponível. em:< www.azambuja.com.br/acervo/geosul2000.pdf > Acesso em jun. 2001.
- BAHIA, M.A . S. 1998. *Caracterização biogeoquímica de águas subterrâneas da zona urbana de Porto Velho – RO*. Belém, Universidade Federal do Pará. Centro de Geociências -.129p. (Dissertação de Mestrado).
- BARÇA, M.P. 1992. Nitratos em águas subterrâneas no meio urbano. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE GEOLOGIA,37., São Paulo.. *Anais...* São Paulo, SBG.v.2, p. 200-201.
- BATALHA, B. H. L. 1989, *Fossa*. Série Manuais/ Secretaria do Meio Ambiente, ISSN 0103 – 2623, CETSSB, SÃO Paulo.
- BAXTEX, K.M. & CLARK,L. 1984. Effluent recharge. The effects of effluent recharge on groundwater quality. Technical Report 199, Water Research Centre, United Kingdom.
- BENETTI, B.L. 1999. *Avaliação do potencial de atenuação natural de hidrocarbonetos monoaromáticos de petróleo em presença de etanol*. Florianópolis, Universidade federal de Santa Catarina. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental. 70P (Dissertação de Mestrado).
- BICALHO, K.V. 1997. *Dissolução de gasolina em presença de água e etanol*. Rio de Janeiro, Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro..163 p. (Tese Doutorado).
- BORDEN, R. C. ; GOMEZ, C. A .; BECKER, M.T. 1994. Geochemical indicators of intrinsic bioremediation. *Ground Water* **33** (2): 180 -189.

- BORGES, M.S & ANGÉLICA, R.S. 1986. *Levantamento geológico da ilha de Mosqueiro, estado do Pará*. Belém: Universidade Federal do Pará. Centro de Geociências. 33p. (Iniciação Científica).
- BRASIL. Ministério da Saúde. 2000. Portaria n 1.469 de 29 de dezembro de 2000. Estabelece os procedimentos e responsabilidades relativos ao controle e vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade, e dá outras providências. Brasília: Gabinete do Ministro da Saúde.
- BRAZ, V.M. 1985. *Estudo da qualidade da água de abastecimento da zona urbana de Belém*. Belém. Centro de Geociências - Universidade Federal do Pará.. 167p. (Dissertação de Mestrado).
- BRATBERG, D.; HOPKINS, L. 1995. *Risk based corrective action and risk assessment procedures in United States: a 1995 Survey*. In: Proceedings of the 1995 petroleum hydrocarbon and organic chemicals in ground water: Prevention, detection, and restoration conference, Houston, Texas, Nov. p.25-31.
- CANTER, L.W., KNOX,R.C.; FAIRCHILD,D.M. 1987. *Groundwater quality protection*. Chelsea, Lewis Publishers. 300p.
- CAVALCANTE, I.M; VASCONCELOS, S.M.S.; ARAÚJO, A.L.; LEAL, S.E.C.; BIANCHI, L.1990. Qualidade das águas subterrâneas de Fortaleza-CE. *Revista de geologia*, **5**:115-124.
- CENTER FOR DISEASE CONTROL AND PREVENTION. 1996. Spontaneous abortions possibly related to ingestion of nitrate – contaminated well water – LaGrange Country, Indiana, 1991 –1994.p.569-572. (Morbidity and Mortality Weekly Weekly report, 45).
- CHAPELLE, F.H. 1993. *Ground-Water Microbiology and Geochemistry*. Ed. John Wiley & Sons.424p.
- CHETTRI, M. & SMITH,G.D. 1995. Nitrate pollution in groundwater in selected districts of Nepal. *Hydrogeology Journal*, **3**, (1).

- COMPANHIA DE DESENVOLVIMENTO DA ÁREA METROPOLITANA DE BELÉM. 1999.
- Base digital CD-Room.
- CONRAD, M. E.; DALEY, P.F.; FISCHER, M.L; BUCHANAN, B.B; LEIGTON, T. ;
KASHGARIAN, M. 1997, Combined ^{14}C and ^{13}C monitoring of in situ biodegradation of
petroleum hydrocarbons. *Environ. Sci. Technol.* **31**(5): 1463 – 1469.
- CORDAZZO, J. 2000. *Modelagem e simulação numéricas do derramamento de gasolina
acrescida de álcool em águas subterrâneas*. Santa Catarina, Universidade Federal de Santa
Catarina, Centro Tecnológico 111p. (Dissertação de Mestrado).
- CORSEUIL, H.X.. 1992. *Enhanced degradation of monoaromatic hydrocarbons in sandy aquifer
materials by inoculation using biologically active carbon reactants*. Ann Arbor, MI, EUA.
(PhD dissertation).
- CORSEUIL, H.X. & ALVAREZ, P. J.J. 1996. Natural Bioremediation Perspective for BTX-
Contaminated Groundwater in Brazil: Effect of Ethanol. *Wat. Sci. Tech.* **34**, (7-8): 311-318.
- CORSEUIL, H.X; & FERNANDES, M. 1999. Efeito do etanol no aumento da solubilidade de
compostos aromáticos presentes na gasolina brasileira. *Revista Engenharia Sanitária e
Ambiental*, **4** (1): 71-75.
- CORSEUIL, H.X. & MARINS, M.D.M. 1997. Contaminação de Águas Subterrâneas por
Derramamentos de Gasolina: O Problema é Grave? *Revista Engenharia Sanitária e
Ambiental*, **2** (2): 50-54.
- CORSEUIL, H. X., SANTOS, R. F., FERNANDES, M. 1996. Contaminação de aquíferos por
derramamentos de gasolina e álcool. In: SIMPÓSIO LUSO-BRASILEIRO DE
ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 6: Florianópolis. *Anais...* ABES, v.1. p.1-10.
- CORSEUIL, H.X; & WEBER, W. J. 1994 – Inoculation of contaminated soil with enriched
indigenous microbes to enhance bioremediation rates. *Water. Res.*, **28** (6): (1407-1414).

- CORTEZ, C.M.B.;TAGLIARINI, E.M.;TANCREDI, A.C.F.N.S. 2000. Utilização de águas minerais dos aquíferos do Grupo Barreiras na região de Belém (PA). In: JOINT WORLD CONGRESS ON GROUNDWATER, 1. Fortaleza (CE) – CD-ROOM.
- COSTA, M.L. 1991. Aspectos geológicos dos lateritos da Amazônia- *Revista Brasileira de Geociências*, **21**:146-160.
- COSTA, M.L.; ANGÉLICA, R.S.; AVELAR, J. O . G. 1991. Outeiro e Mosqueiro: Exemplos de evolução laterítica imatura. In: SIMPÓSIO DE GEOLOGIA DA AMAZÔNIA, 3., Belém. *Anais ... Belém, SBG*. 479 – 494p.
- COSTA, T. C. D. 2001. *Análise crítica das metodologias gerais de mapeamento geotécnico visando formulação de diretrizes para a cartografia geotécnica no trópico úmido e aplicação na região metropolitana de Belém, escala 1:50.000*. Belém. Centro de Geociências- Universidade Federal do Pará. 2v. (Tese de Doutorado).
- COZZARELLI, I.M.; HERMAN, J.S.; BAEDECKER, M.J; FISCHER, J.M. 1999. Geochemical heterogeneity of a gasoline-contaminated aquifer. *Journal of contaminant hydrology* **40**: 261 – 284.
- CUSTÓDIO, E; & LLAMAS,M.R.1976. *Hidrologia subterrânea*. Barcelona, Omega.v.2.
- DESIMONE, L.A & HOWES, B.L. 1998. Nitrogen transport and transformations in a shallow aquifer receiving wastewater discharge: a mass balance approach. *Water Resour. Res.*,**34**: 271 – 285.
- DEWALLE, F.B. 1981. Failure analysis of large septic tank systems. *Journal of the Environmental Enginnering Division*, ASCE,107: 229-240.
- DOMINICO, P.A . & SCHWARTZ, F. 1990. *Physical and chemical hydrogeology*. John Wiley & Sons, Inc., 824p.
- ESTEVES, F. de A. 1988. *Fundamentos de limnologia*. Rio de Janeiro. Editora Interciência Ltda/FINEP.575p.

- EVANS, P.J.; MANG, D.T.; YOUNG, L.Y. 1991. Degradation of toluene and m-xylene and transformation of o-xylene by denitrifying enrichment cultures. *Applied and Environmental Microbiology*. **57** (2): 420 – 454.
- FARIAS, E. S.; NASCIMENTO, F. S.; FERREIRA, M.A.A. 1992. *Área de Belém/Outeiro*. Belém, Universidade Federal do Pará. Centro de Geociências. 247p. (Relatório Final de Estágio de Campo III) .
- FEITOSA, F. A . C. & M. FILHO, J. (Coord.) 1997. *Hidrogeologia: conceitos e aplicações*. Fortaleza: CPRM, UFPE, LABHID, 412 p.
- FENZL, N. 1988 . *Introdução à hidroquímica*. Belém; Universidade Federal do Pará, 189p.
- FERIGIN, A .; RAVINA, I.; SHALHEVERT, J. 1991. Irrigation with treated sewage effluent: Management for Environment Protection. Springer, Berlin ISBN. 3-540- 50804-4.
- FERNANDES, M. 1997. *Influência do etanol na solubilidade de hidrocarbonetos monoaromáticos em aquíferos contaminados com gasolina*. Florianópolis: Universidade Federal de Santa Catarina. 112p. (Dissertação de Mestrado em Engenharia Ambiental)
- FERREIRA, L.M.R. 1999. *A prática de disposição de efluentes domiciliares in situ e os impactos nas águas subterrâneas. Estudo de caso: município de Campinas, São Paulo*. Universidade Federal de São Paulo. Instituto de Geociências. 136p. (Dissertação de Mestrado).
- FERREIRA, L.& HIRATA, R. 1993. Determinação de riscos de contaminação das águas subterrâneas por sistemas de saneamento *in situ*. Estudo de caso: Município de Campinas/SP. In: CONG.BRAS.REC.HÍDRICOS, 10, Gramado. *Anais...* Porto Alegre, ABRH.
- FETTER, C. W. 1993. *Contaminant Hydrogeology*. New Jersey: Prentice-Hall, 458p
- FETTER, C. W. 1994. *Applied Hydrogeology*. 3 ed. New Jersey: Prentice-Hall, 691p.
- FIGUEREDO, E.M. 1990. Análise da contaminação por nitrato no aquífero livre e semi-confinado na área urbanizada de Natal(RN). *Revista da Associação de Águas Subterrâneas*. Ago.:75-85.

- FINOTTI, A.R.; CAICEDO, N.O.L.; RODRIGUES, M.T.R. 2001. Contaminações subterrâneas com combustíveis derivados de petróleo: toxicidade e a legislação brasileira – *Revista de Recursos Hídricos*, 6. (2) : 29-46p.
- FIRTA, I.N. 2000. *Extensão de pluma em aquíferos contaminados por derramamentos de gasolina sob influência de etanol*. Florianópolis: Universidade Federal de Santa Catarina. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental. 89p. (Dissertação de Mestrado).
- FORD, M. & TELLAM, J. H. 1994. Source, type and extent of inorganic contamination within the Birmingham urban aquifer system, UK. *Journal of Hydrology* **156**: 101-135.
- FOSTER, S.; HIRATA, R. ; ROCHA, G. A. 1988. Risco de poluição de águas subterrâneas: uma proposta metodológica de avaliação regional. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 5. São Paulo. *Anais ...ABAS*. p.175 - 185.
- FOSTER, S. & HIRATA, R. 1993. *Determinação do risco de contaminação das águas subterrâneas*: Um método baseado em dados existentes. São Paulo: Universidade de São Paulo. Instituto Geológico. 92p. (Boletim, 10).
- FRANCISCO, B. H., FERREIRA, C. S. 1988. As relações da Formação Pirabas (Oligoceno-Mioceno) com as Formações continentais terciárias no nordeste do Pará. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE GEOLOGIA, 35. Belém, *Anais do...* Belém: SBG, v. 2 p. 761 – 764.
- FREEZE, R. A. & CHERRY, J. A. 1979. *Groundwater*. New Jersey, Prentice-Hall. 604p
- GASPAR, M.T.P. 2001. *Avaliação dos impactos da ocupação urbana sobre as águas da bacia Hidrográfica do igarapé Mata Fome, Belém – Pa*. Belém, Universidade Federal do Pará. Centro de Geociências. 112p. (Dissertação de Mestrado)
- GAUDETTE, H. E.; FLIGHT, W. R.; TONER, L.; FOLGER, D. W. 1974. An expressive titration method for the determination of carbon organic in recente sediments. *Journal of Sedimentary Petrology*, **1**(44): 249-253.
- GIBBS, R.J. 1972. Water chemistry of the Amazon River. *Geochimica cosmochimica acta*. **36** (9): 1061-1066.

- GÓES, A. M. 1981. *Estudo sedimentológico dos sedimentos Barreiras, Ipixuna e Itapecuru, no Nordeste do Pará e Noroeste do Maranhão*. Belém, Universidade Federal do Pará. Centro de Geociências. 55p. (Dissertação de Mestrado).
- GÓES, A. M. & TRUCKENBRODT, W. 1980. Caracterização faciológica e interpretação ambiental dos sedimentos Barreiras na Região Bragantina, nordeste do Pará. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE GEOLOGIA, 31, Camboriú. *Anais...SBG*, v. 2, p. 766-771.
- GUIGUER, N. 2000. *Poluição das águas subterrâneas e do solo causada por vazamentos em postos de abastecimento*. Waterloo Hydrogeologic Inc.
- GUIMARÃES, G. de A. ; BASTOS, J. B.; LOPES, E. C. 1970. *Métodos de análise física, química e instrumental de solos*. Belém, Instituto de Pesquisas em Experimentação Agropecuária do Norte – IPEAN. 112p. (Série: Química de solos).
- HAMDI, M.. 2000. Competition for scarce groundwater in the Sana's Plain, Yemen. A study on the incentive systems for urban and agricultural water use. IHE PhD Tesis, Balkema Publishers, ISBN. 9054104260.
- HANTZSCHE, N. N. & FINNEMORE, E. J. 1992. Predicting Ground-Water Nitrate-Nitrogen Impacts. *Ground Water*, **30** (4): 490-499.
- HARMAN, J. ; ROBERTSON, W. D.; CHERRY, J. A.; ZANINI, L. 1996. Impacts on a sand aquifer from an Old Septic System: Nitrate and Phosphate. *Ground Water*, **34** (6): 1105 – 1114.
- HARMSSEN, E. W., CONVERSE, J.C., ANDERSON, M.P., .1991a. Application of the Monte Carlo simulation procedure to estimate water-supply well/septic tank-drainfield separation distances in the Central Wisconsin sand plain. *Journal of Contaminant Hydrology*, **8**: 71-109.
- HARMSSEN, E. W., CONVERSE, J.C., ANDERSON, M.P., HOOPES, J.A. 1991b. A model for evaluating the three-dimensional groundwater dividing pathline between a contaminant source and a partially penetrating water-supply well. *Journal of Contaminant Hydrology*, **8**: 91-109 .

- HASSUDA, S.& MAXIMIANO,A. 1999. Utilização de *softwares* em áreas contaminadas com hidrocarbonetos (postos de serviços). *Jornal ABASINFORMA*. N. 96 nov. p.10.
- HEATHWAITE, A.L.; BURT,T.P.; TRUDGILL,S.T.1993. Overview – nitrate issue. In: BURT,T.P; HEATHWAITE., A. L.; TRUDGILL,S.T. *Nitrate: processes, patterns and managements*. England, Wiley & Sons, p.3-24.
- HILLEL, D. 1988. *Movement and retention of organic in soil; A review and a critique of modeling*. In: KOSTECKI, P. T. , CALABRESE, E. L. J. *Petroleum contaminated soils – Volume 1*. Chelsea: Lewis Publishers. 81 –96p.
- HIRATA, R. 2000. *Estudo da contaminação por nitrato no distrito de Tibiriça, Bauru*. São Paulo. Universidade de São Paulo. Instituto de Geociências. 32p. (Relatório técnico).
- HIRATA, R. – 1993a. *Gestão da qualidade das águas subterrâneas no estado de São Paulo: bases técnicas para a implantação de uma Política de Proteção e controle*. São Paulo, Universidade de São Paulo, Instituto de Geociências-. 49p.(Exame de qualificação).
- HIRATA, R. 1993b. Os Recursos hídricos subterrâneos e as novas exigências ambientais. *Revista do Instituto Geológico*.
- HIRATA, R..1994. *Fundamentos e estratégia de proteção e controle da qualidade das águas subterrâneas. Estudo de casos no estado de São Paulo*. São Paulo, Universidade de São Paulo. Instituto de Geociências.195p. (Tese de Doutorado).
- HIRATA, R. ; FERREIRA, L.M.R. 2001. Os aquíferos da Bacia Hidrográfica do Alto Tietê: Disponibilidade Hídrica e vulnerabilidade à poluição. *Revista Brasileira de Geociências*. **31** (1): 34-50p.
- HUNT, J. R.; SITAR, N.; UDELL, K. S. 1988. Nonaqueous phase liquid transport and cleanup: 1 – Analysis of mechanisms. *Water Resources Research*, **24** (8): 1247-1258.
- HUTCHINS, S. R. 1991. Biodegradation of monoaromatic hydrocarbons by aquifer microorganism using oxygen, nitrate, or nitrous oxide as terminal electron acceptor. *Applied and Enviromental Microbiology*. **57** (8): 2403 –2407.

- INMET.. Instituto Nacional de Meteorologia *Dados climáticos da estação de Belém*. Disponível em : < <http://www.inmet.gov.br> > acesso em: 11 de maio de 2000.
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. 1991. *Censo demográfico do Pará*.
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. 2000. *Censo demográfico do Pará*.
- KANFI,Y.; RONRN,D.; MAGATRIZ,M. 1983. Nitrate trends in coastal plain aquifer of Israel. *Journal of Hydrology*,**66**:331-421.
- KATZ,B.G; LINDNER,J.B; RAGONE,S.E. 1980. A comparison of nitrogen in shallow ground water from sewred and unsewered areas, Nassau Country, New York, from 1952 through 1976. *Ground Water* , **18** (6): 607-616.
- KOCH Jr. & LINK, R.F. 1971. *Statistical analysis of geological data* New York: Jonh Willey & Sons. Inc. 2v.
- KULKAMP, M.S.; CORSEUIL, H.X.; AMORIM JR.; C.J. 2002. Influência do etanol na biodegradação de hidrocarbonetos de petróleo em um aquífero contaminado com uma mistura de diesel etanol.. In: CONGRESSO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 11., Florianópolis. *Anais...Florianópolis* , ABAS. CD ROOM.
- LANDIM, P. M. B. 1997. *Análise estatística de dados geológicos*: São Paulo: UNESP, 226p.
- LEE ,J.Y.; CHEON, J.Y.; LEE, K.K.; LEE, S.Y.; LEE, M.H. 2001. Factors affecting the distribution of hydrocarbon contaminants and hydrogeochemical parameters in a shallow sand aquifer. *Journal of Contaminant Hydrology* . **50**: 139-158p.
- LEE, S. MACAVOY, D. C., SZYDLIK, J., SCHNOOR, J.L. 1998. Modeling the fate transport of household chemicals in septic systems. *Ground Water*.**36**(1): 123-132.

- LEMONS, R.C. & SANTOS, R. D. 1991. Manual de descrição e coleta de solo na campo. SOCIEDADE BRASILEIRA DE CIÊNCIA DO SOLO. Comissão de método de trabalho de campo, Serviço Nacional de levantamento e conservação de solos. 45p.
- LEWIS, W.J.; FOSTER, S.S.D; DRASAR, B.S.; 1988. Analisis de contaminacion de las águas subterráneas por sistemas de saneamento basico. CEPIS (Technical report OPS-OMS-HPE, CEPIS, LIMA, PERU).
- LICHT, O. A B. 1998. *Prospecção geoquímica: princípios, técnicas e métodos*. Rio de Janeiro: CPRM. 236p.
- LIMA, W.N, KOBAYASHI, C.C., 1988. Sobre o quimismo predominante nas águas do sistema flúvio-estuarino de Barcarena-PA, *Geochimica Brasiliensis*, 2 (1):53-71.
- LIMA, L. M. 2000. *Estudo do comportamento subsuperficial dos compostos nitrogenados em bairros densamente povoados de Belém*. Universidade Federal do Pará. Centro de Geociências. Departamento de Geologia. 60p. (Trabalho de Conclusão de Curso -TCC).
- LITTLE, J. C.; DAISEY, J. M.; NAZAROFF, W. W. 1992. *Environmental Science & Technology*, 26 (11): 2058 – 2065.
- LLOYD, J.W. & HEATHCOTE, J.A . 1985. *Natural inorganic hydrochemistry in relation to groundwater. An introduction*, Oxford University Press, New York.
- MACKAY, D. M.; ROBERTS, P. V., CHERRY, J. A . 1985. Transport of organic contaminants in groundwater. *Environmental Science & Technology*, 19 (5): 384 – 392.
- MACQUARRIE, K.T.B. & SUDICKY, E. A. 2001. Multicomponent simulation of waster-derived nitrogen and carbon in shallow unconfined aquifers: I Model formulation and performane, *Journal of Contaminant Hydrology*, 47: 53-84.
- MACQUARRIE, K.T.B.; SUDICKY, E. A.; ROBERTSON, W. D. 2001. Multicomponent simulation of waster-derived nitrogen and carbon in shallow unconfined aquifers: II Model application to a field site. *Journal of Contaminant Hydrology*, 47: 85-104.

- MALAVALTA, E. 1976. *Manual de química agrícola: nutrição de plantas e fertilidade do solo*. São Paulo, Agronômica Ceres. 526p.
- MATTA, M. A . S. 2002. *Fundamentos hidrogeológicos para a gestão integrada dos recursos hídricos da região de Belém/Ananiudeua – Pará – Brasil*. Belém, Universidade Federal do Pará. Centro de Geociências. 292p. (Tese de Doutorado)
- MAXIMIANO, A.M.S.; CUNHA, R.C.A .; HASSUDA, S. 2000. Uma proposta de *risk based screening level* (RBSL) para a região metropolitana de São Paulo utilizando o procedimentos *risk based corrective action* (RBCA) – ASTM. In: CONGRESSO MUNDIAL INTEGRADO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 1, Fortaleza, *Anais...Fortaleza*.ABAS/ALHSUD. CD ROOM.
- MELO, J. G.1995. *Impactos do desenvolvimento Urbano nas águas Subterrâneas de Natal/RN*. São Paulo. Universidade de São Paulo. Instituto de Geociências. p.195 .(Tese de Doutorado).
- MELO, J. G. 2001. Águas subterrâneas em ambientes urbanos – o caso da cidade de Natal/RN. In: ENCONTRO NACIONAL DE PERFURADORES DE POÇOS, 12. Olinda. & SIMPÓSIO DE HIDROGEOLOGIA DO NORDESTE, 4, Olinda . *Anais...* Olinda, ABAS. 121 – 130p.
- MELO, J.G.;QUEIROZ, M.A.;HUNZIKER, J.,1998. Mecanismos e fontes de contaminação das águas subterrâneas de Natal/RN por nitrato. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS,10, São Paulo. *Anais...*São Paulo. CD-ROOM.
- MELO, J.G.; REBOUÇAS,A.C.; QUEIROZ, M.A. 1996.Contaminação de águas subterrâneas por nitrato na zona sul de Natal, RN. *Revista Águas Subterrâneas* (15): 71-81.
- MENEZES,L.B.C. 1985. *Estudo da águas destinadas ao consumo da população das baixadas da cidade de Belém- PA (bairro da Sacramento). Avaliação da qualidade sob os aspectos físico-químicos, bioquímicos e bacteriológicos*. Belém, Universidade Federal do Pará. Centro Geociências. 145p. (Dissertação Mestrado).

- MESTRINHO, S.S.P. 2000. *Geoquímica e contaminação de águas subterrâneas*. Belém. Universidade Federal do Pará. Centro de Geociências. 118p (Apostila do curso de Especialização de Hidrogeologia)
- MONTEIRO, M.P. 1997. *Estudos de percolação e dispersão de efluentes de fossas sépticas no solo*. Brasília. Universidade de Brasília, p.154. (Dissertação de Mestrado).
- MORENO, F.N. & CORSEUL, H. X. 1999. Uso do Chorão (*Salix Babilônica*) na remediação de águas subterrâneas. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA É AMBIENTAL, 10, Rio de Janeiro, *Anais...* Rio de Janeiro, ABES. p. 174 –181.
- OLIVEIRA, E .1992. *Contaminação de aquíferos por hidrocarbonetos provenientes de vazamentos de tanques de armazenamento subterrâneo*. São Paulo. Universidade de São Paulo. Instituto de Geociências. p.112. (Dissertação de Mestrado).
- OLIVEIRA, E. 2000. Hidrogeologia ambiental. Conferência internacional de hidrocarbonetos. Etanol em destaque. *Jornal ABASINFORMA*. Dez. p.10.
- OLIVEIRA, E.; BARKER, J.F.; CHATZIS, I. 2000. Gasoline-water-ethanol interactions and fluid properties. In: 2000 Petroleum Hydrocarbons and Organic Chemicals in Ground water: Prevention, Detection and remediation. Anaheim, California. 11-21p.
- OLIVEIRA, E., CLEARY, R.W.; CUNHA, R.C. A; PACHECO, A . 1990. Gasoline Hydrocarbons Graundwater Pollution Potential in Metropolitan São Paulo. In: INTERNATIONAL SEMINAR OF POLLUTION. PROTECTION AND CONTROL OF GRAUND WATER. IAWPRO-ABAS. Porto Alegre. RS.
- OLIVEIRA, L.I & LOUREIRO, C.O., 1998. Contaminação de aquíferos por combustíveis orgânicos em Belo Horizonte. Avaliação Preliminar. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 10, São Paulo...*Anais*. São Paulo- SP. CD-ROOM
- OLIVEIRA, W. ; TAGLIARINI, M. TANCREDE, A . C. F. N. S.; PACHECO, L. F. C. 2002. Contaminação por compostos de petróleo na área do residencial Olympus – Belém/Pa. In XII CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 12, Florianópolis –SC. . CD-ROOM.

- PACHECO, A.J. & CABRERA, A. 1997. Groundwater contamination by nitrates in the Yucatan Peninsula, Mexico. *Hydrogeology Journal*, **5** (2): 47- 53.
- PEHRMB. 2001. *Projeto de estudos hidrogeológicos da região Metropolitana de Belém e Adjacências*. Belém. CPRM. 88p (Relatório final).
- PEREIRA, M.A.C. & OLIVEIRA, E. 2000. The Effects of gasoline and ethanol mixture on the thickness of the free phase in monitoring well compared to pure gasoline. In: 2000 Petroleum Hydrocarbons and Organic Chemicals in Ground water: Prevention, Detection and remediation. Anaheim, California. 245-251.
- PEREIRA, R. P.; OLIVEIRA, W.; TANCREDI, A. C. F.N. S. 1993. *Águas subterrâneas da região Metropolitana de Belém – SEICOM/PA - INPA*. 9p.
- PETROBRAS. 2000. *Dados da composição química da gasolina brasileira*. Disponível em: < <http://www.petrobras.com.br/portugue/canalch/gasolin.htm> > Acesso em: 15 de mar. de 2000.
- PINHEIRO, R.V.L. 1987. *Estudo Hidrodinâmico e Sedimentológico do Estuário Guajará – Belém*. Universidade Federal do Pará. Centro de Geociências- (Dissertação de Mestrado). 164p.
- PIRATOBA, M. G. 2002. *Avaliação ambiental dos recursos hídricos, solos e sedimentos de abrangência do depósito de resíduos do Aurá*, Belém, Universidade Federal do Pará. Centro de Geociências. 240p. (Tese de Doutorado)
- PTACEK, C. J. 1988. Geochemistry of a septic-system plume in a coastal barrier bar, Point Pelee, Ontario, Canada. *Journal of Contaminant Hydrology*, **33**, 293-312.
- REBOUÇAS, A. C. 1996. *Contribuição ao estudo do comportamento do cromo na zona não saturada e saturada*. São Paulo,. Universidade de São Paulo. Instituto de Geociências. 85p. (Dissertação de Mestrado).
- REMAS. Laboratório de remediação de águas subterrâneas. *Modelo de análise de risco para locais contaminados com hidrocarbonetos de petróleo e álcool*. Disponível: em < <http://www.remas.ufsc.br/petrobras.htm>.> Acesso em: 10 de fev. de 2001.

- ROBERTSON, F.N., 1979. Evaluation of nitrate in the ground water in the Delaware coastal plain. *Ground Water*, **4**:328-337.
- ROBERTSON, W.D.; & BLOWES, D.W. 1995. Major ion and trace metal geochemistry of an acidic septic – system plume in silt. *Ground Water*, **33** (2): 275-283.
- ROBERTSON, W.D.; CHERY, J.A.; SUDUDICKY, E.A. 1991. Ground – Water contamination from two small septic systems on sand aquifer. *Ground Water*, **29** (1): 82-92.
- RODRIGUES, E. P.; YAMAMOTO, J. K.; DOZZI, L. D.S.; COSTA, M. O. 1987. Tratamento estatístico e análise dos dados químicos e petrográficos do complexo Alcalino de Anitápolis (SC). In.: CONGRESSO BRASILEIRO DE GEOQUÍMICA, 1, Porto Alegre, RS, *Anais...* Porto Alegre, SBGq. p. 253 –273. 1v.
- ROSSETTI, D. F. 1988. *Reconstituição paleoambiental do Grupo Barreiras no nordeste do Pará*: (Relatório Final). CNPq . Aperfeiçoamento Científico. 84p.
- ROSSETTI, D. F.; GÓES, A. M.; TRUCKENBRODT, W. 1990. A influência marinha nos sedimentos Barreiras. *Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi*, Série Ciências da Terra, **2**: 17-29.
- ROSSETTI, D. F.; TRUCKENBRODT, W.; GÓES, A. M. 1989. Estudo paleoambiental e estratigráfico dos sedimentos Barreiras e Pós-Barreiras na Região Bragantina, nordeste do Pará. *Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi*, **1** (1): 25-74.
- SÁ, J.H.S. 1969. Contribuição a geologia dos sedimentos terciários e quaternários da Região Bragantina. *Bol. Inst. Geol.*, Rio de Janeiro, **3**:21 – 26.
- SANTOS, A. C. 1997. Noções de hidroquímica. In.: FEITOSA, F. A. C. & FILHO, J. M. (Coords). *Hidrogeologia: conceitos e aplicações*. Fortaleza: CPRM, UFPE, LABHID. 412 p.
- 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-128p. (Dissertação Mestrado).

- SCHOELER, H. 1962. *Les eaux sauterrainer*. 1962. Paris., Masson. 642p.
- SCHUBERT, C.; KNOBELOCH, L.; KANAREK, M.S.; ANDERSON, H.A 1999. Public response to elevated nitrate on drinking water wells in wisconsin. *Archives of Environmental Health*, **54** (4).
- SEICOM. 1995 *Plano diretor de mineração em áreas urbanas: região metropolitana de Belém e adjacências*. 211p.
- SILVA, A . B. 1984. Evolução química das águas subterrâneas. *Revista Águas Subterrâneas*. **7**: 5-12.
- SILVA, S.O . & LOEWENSTTEIN,P. 1968. Contribuição à geologia da Folha de São Luis (AS-23) no estado do Pará – novas localidades e razão magnésio – cálcio do calcário. Belém, *Bol. Mus. Par. Emilio Goeldi, Série Geologia*, **12**, 17.
- SILVER, B.A. & FIELDEN,J.R. 1980. Distribution and probable source of nitrate in ground water of Paradise Valley, Arizona, *Ground Water*, **18**:244-251.
- SIOLI, H. 1960 – Pesquisas limnológicas na região de Estrada de ferro de Bragança,estado do Pará, Brasil. Boletim Técnico do Instituto Agrônômico do Norte. Nº 37.91p.
- SIQUEIRA, W. S. 2000. *Avaliação preliminar dos fatores de riscos das águas subterrâneas em áreas de postos de combustíveis no município de Belém*. Belém,Universidade Federal do Pará. Centro de Geociências. Departamento de Geologia. (Trabalho de Conclusão de Curso -TCC).
- SOMASUNDARAN,M.V.; RAVINDRAM,G.; TELLAM,J.H. 1993. Groundwater pollution of the Madras urban aquifer, India. *Groundwater*, **3**:4-11.
- SOUZA, E.L . 1996 . *Fatores controladores do quimismo de águas subterrâneas da Região Nordeste do Pará*. Belém, Universidade Federal do Pará. Centro de Geociências- 141p. (Tese de Doutorado)
- SOUZA,E.L. & CABRAL. N.M.T. 2002. Projeto água e saúde: Uma interação entre Hidrogeologia e sociedade . Belém, UFPA/Hospital Barros Barreto. 40p. (Relatório técnico).

- STATSOFT, Inc. (2000). STATISTICA for Windows [Computer program manual]. Tulsa, OK: StatSoft, Inc., 2300 East 14th Street, Tulsa, OK, 74104-4442, (918) 749-1119, fax: (918) 749-2217, e-mail: info@statsoft.com, WEB: <http://www.statsoft.com>.
- STUMM, W. & MORGON, J.J. 1996. *Aquatic chemistry*. 3: ed. New York, Wiley interscience Publication. 1022p.
- SZIKSZAY, M.; KIMMELMANN, A.A.; HYPOLITO, R.; FIGUEIRA, R.M.; SAMESHIMA, R.H., 1990. Evolution of the chemical composition of water passing through the unsaturated zone to ground water at an experimental site at the University of São Paulo, Brazil. *Journal of Hydrology*, **118**: 175-190.
- TANCREDI, A.C. N. S. 1996. *Recursos hídricos subterrâneos de Santarém fundamentos para uso e proteção*. Belém. Universidade Federal do Pará. Centro de Geociências-. 141p (Tese de Doutorado).
- TIEDJE, J. M. ; SEXSTONE, A .J.; MYROLD, D.D.; ROBINSON, J.A . 1992. Denitrification: Ecological niches, competition and survival. *Journal Microbiology* . **48** (6), 569 – 583.
- TINKER, J.R.JR. 1991. Analysis of nitrate-nitrogen in ground beneath unsewered subdivisions. *Ground Water Monitoring Review*, **2** (1): 141-150.
- THORNTHWAITE, C.W.; MATHER, J.R. 1955. *The water balance*. Publications in climatology. New Jersey; Drexel Institute of Technology, 104p.
- TRUDELL, M.R.; GILLHAM, R.W.; CHERRY, J.A. 1986. An in-situ study of the occurrence and rate of denitrification in a shallow unconfined sand aquifer. *Journal of Hydrology*, **83**: 251-263.
- U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY . 1986a. *Septic systems and ground water protection: An executives' guide*. Technical report, office of Groundwater Protection, Washington, DC.

- U.S.ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY . 1986b. *Test methods for evaluating solid waste*, volume1: laboratory Manual for physical/chemical, EPA 3510/EPA 3540. Washington, United States Environmental Protection Agency, November.
- U.S.ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY.1989. *Risk Assemente Guidance for Superfund, volume I, Human Health Evaluation Manual (Part A)*, EPA/540/1-89/003. Washington,D.C.December. Interim Final.
- U.S.ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. 1995. Drinking water regulations and health advisories.Offices of water . Disponível em: < URL <http://www.epa.gov>. > Acesso em: jun. 2001.
- VARNIER,C. 2001. *O efeito do nitrogênio provenientes de sistemas de saneamento “in situ “na qualidade das águas subterrâneas em aquíferos livres e rasos*. São Paulo, Universidade de São Paulo. Instituto de Geociências. 88P (Dissertação de Mestrado).
- VARNIER,C. & HIRATA,R. 2000. Contaminação da água subterrâneas por nitrato no parque ecologico do Tietê – SP. In: CONGRESSO MUNDIAL INTEGRADO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 1, . *Anais...*Fortaleza. ABAS,ALHSUD. CD ROOM.
- VASCONCELOS,S.M.S.1994. Estimativa da recarga subterrânea a partir do balanço hídrico – Exemplo de Fortaleza, (CE). *Revista de Geologia*, 7:27-34.
- VILHENA, L. ; VALE, S. B. ; MENEZES, L. B.C.; BRAZ, V.N. 1991. Estudo Preliminar da Ocorrência de Nitrato e Ferro na Água Subterrânea de Belém. In: ENCONTRO DE PROFISSIONAIS DE QUÍMICA DA AMAZÔNIA., 7. Belém, *Anais...* p.185-193. Conselho Federal de Química.
- WEETKE, A . C. P. & CAMARGO, O. A . 1972. Adsorção e troca iônica. In: MONIZ,C. (Coord.). *Elementos de pedologia*. São Paulo: Editora Poligano. 500p.
- WILHELM, S. R.; SCHIFF, S.L.; CHERRY, J.A.1994. Biogeochemical evolution of domestic waste water in septic systems:1 Conceptual Model. *Ground Water*,32 (6): 906- 916.

- WILHELM, S. R.; SCHIFF, S.L; ROBERTSON, W.D. 1996. Biogeochemical evolution of domestic waste water in septic systems: 2. Application of Conceptual Model .in Sandy Aquifers. *Ground Water*,. **34** (5): 853– 864.
- ZILBERBRAND, M.; ROSENTHAL, E. SHACHNAI, E. 2001. Impact of urbanization on hydrochemical evolution of groundwater and on unsaturated-zone gas composition in the coastal city of Tel Aviv, Israel. *Journal of Contaminant Hydrology*, (50): 175 – 208.

Anexo A - FORMULÁRIO DE CAMPO PARA REGISTRO DE DADOS E INFORMAÇÕES HIDROCARBONETOS

DADOS CADASTRAIS DO POSTO DE ABASTECIMENTO

1- INFORMAÇÕES E DADOS GERAIS

1.1 IDENTIFICAÇÃO				
A – nome de fantasia:				
B – nome da bandeira:				
C – endereço:				
D – coordenada UTM:				
1.1 – DADOS DO EMPEENDIMENTO				
GOLONAGEM: Nº DE TANQUES/ VOLUME TOTAL/ IDADE DOS TANQUES	GASOLINA:			
	DIESEL:			
	ÁLCOOL:			
NÚMERO DE BOMBAS	GASOLINA:			
	DIESEL:			
	ÁLCOOL			
TIPO DE ESTOCADOS: AÉREA/SUBTER.	GASOLINA			
	DIESEL			
	ALCOOL			
ÁREA DO POSTO(M²)				
OUTROS SERVIÇOS				
CAIXAS SEPARADORAS/ RESPIROS				
PROTEÇÃO CONTRA CORROSÃO				

2- ATIVIDADES SECUNDÁRIAS

- | | | |
|---|------------------------------|------------------------------|
| A – TROCA DE ÓLEO LUBRIFICANTE: | ☐ NÃO | ☐ SIM |
| B - TROCA DE ÓLEO LIBRIFICANTE A VÁCUO | ☐ NÃO | ☐ SIM |
| C – EXISTE BOXE PARA TROCA DE ÓLEO LUBRIFICANTE | ☐ NÃO | ☐ SIM |
| D – QUAL O DESTINO FINAL DO ÓLEO TROCADO | ☐ NÃO | ☐ SIM |
| E - EXISTE BOXE DE LAVAGEM | ☐ NÃO | ☐ SIM |
| F - HÁ CAIXA SEPARADORAS DE ÓLEO | ☐ NÃO | ☐ SIM |
| G – FREQUÊNCIA DE LIMPEZA DE CAIXA SEPARADORA | ☐ NÃO | ☐ SIM |

3 - DADOS CADASTRAIS DA ÁREA DE ENTORNO DO POSTO

USO PRINCIPAL DA ÁREA – RAIO DE 500M

RESIDENCIAL
INDUSTRIAL
COMERCIAL
AGRÍCOLA/PASTORAL
CONSERVAÇÃO NATURAL
HOSPITAL
RECREATIVA
ESCOLA
PORCENTAGEM DE ÁREA PAVIMENTADA OU CONSTRUÍDA
TIPO DE COBERTURA DAS ABERTAS
PORCENTAGEM DE ÁREA SERVIDA DE ESGOTO

3.1 - OUTROS ALVOS POSSÍVEIS CONTAMINANTE

ALVO	TIPO	DISTANCIA	OBS.
POÇOS DE CAPTAÇÃO D'ÁGUA **			
IGARAPÉ/LAGO			

** POÇO DE CAPTAÇÃO (NO ESTABELECIMENTO OU ENTORNO)

A – QUANTOS POÇOS:

B – PROFUNDIDADE: NÍVEL FREÁTICO:

C: PRESENÇA DE ODORES/PELÍCULAS IRIDESCENTE/ FASE LIVRE/INTERFERÊNCIAS:

D: PRESENÇA DE POÇOS DE MONITORAMENTO

4 - INFORMAÇÕES E DADOS HISTÓRICOS INCIDENTES/AÇÕES CORRETIVAS

DATA DO INÍCIO DA ATIVID. ATUAL	
USO ANTERIOR	
TERRENO NATURAL OU ATERRO	
TIPO DO MATERIAL DE ORIGEM	

5 - INCIDENTES: VAZAMENTOS, DERRAMAMENTOS:

TIPO	PRODUTO	QUANT.	DATA	LOCAL

6 - CONTINGÊNCIA CONTRA VAZAMENTO OU INCÊNDIOSIM ☐ NÃO ☐

TIPO:

DATA DA APLICAÇÃO DO FORMULÁRIO:

ANEXO B – CADASTRAMENTO DE POÇOS NA ÁREA DE ENTORNO DO RESIDENCIAL OLIMPUS

ENDEREÇO:

NOME DO PROPRIETÁRIO:

CARACTERÍSTICAS DO POÇO

ESCAVADO () TUBULAR ()

PROFUNDIDADE DO POÇO:

PROFUNDIDADE DO NE:

USO DA ÁGUA: abastecimento doméstico () sem uso ()

Reclamações quanto a qualidade da água: sim () não ().

Em caso positivo:

Data de detecção do problema:

() apresenta odor (especificar)

() apresenta gosto (especificar)

Outros (informar quais):

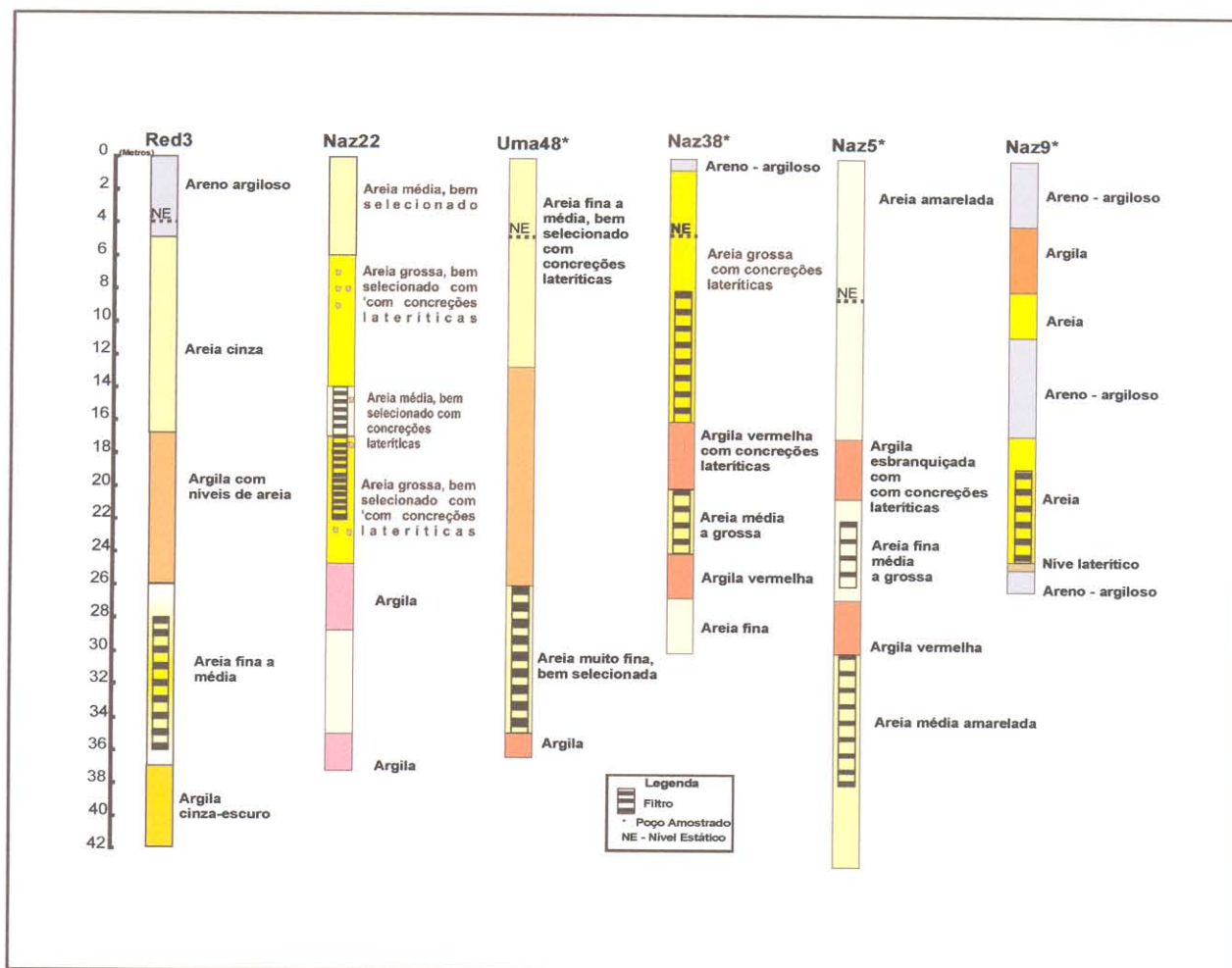
Suspeita de relação consumo da água/doenças (sim) (não)

Especificar:

Nome do responsável pela coleta de informações:

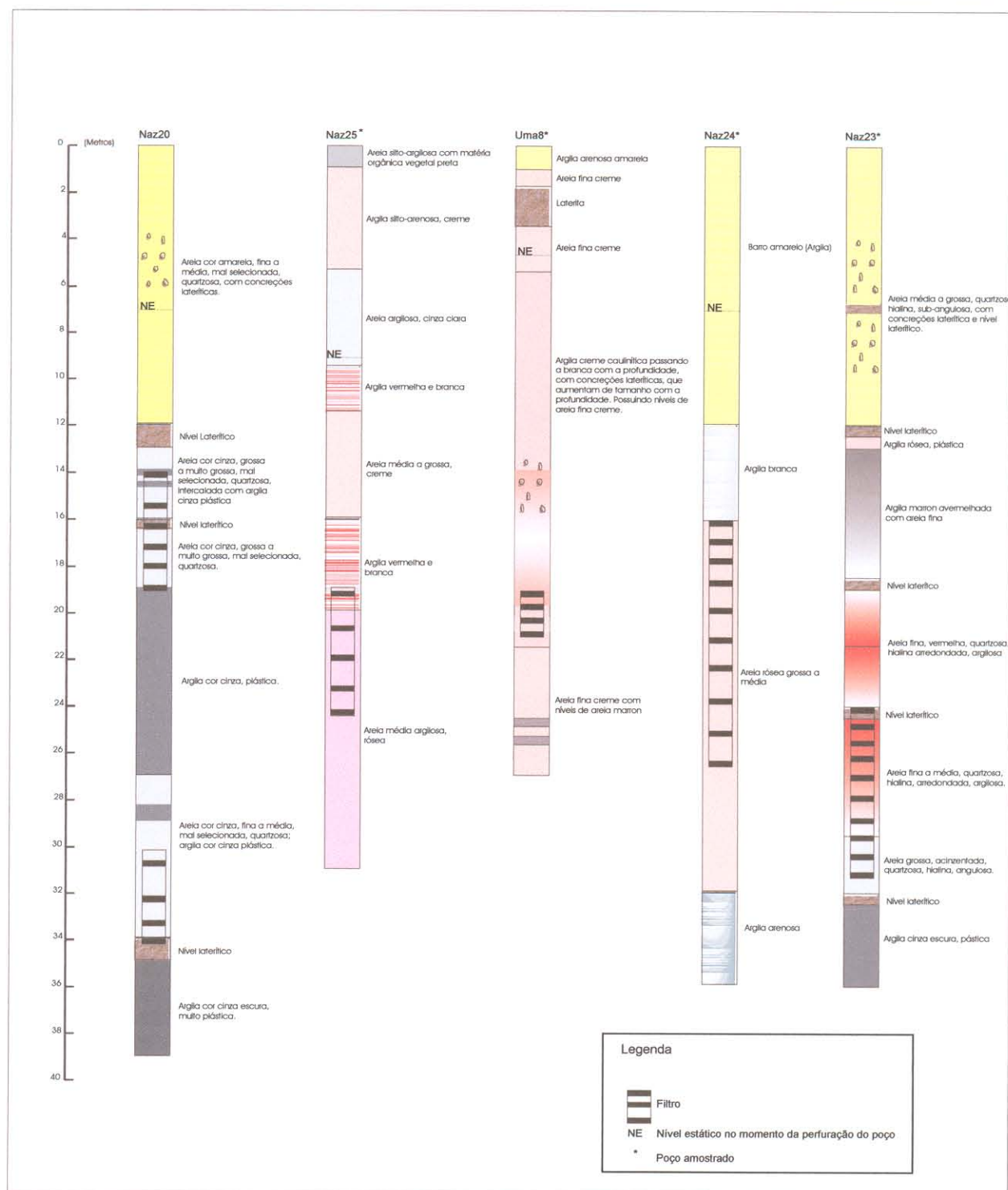
Data:

Anexo C – Perfis litológicos dos poços cadastrados. (NE = medido na época da construção do poço).



Poços amostrados: Uma48, Naz38, Naz5 e Naz9

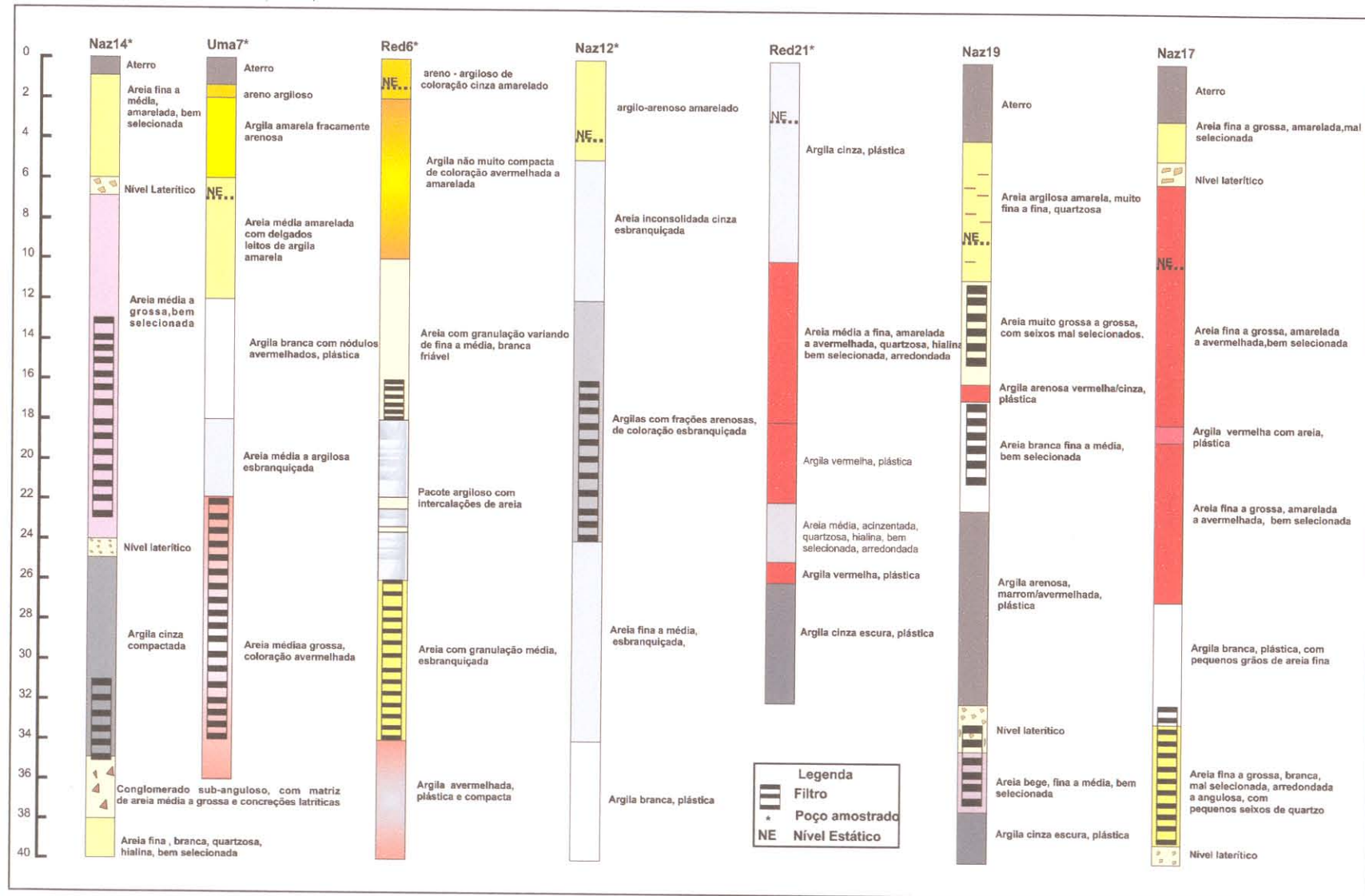
Anexo C – Perfis litológicos dos poços cadastrados. (NE = medido na época da construção do poço).



Poços amostrados: Naz25, Uma8, Naz24 e Naz23.

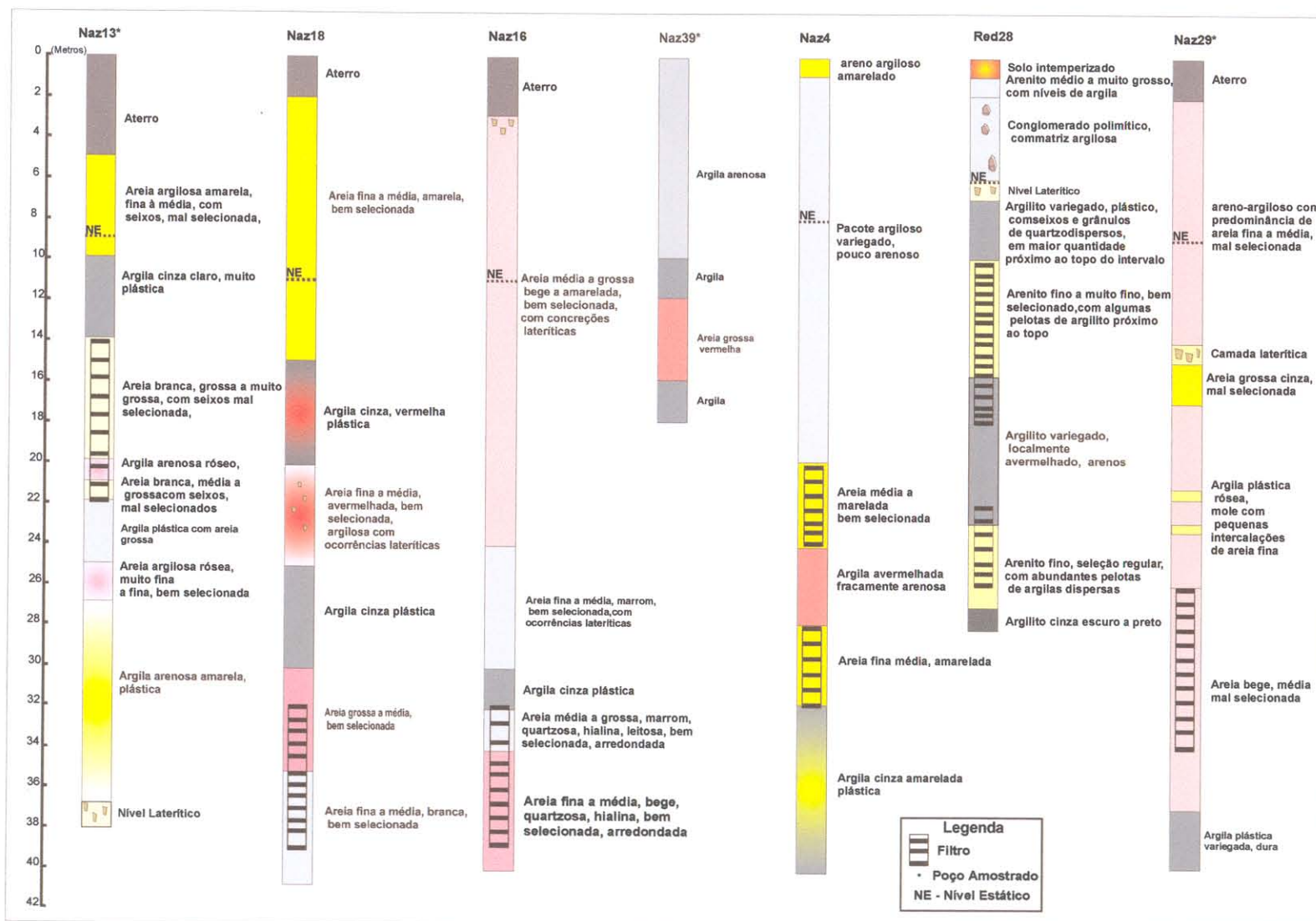
Anexo C – Perfis litológicos dos poços cadastrados. (NE = medido na construção do poço).

Poços amostrados: Naz14, Uma7, Red6, Naz12 e Red21

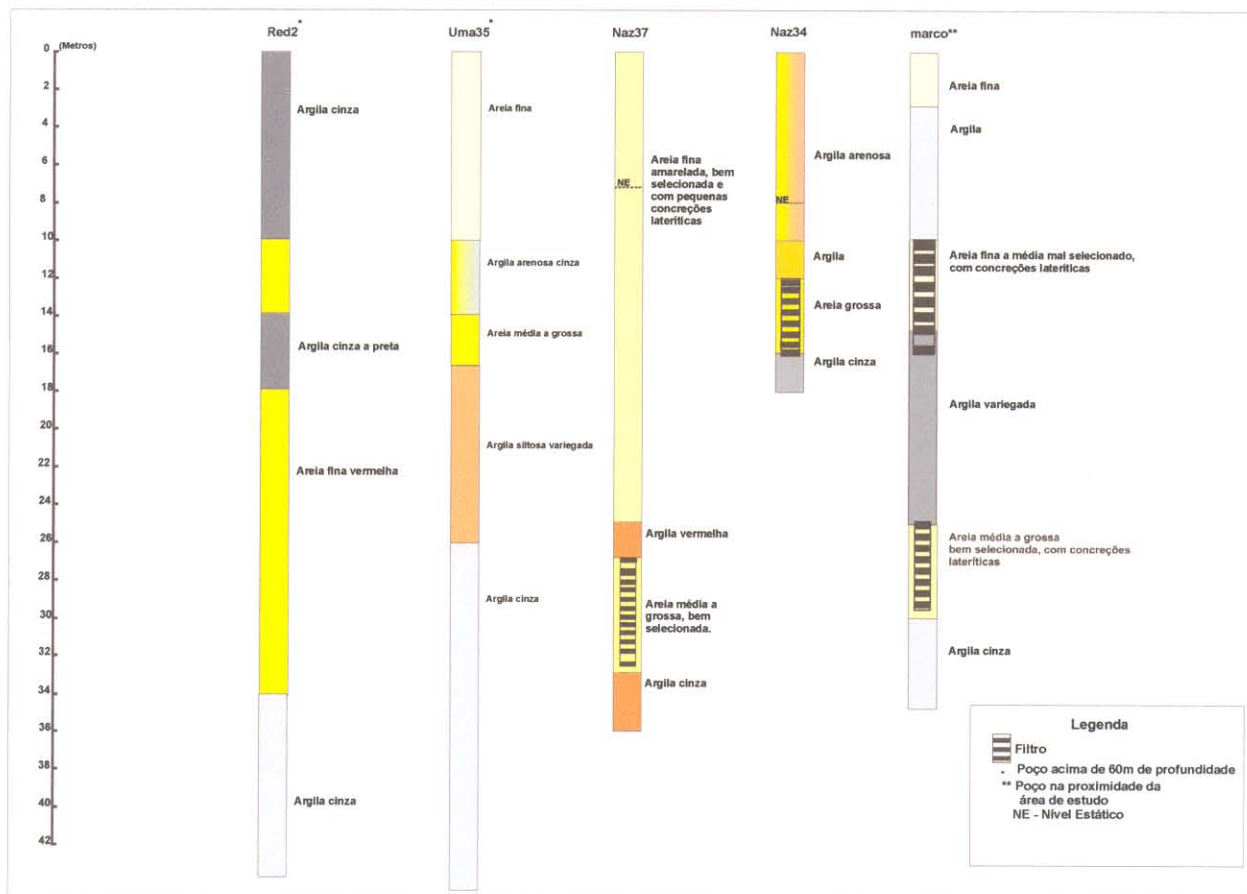


Anexo C – Perfis litológicos dos poços cadastrados. (NE – medido na construção do poço)

Poços amostrados: Naz13, Naz25



Anexo C – Perfis litológicos dos poços cadastrados. (NE = medido na construção do poço).



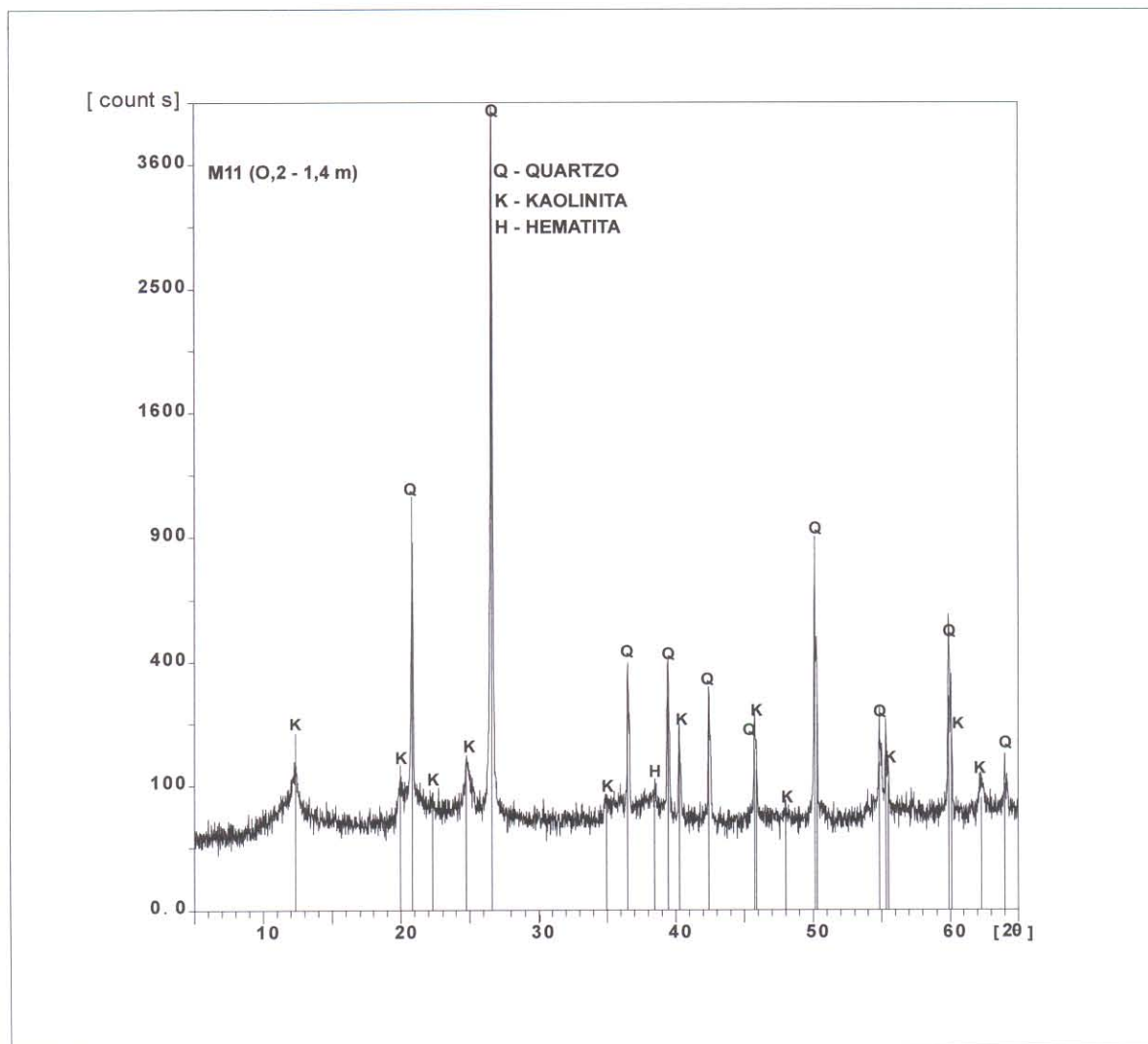
Anexo D - Cadastro dos poços tubulares com localização em UTM, data da construção, nível estático medido na época da construção (NE), profundidade (prof.), espessura útil (esp.), vazão (Q) , posicionamento dos filtros e diâmetro de perfuração. ¹ Poços profundos (> do 60 m de profundidade).

POÇO	UTM	DATA	NE (m)	PROF. (m)	ESP. (m)	Q(l/h)	FILTRO (m)	DIAM.PERF.
RED1 ¹	779318/9840169	Març/86	7.53	97	8	40.400	76-84	12'
RED2 ¹	779490/9840140	Jan/86	6.8	90	4.3	50.000	70-78	-
RED3	779540/9839950	Abr/92	4.0	40	8	12.000	28-36	12'
NAZ4	779900/9839550	Jul/92	8.0	40	8	10.000	20-24;28-32	12'
NAZ5	780158/9839609	-	-	43	12	15.000	21-26;30-43	12'
RED6	779643/9839831	Jan/91	1.5	40	16	10.000	16-18;26-34	12'
UMA7	780108/9840103	Out/91	7.2	40	10	12.200	22-34	12"
UMA8	780454/9840334	Mai/87	4.75	27	5.50	-	21.5-26.5	
NAZ9	778900/9839370	-	-	26.5	3.6	2.500	16.75-23.75	
NAZ10	779510/9838536	Mai/85	3.5	57	9	-	30,5-33	
NAZ11	779516/9839361	Out/91	2.4	37	12	7,657	-	
NAZ12	779335/9838520	Mar/92	4.0	40	10	12000	24-34	
NAZ13	779850/9839510	Jul/92	-	38	9	8000	14-22	12"
NAZ14	779480/9839450	-	-	37.5	14		15-23;31-35	12"
NAZ15	779715/9839060	Ago/91	1.5	35	10		13.5-19;23-27	-
NAZ16	779470/9839260	Jan/94	11.65	4.0	7	6000	32-39	-
NAZ17	779510/9839090	Out/94	10.20	39.5	7	6000	32-39	-
NAZ18	779455/9839260	Mai/93	11.60	40	7	9000	32-39	-
NAZ19	779840/9839380	Mai/93	9.0	40	10		11-13;17-21;33-37	-
NAZ20	779850/9829380	Jan/93	7.0	35.5	8	8000	14-19;30.5-34.5	-
RED21	779700/9840180	Ago/91	-	32	10	-	10-17,5; 21 - 24	12'
NAZ22	779360/9839600	Mar/92	-	37	8		13.8-21.4	12"
NAZ23	779850/9839140	Abr/92	-	35	7.5		24-31.7	
NAZ24	7801359839130	Ago/91	7.0	36	16	5000	16-32	12"
NAZ25	779380/9839020	Mar/99	9.20	31	4.8	7000	19.54-24.65	9"
NAZ26	779472/9839040	Abr/92	-	40			25-36	
NAZ27	780419/9839873	-	-					
RED28	779125/9839824	Mar/99	6.0	28	12	9000	10-18;22-26	15"
RED29	779327/9839821	Dez/91	9.0	40	8	18,700	26-34	
RED30	779663/9839741	-	-	32	8	10,000	-	
UMA31	779433/9841358	-	-				-	-

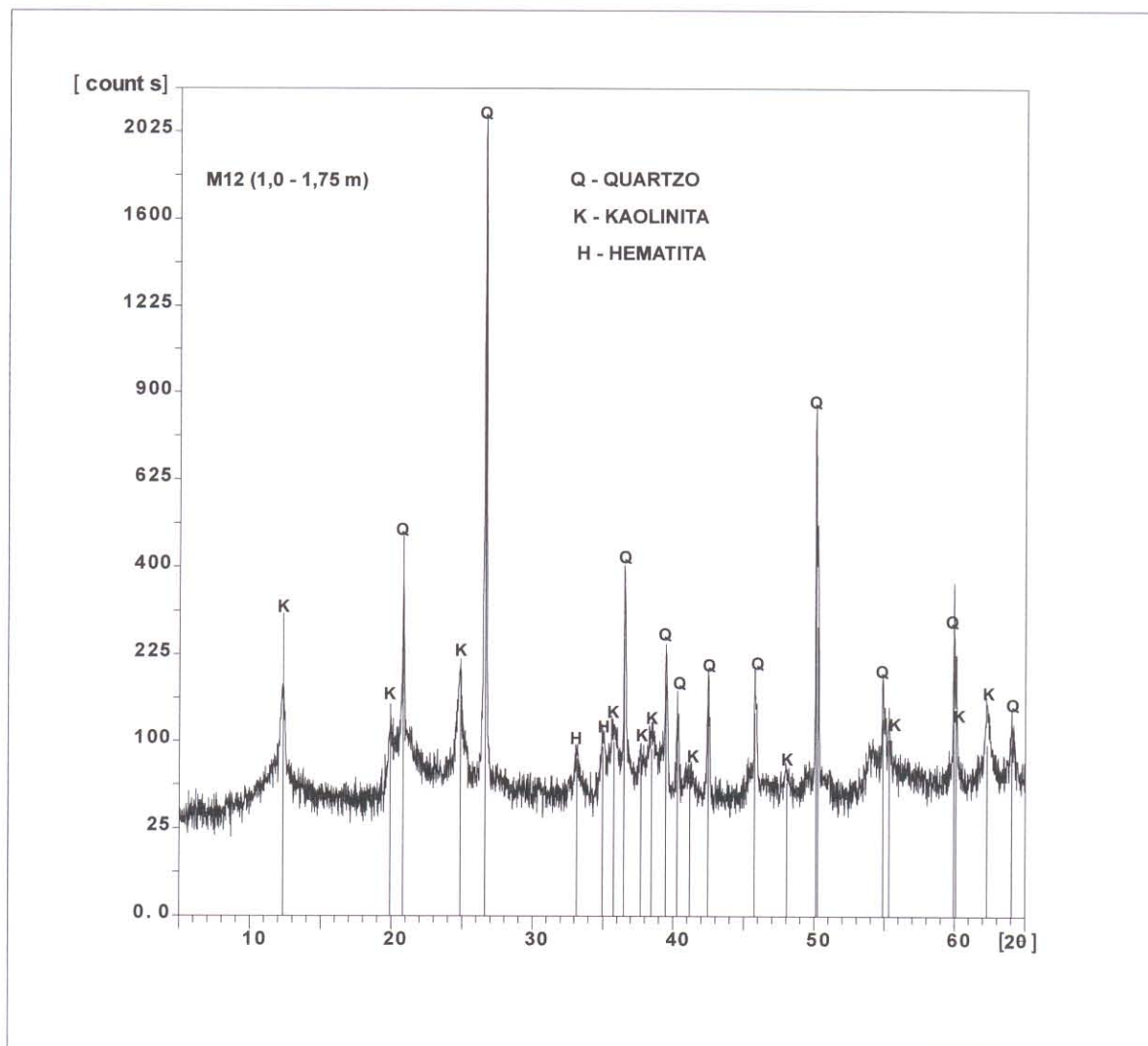
POÇO	UTM	DATA	NE	PROF.	ESP. (m)	Q(l/h)	FILTRO	DIAM. FURO
RED32	779428/9839677	Sem Informação						
RED33	779497/9839624	Sem Informação						
NAZ34	779600/9838820	Mai/00	8	20	4	Jun/05	12....16	
UMA35 ¹	779164/9841044	Nov/88	7	109	16		71,5-87,5	8"
UMA36	779246/9841167	Sem Informação						
UMA37	779720/9841000	Set/97	6.97	36	6	5000	27-33	
NAZ38	780330/9839697	Nov/93	5	30		8000	8-16;20,8-27	
NAZ39	779274/9839219	-	-	30	-	-	-	-
NAZ40	779406/9839295	Sem Informação						
NAZ41	779614/9839153	Sem Informação						
NAZ42	779274/9839219	Sem Informação						
NAZ43	779404/983929	Sem Informação						
RED44	779404/9839291	Sem Informação						
RED45	779666/9839710	Sem Informação						
RED46	779753/9839826	Sem Informação						
RED47	779667/9839708	Sem Informação						
UMA48	779547/9841352	Ago/00	4,93	36	10	12.000	25 - 35	12'
UMA49	779738/9841598	Sem Informação						
UMA50	779822/9841421	Sem Informação						
UMA51	780561/9840009	Sem Informação						
UMA52	780001/9839959	-	-	30	10			
UMA53	780310/9840145	Sem Informação						
UMA54	779562/9841403	Sem Informação						
UMA 55	779884/9841761	Sem Informação						
Uma56	779884/9841274	Sem Informação						
UMA57	779824/9841420	Sem Informação						
UMA58	779998/9841243	Sem Informação						
UMA59	779954/9841192	Sem Informação						
UMA60	779803/9841119	Sem Informação						
UMA61	779757/9841126	Sem Informação						
UMA62	779809/9840953	Sem Informação						
UMA63	779943/9841161	Sem Informação						
UMA64	779641/9840928	Sem Informação						
UMA65	779641/9840928	Sem Informação						

POÇO	UTM	DATA	NE	PROF.	ESP. (m)	Q(l/h)	FILTRO	DIAM. Furo
UMA66	779575/9841006	Sem Informação						
UMA67	779449/984155	Sem Informação						
UMA68	779246/9841167	Sem Informação						
UMA69	779731/9841178	Sem Informação						
NAZ70	780608/9839874							

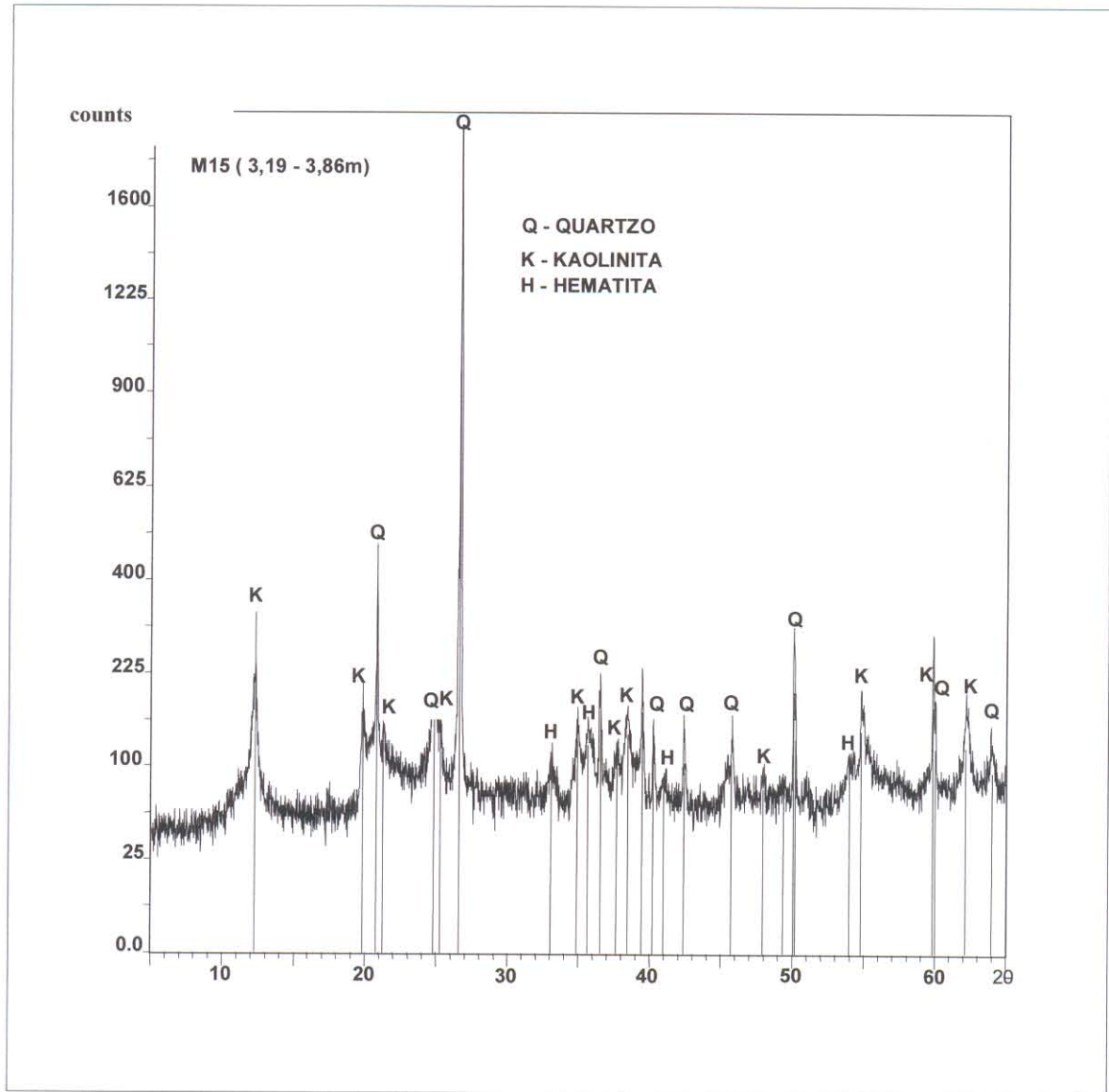
Anexo E.1 – Difratoograma de minerais identificados nos sedimentos coletados no furo M1. M11 representa o intervalo de 0,2 a 1,4 m do furo M1.



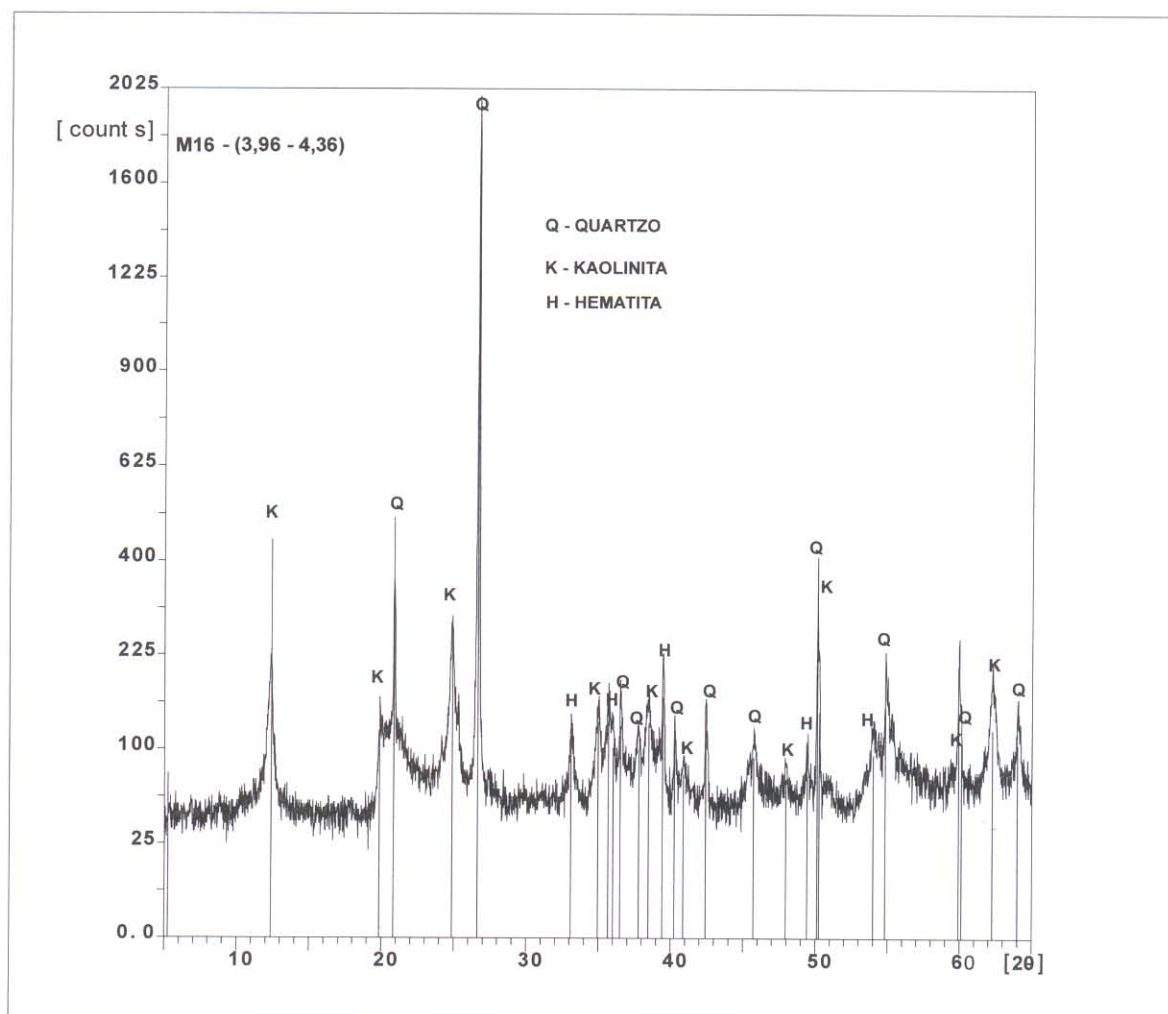
Anexo E.2 Difractograma de minerais identificados nos sedimentos coletados no furo M1. M12 representa o intervalo de 1,0 a 1,75 m do furo M1.



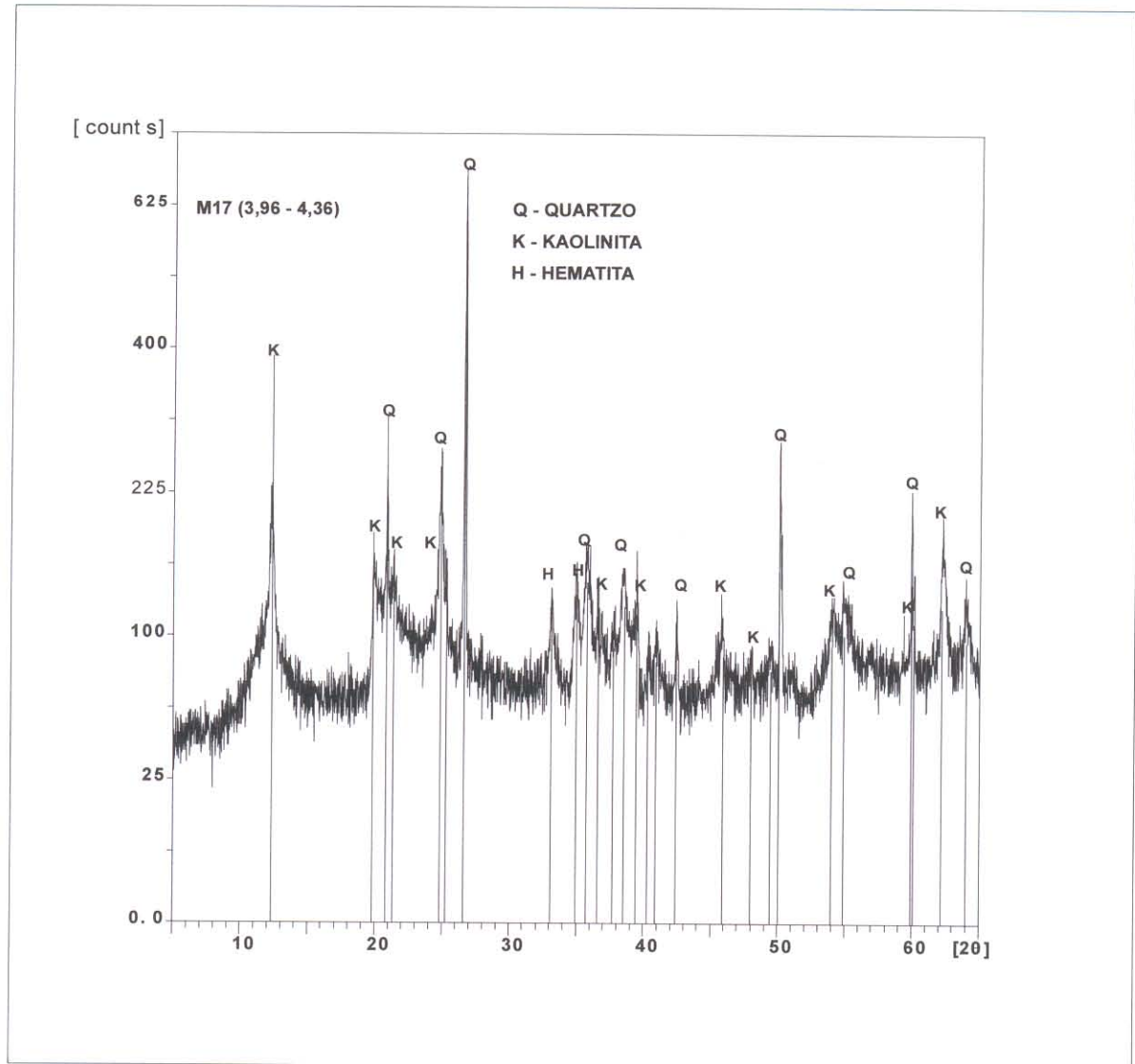
Anexo E.3 - Difratoograma de minerais identificados nos sedimentos coletados no furo M1. M15 representa o intervalo de 3,19 A 3,86 m do furo M1.



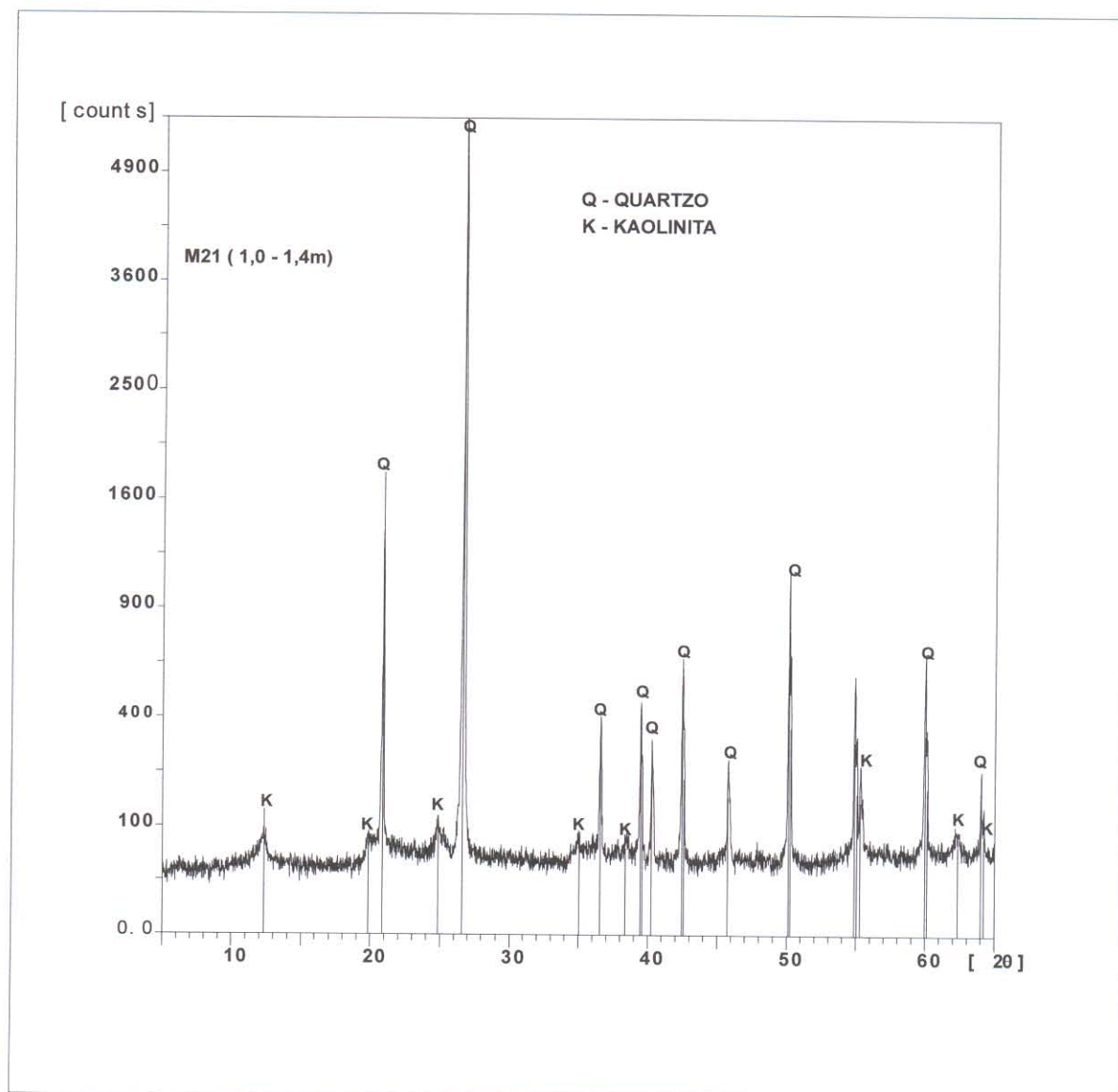
Anexo E.4 - Difratoograma de minerais identificados nos sedimentos coletados no furo M1. M16 representa o intervalo de 3,96 a 4,36 m do furo M1.



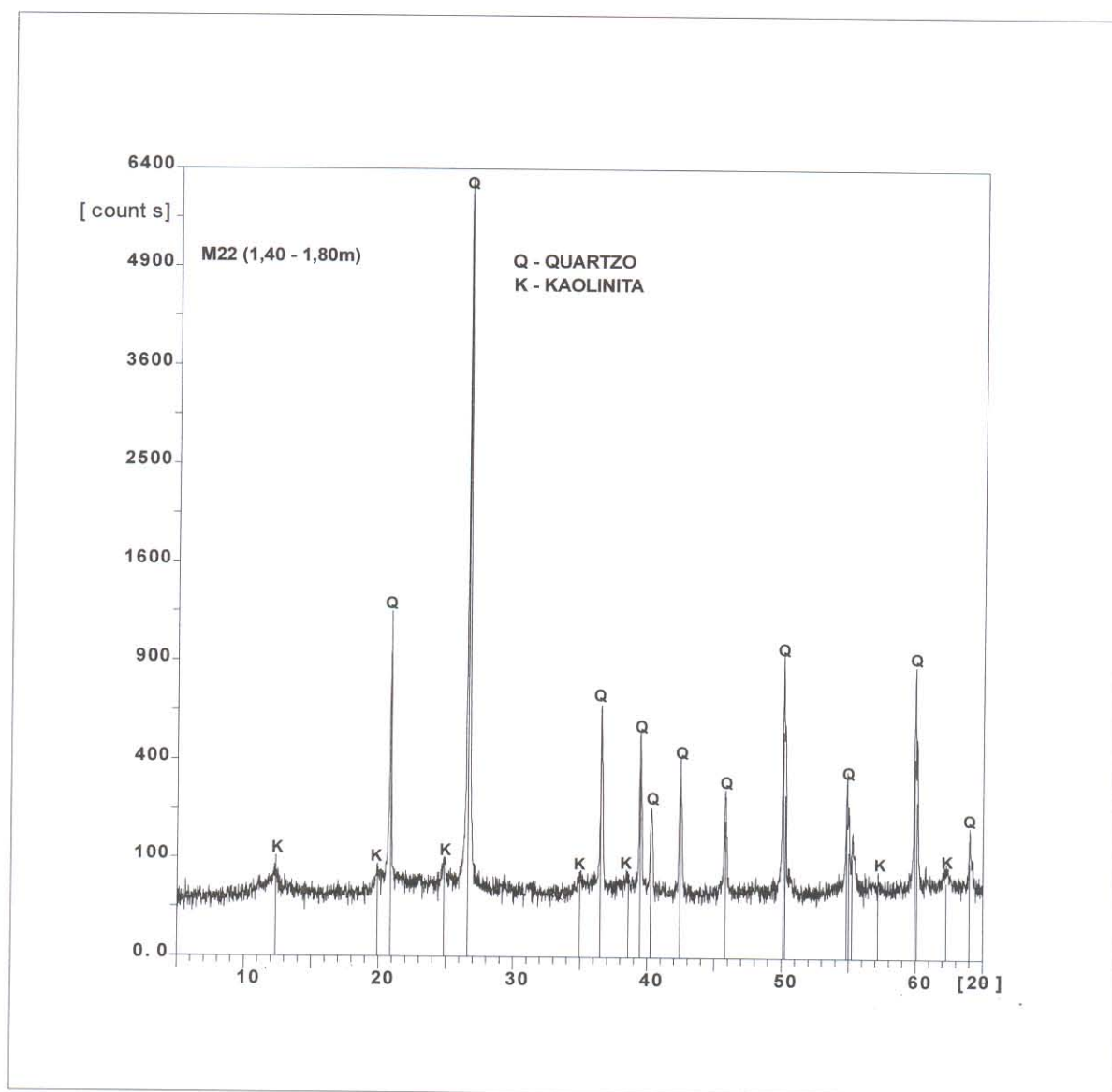
Anexo E.5 - Difratoograma de minerais identificados nos sedimentos coletados no furo M1. M17 representa o intervalo de 3,96 a 4,36 m do furo M1.



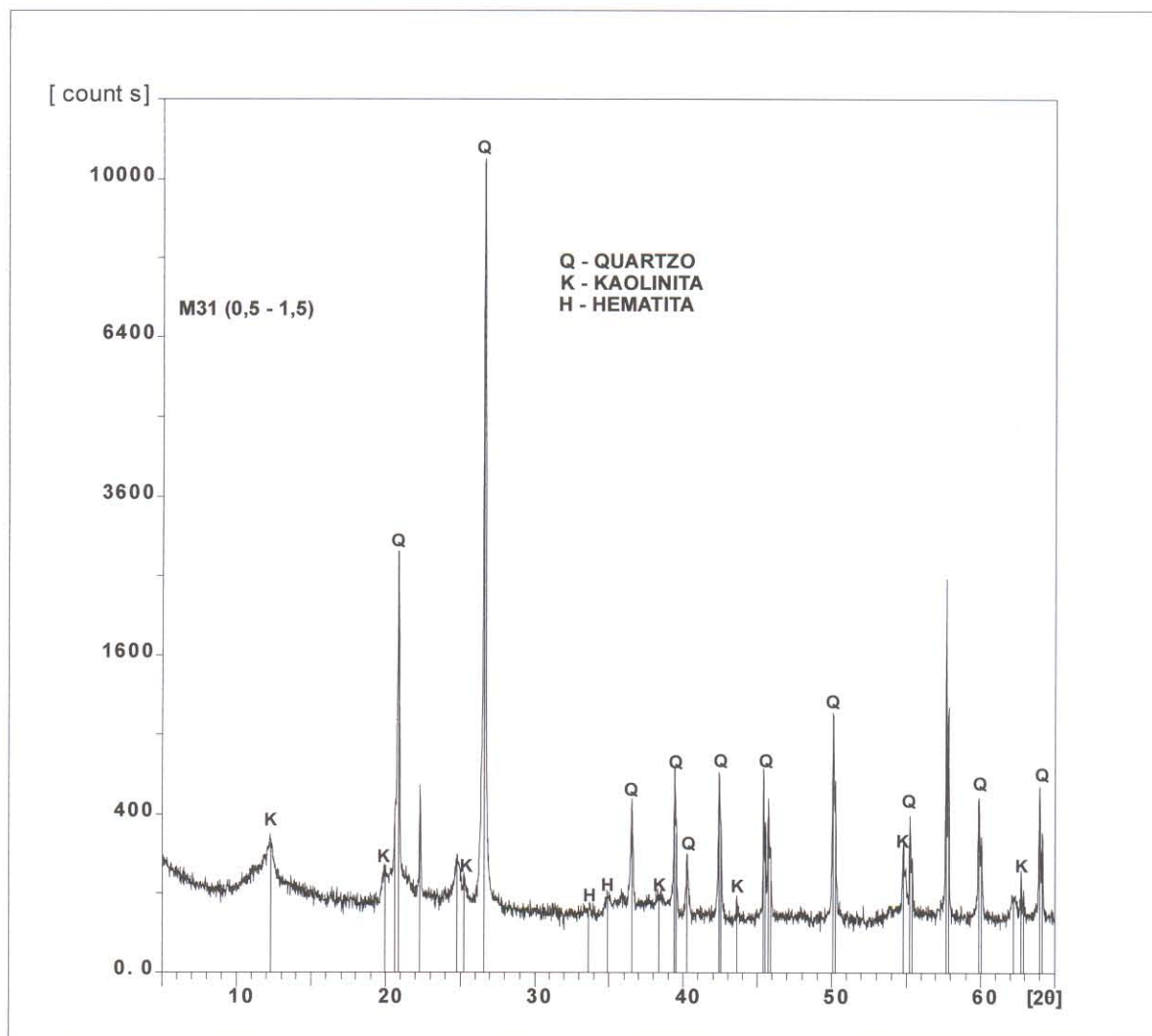
Anexo E.6 - Difratoograma de minerais identificados nos sedimentos coletados no furo M2. M21 representa o intervalo de 1,0 a 1,4 m do furo M2.



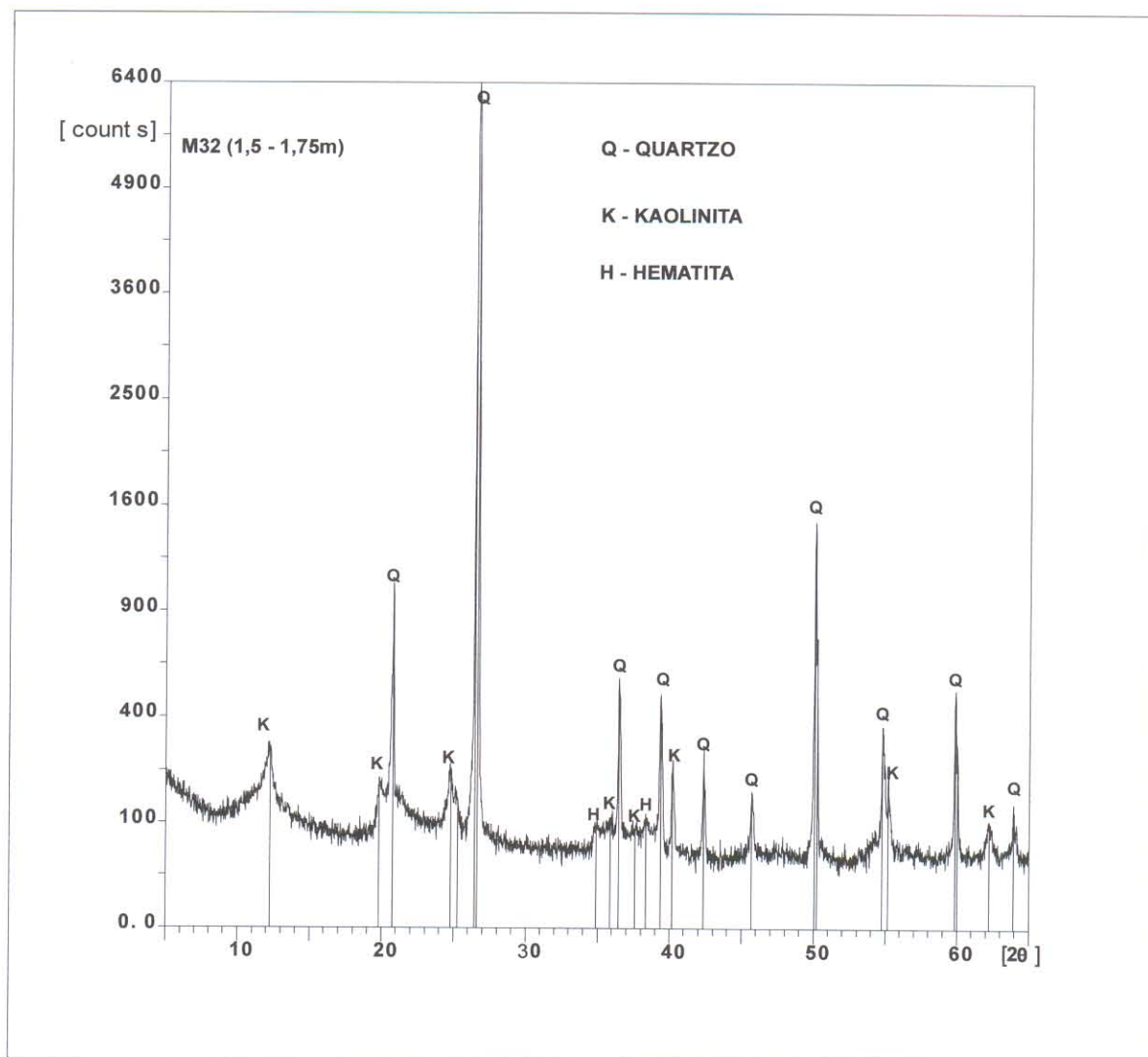
Anexo E.7 - Difratoograma de minerais identificados nos sedimentos coletados no furo M2. M22 representa o intervalo de 1,4 a 1,8 m do furo M2.



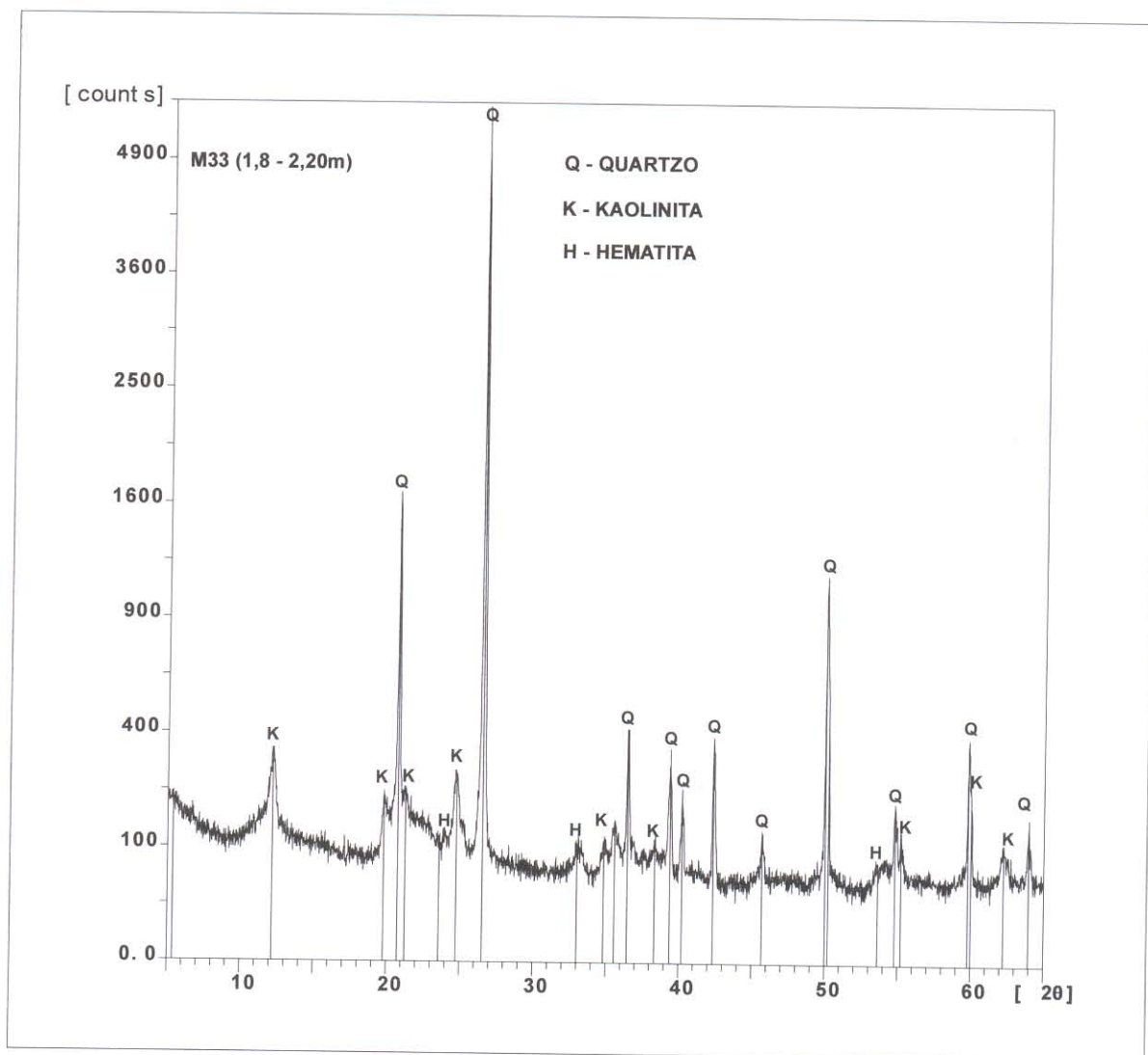
Anexo E.8 – Difratoograma de minerais identificados nos sedimentos coletados no furo M3. M31 representa o intervalo de 0,5 a 1,5 m do furo M3.



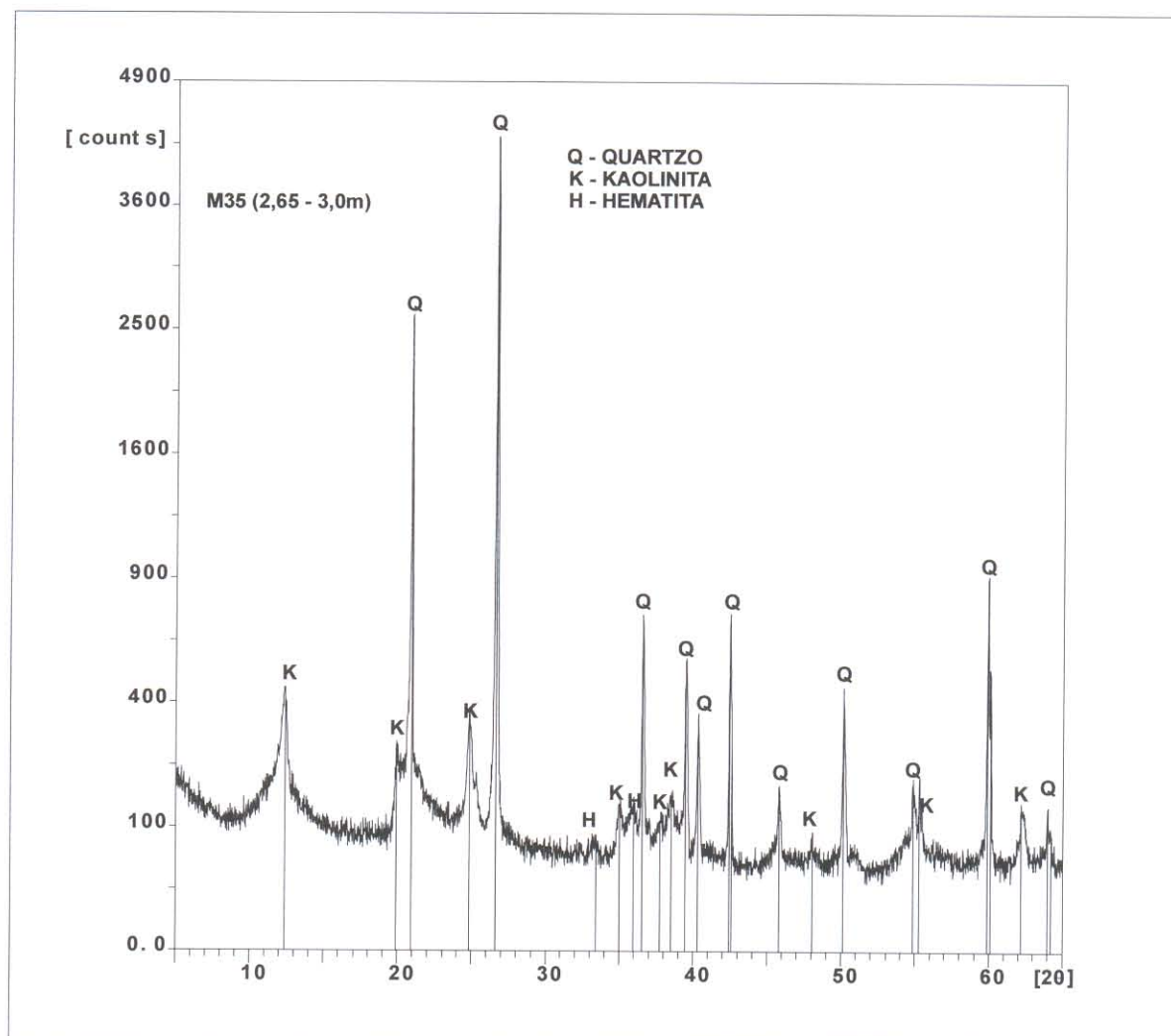
Anexo E.9 – Difratoograma de minerais identificados nos sedimentos coletados no furo M3. M32 representa o intervalo de 1,5 a 1,75 m do furo M3.



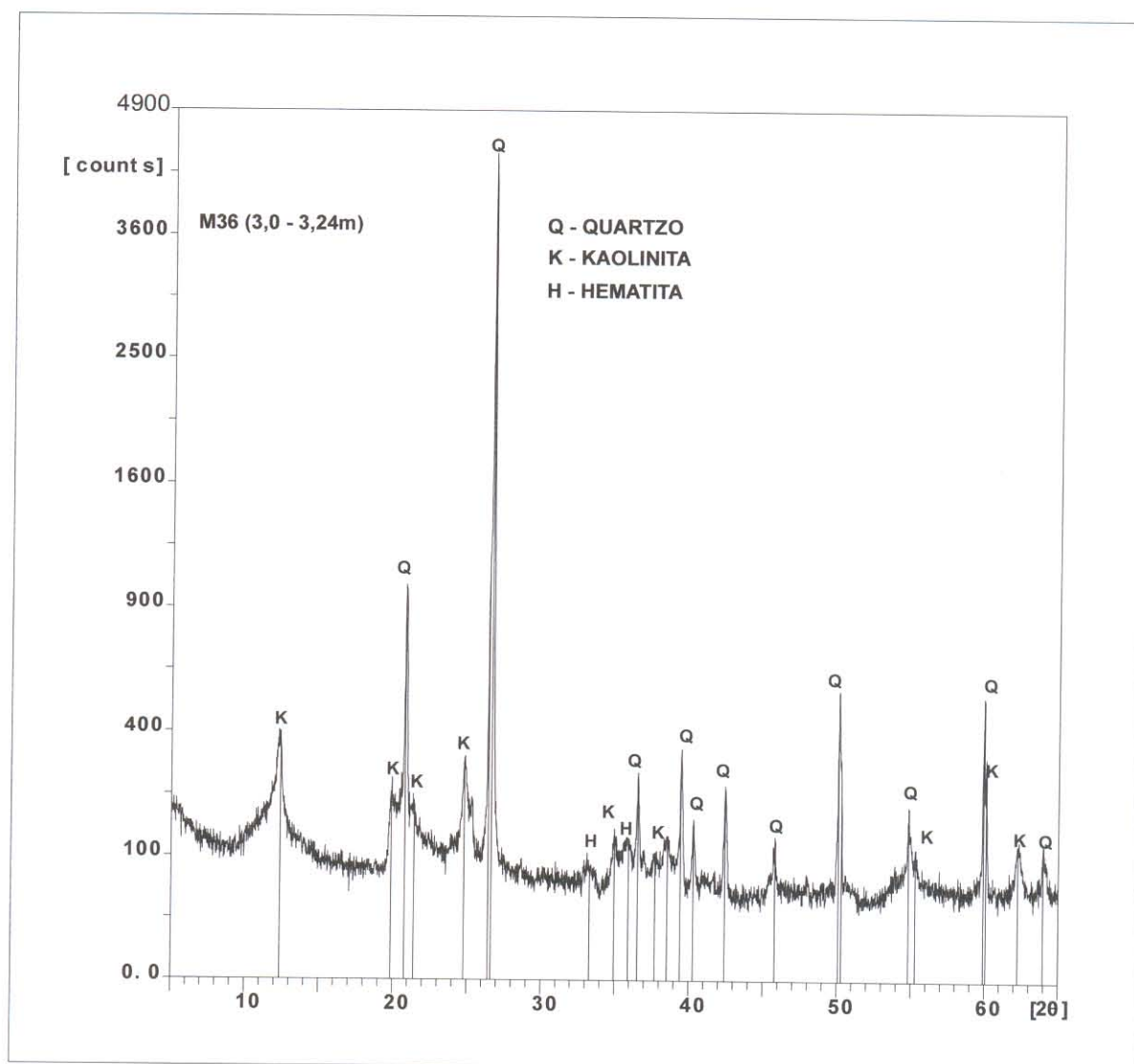
Anexo E.10 – Difratoograma de minerais identificados nos sedimentos coletados no furo M3. M33 representa o intervalo de 1,8 a 2,20 m do furo M3.



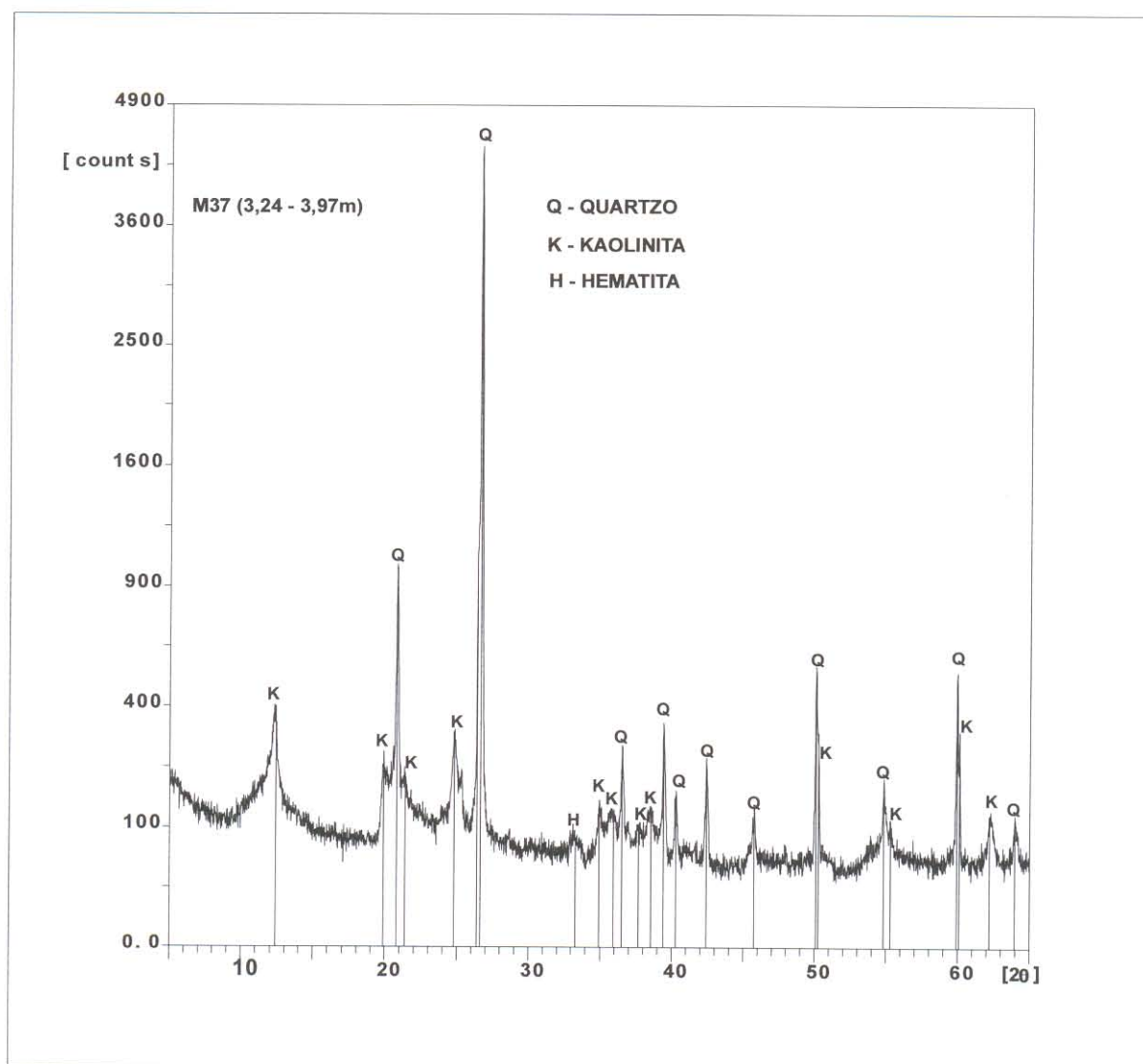
Anexo E.11 - Difratoograma de minerais identificados nos sedimentos coletados no furo M3. M35 representa o intervalo de 2,65 a 3,0 m do furo M3.



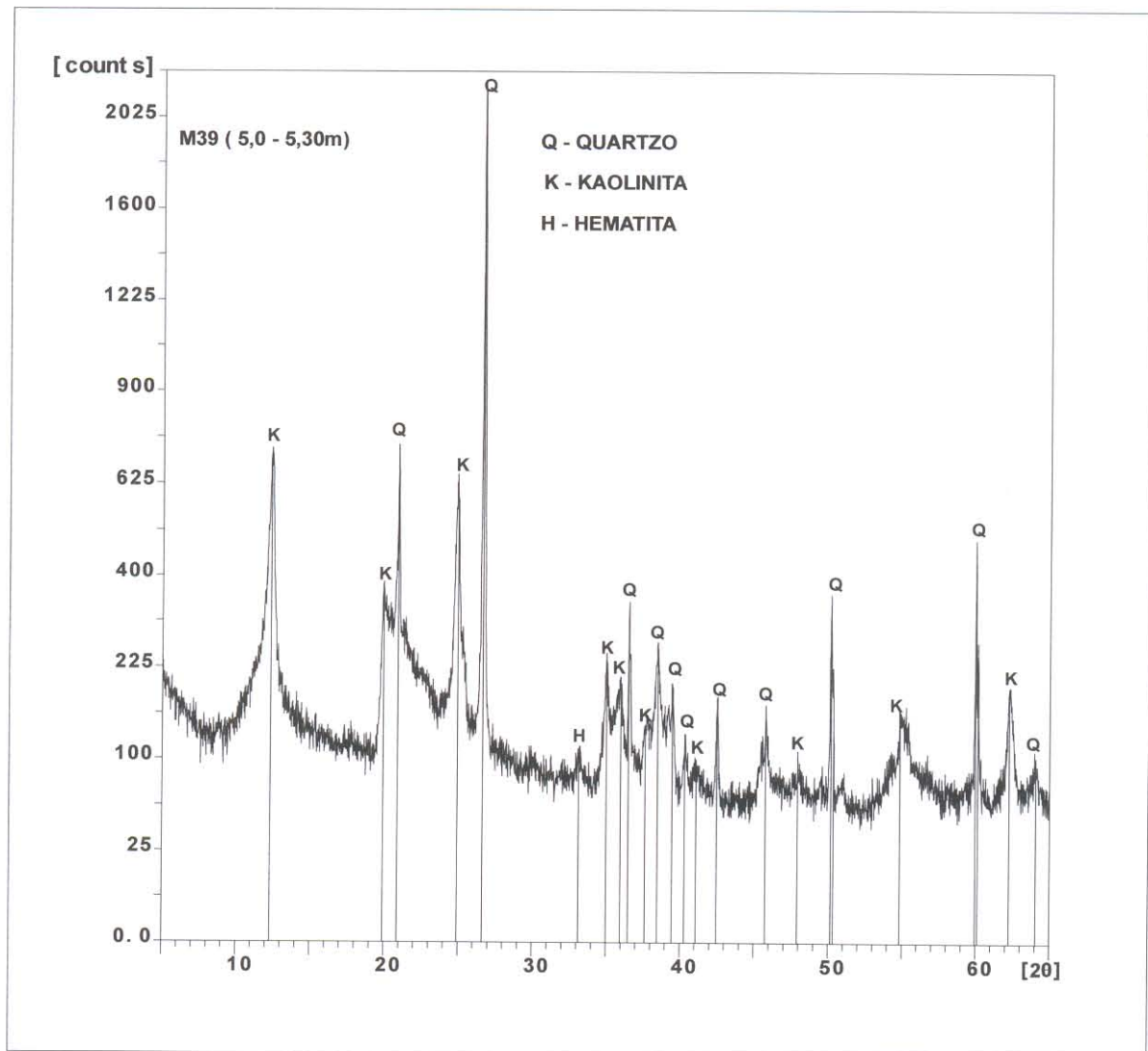
Anexo E.12 - Difratoograma de minerais identificados nos sedimentos coletados no furo M3. M36 representa o intervalo de 3,0 a 3,24 m do furo M3.



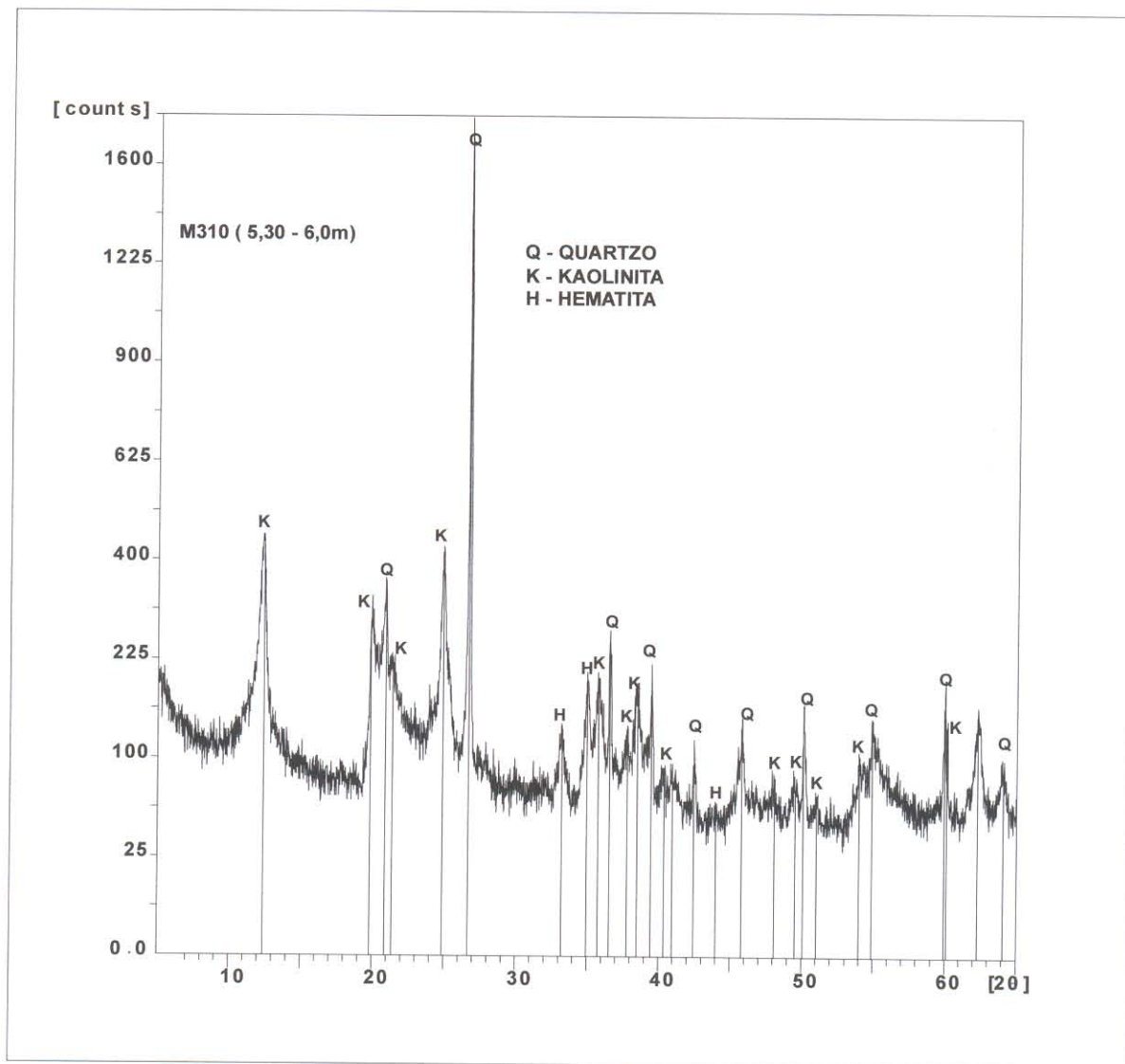
Anexo E.13 - Difratoograma de minerais identificados nos sedimentos coletados no furo M3. M37 representa o intervalo de 3,24 a 3,97 m do furo M3



Anexo E.14 - Difratoograma de minerais identificados nos sedimentos coletados no furo M3. M39 representa o intervalo de 5,0 a 5,30 m do furo M3



Anexo E.15 - Difratoograma de minerais identificados nos sedimentos coletados no furo M3. M310 representa o intervalo de 5,30 a 6,0 m do furo M3



Anexo F - Resultados das análises físico-químicas/ químicas dos poços tubulares cadastrados e balanço iônico (Na = não analisado; Abl = abaixo do limite de detecção).

Junho/2000																	
Parâmetros	NAZ5		RED6		UMA7		UMA8		Naz12		NAZ13		RED21		NAZ25		Naz26
	Mg/L	meq/L	mg/L	meq/L	mg/L	meq/L	mg/L	meq/L	mg/L	meq/L	mg/L	meq/L	mg/L	meq/L	mg/L	meq/L	mg/L
Ânions																	
Bicarbonato	17,29	0,28	96,07	1,6	0		0		62,77	1	37,78	0,62	20,5	0,336	16	0,262	0
Cloreto	12,4	0,35	10	0,282	37,8	1,07	37,8	1,07	13,3	0,38	24,2	0,68	17,1	0,48	18,9	0,533	21,5
Nitrato	23,8	0,38	16,3	0,26	33,9	0,55	35,2	0,568	22,4	0,36	47,5	0,77	23,3	0,376	24,6	0,397	27,3
Nitrito	0,1		0,01		0,25		0,25		0,01		0,08		0,1		0,01		0,02
Sulfato	Na		Na		Na		Na		Na		Na		Na		Na		Na
Soma		1,02		2,12		1,62		1,64		1,77		2,07		1,2		1,19	1,05
Cátions																	
Cálcio	4,5	0,225	17,9	0,89	2	0,1	1,8	0,09	16,7	0,83	17	0,85	3,4		6,5	0,324	3,9
Magnésio	0,7	0,058	3,5	0,29	1,7	0,14	1,8	0,15	2,3	0,19	2,6	0,21	7,3		1,2	0,099	1
Potássio	1,1	0,028	7,8	0,199	7	0,18	8,6	0,22	3,9		5,1	1,3	4,6		4,1	0,105	3,1
Sódio	4	0,41	14,9	0,64	14,5	0,63	14,5	0,63	11,3	0,49	13,5	0,59	16,1		13,8	0,6	13,7
Amônio	0,05		2,2	0,122	6,1	0,33	5,3	0,29	0,44	0,45	0,25		1,99		0,13		0,45
Soma																	0,95
Erro %																	- 3,4
Dureza	14,1		59,1		12		11,9		51		53,1		38,5		21,2		13,8

Junho/00/continuação

Parâmetros	NAZ27		RED29		RED30		UMA31		RED32		RED33	
	mg/L	meq/L	mg/L	meq/L	mg/L	meq/L	mg/L	meq/L	mg/L	meq/L	mg/L	meq/L
Ânions												
Bicarbonato	2	0,033	0		56,36	0,92	10,2	0,17	19,85	0,33	0	
Cloreto	18,4	0,52	9	0,254	5,9	0,166	24,5	0,69	3	0,085	4	0,1
Nitrato	48	0,77	37,4	0,6	48	0,774	22,9	0,37	5,3		34,8	0,561
Nitrito	0,05		0,02		0,01		0,04		0,02		0,01	
Sulfato	Na		Na		Na		Na		Na		Na	
Soma		1,33		0,86		1,99		1,23		0,5		0,67
Cátions												
Cálcio	9,4	0,47	2	0,1	18,3	0,913	4,5	0,225	5,3	0,264	1,7	0,085
Magnésio	2,1	0,173	2,3	0,189	3,3	0,271	1,7	0,14	0,7	0,058	1	0,082
Potássio	5,5	0,141	2,4	0,061	6,7	0,171	1,2	0,031	1,2	0,031	1,4	0,036
Sódio	16,4	0,713	14,3	0,62	15,2	0,66	13,4	0,58	4,1	0,178	11,4	0,496
Amônio	1,73		0,77		0,12		5,5	0,31	0,05		0,06	
Soma												
Erro %												
Dureza	32,1		14,5		59,2		18,2		16		8,4	

Setembro/2000

Parâmetros	NAZ5		RED6		UMA7		UMA8		Naz9		NAZ12		NAZ13		NAZ14	
	mg/L	meq/L	mg/L	meq/L	mg/L	meq/L	mg/L	Meq/L	mg/L	Meq/L	mg/L	meq/L	mg/L	meq/L	mg/L	meq/L
Ânions																
Bicarbonato	29,8	0,49	43,3	0,71	0		0		3,05	0,05	57,3	0,94	24,4	0,4	21	0,34
Cloreto	22,7	0,64	24,5	0,69	38	1,1	39,4	1,1	17,9	0,505	15,2	0,43	29,8	0,84	8,4	0,24
Nitrato	36,6	0,59	9,3	0,15	33	0,53	32,6	0,53	25,5	0,41	18	0,29	39,6	0,64	6,6	0,12
Nitrito	0,03		0,01		0,01		0,1		0,02		0,01		0,01		0,02	
Sulfato	Na		Na		Na		Na		Na		Na		Na		Na	
Soma				1,55		1,6		1,64		0,97		1,66		1,88		0,69
Cátions																
Cálcio	23	1,1	29	1,4	1,3	0,065	1	0,05	6	0,299	25	1,25	4,8	0,24	4,5	0,23
Magnésio	2,5	0,21	3,6	0,296	1,6	0,132	1,7	0,	1,2	0,099	2,4	0,197	2,5	0,21	1	0,082
Potássio	11	0,28	8	0,2	8	0,21	10	0,26	6	0,15	5	0,13	5	0,13	3	0,077
Sódio	48	2,1	26	1,1	32	1,4	35	1,5	17	0,74	13	0,57	25	1,1	12	0,52
Amônio	0,02		2,5	1,4	5,5	0,31	4,4	0,24	3,5	0,19	0,29		0,01		0,03	
Soma		3,72		3,22		2,10		2,21		1,49		2,15				1,41
Erro%		36,8		34,9		13,3		14,9		21,2		13		6,2		18,7
Dureza	67,7		87,2		9,8		9,5		19,9		72,2		22,3		16,2	

Setembro/2000/continuação																
	Naz21		Naz23		Naz24		Naz25		Naz26		Red29		Red30		Uma31	
Parâmetros	mg/L	meq/L	mg/L	meq/L	mg/L	meq/L	mg/L	meq/L	mg/L	meq/L	mg/L	meq/L	mg/L	meq/L	mg/L	meq/L
Ânions																
Bicarbonato	14,64	0,23	14,64	0,24	0		0						36,6	0,6	0,6	0,01
Cloreto	41,8	1,2	20,1	0,57	35	0,99	24,2	0,68	16,5	0,47	19	0,54	29,4	0,83	24,5	0,69
Nitrato	17,6	0,28	38,3	0,62	33,4	0,54	17,6	0,28	23	0,37	29	0,47	46,6	0,75	20	0,32
Nitrito	0,02		0,01		0,01		0,02		0,3		0,01		0,07		0,03	
Sulfato	Na		Na		Na		Na		Na		Na		Na		Na	
Soma		1,7		1,42		1,95		0,97		0,84		1,0		2,18		1,02
Cátions																
Cálcio	3,2	0,16	8,5	0,42	4,0	0,2	3,7	0,19	2,0	0,1	1,0	0,05	29	1,4	3,0	0,15
Magnésio	8,3	0,68	1,9	0,16	1,6	0,13	1,1	0,09	1,1	0,09	2,2	0,2	3,2	0,26	1,7	0,14
Potássio	4,0	0,1	7,0	0,18	8,0	0,21	5	0,13	2,0	0,05	3,0	0,08	10	0,26	13	0,3
Sódio	35	1,52	23	1,0	28	1,2	17,9	0,78	10	0,43	19	0,83	32	1,4	24	1,04
Amônio	1,4		1,3		3,6	0,2	0,15		0,45		1,3		0,04		4,3	0,24
Soma		2,54				1,95						1,2		3,35		1,9
Erro %																
Dureza	42,1		29		16,6		13,8		9,5		11,5		85,5		14,5	

Setembro/00/continuação														
	RED32		RED33		NAZ38		NAZ39		NAZ40		Naz41		Naz42	
Parâmetros	mg/L	meq/L	mg/L	meq/L	mg/L	Meq/L	mg/L	meq/L	meq/L	mg/L	meq/L	mg/L	mg/L	meq/L
Ânions														
Bicarbonato	73	1,2	0		4,3	0,07	47,1	0,77	42,3	0,7	39	0,64	13,42	
Cloreto	21,6	0,61	12,2	0,34	5,3	0,15	13,6	0,38	17,4	0,49	20,7	0,58	21,8	
Nitrato	11,4	0,18	33,9	0,55	4,4	0,7	29,5	0,48	36,5	0,59	38,3	0,62	32,6	
Nitrito	0,02		0,08		0,1		0,07		0,01		0,02		0,07	
Sulfato	Na		Na		Na		Na		Na		Na		NA	
Soma		1,99		0,89		0,29		1,65		1,77		1,84		1,36
Cátions														
Cálcio	29	1,4	1	0,05	Ald		33	1,65	31	1,55	24	1,2	8,4	0,42
Magnésio	2,9	0,23	1,0	0,08	0,6	0,05	2,2	0,18	2,5	0,21	2,4	0,197	2,1	0,17
Potássio	6,0	0,15	3,0	0,08	1,0	0,03	5,0	0,13	8,0	0,21	6,0	0,15	6,0	0,15
Sódio	18	0,78	14	0,62	4,0	0,17	21	0,9	18,0	0,78	21	0,9	20	0,87
Amônio	1,6		0,01		1,6		0,05		0,04		0,04		0,05	
Soma		2,71		0,82		0,25		2,87		2,74		2,46		1,62
Erro %		15,3		- 4,3										
Dureza	84,3		6,6		2,5		91,4		87,6		69,8		29,6	

Setembro/00/continuação																		
Parâmetros	NAZ43		RED44		RED45		RED46		RED47		Uma48		UMA49		UMA50		Uma51	
	mg/L	meq/L	mg/L	meq/L	mg/L	meq/L	Mg/L	meq/L	mg/L	meq/L	mg/L	Meq/L	mg/L	meq/L	mg/L	meq/L	mg/L	Meq/L
Ânions																		
Bicarbonato	40,3	0,66	50,8	0,83	36,6	0,6	11,6	0,19	12,9	0,21	1,12	0,018	0,6	0,01	3,7		1,8	0,03
Cloreto	19,3	0,54	18,9	0,53	25,6	0,72	27,6	0,78	23,4	0,66	31,8	0,897	23,9	0,67	6,9		24,3	0,68
Nitrato	31,7	0,51	33	0,53	29,5	0,48	42,7	0,69	31	0,5	7,5	0,12	15,9	0,26	4		29	0,47
Nitrito	0,1						0,07				0,03		0,03		0,003		Ald	
Sulfato	Na		Na		Na		Na		Na		Na		Na		Na		Na	
Soma		1,73		1,9		1,80		1,66		1,37		1,04		0,94		0,32		1,18
Cátions																		
Cálcio	30	1,5	33	1,6	30	1,5	35	1,7	8,2		1,3	0,065	6,0	0,3	1	0,05	1	0,05
Magnésio	2,5	0,21	3,2	0,26	2,7	0,22	3	0,25	2,6	0,21	1,4	0,115	1,4	0,12	0,6		1,3	0,11
Potássio	6	0,15	7	0,18	5	0,13	7	0,18	7	0,18	0,9	0,023	7	0,18	1		6	0,15
Sódio	19	0,83	18	0,78	24	1,04	29	1,3	25	1,1	22	0,957	19	0,83	3		23	1,0
Amônio	0,04		0,5		ALD		0,5		2,3	0,13	1,9	0,11	1,4		0		7,3	0,41
Soma		2,68		2,9		2,89		3,46		2,02		1,27		1,5		0,26		1,72
Erro %		22		20,9		23,3		35,2		19,1		9,9		22,8		- 11		18,4
Dureza	85,1		95,5		86		99,7		31,2		9,0		20,7		5,0		7,8	

Setembro/00/continuação						
Parâmetros	UMA52		UMA53		UMA54	
	Mg/L	meq/L	mg/L	meq/L	mg/L	meq/L
Ânions						
Bicarbonato	12,2	0,2	0		0	
Cloreto	23	0,65	23,4	0,66	5,4	0,15
Nitrato	43	0,69	30,4		4	
Nitrito					0,03	
Sulfato	Na		Na		Na	
Soma		1,54		1,15		0,22
Cátions						
Cálcio	18	0,4	5	0,25	0	
Magnésio	2,6	0,21	1,9	0,16	0,6	0,049
Potássio	9	0,23	9	0,23	2	0,05
Sódio	24	1,0	34	1,5	4	0,17
Amônio	2,1	0,12	1,88		0,06	0,007
Soma		2,0		2,22		0,28
Erro %		13		31,7		12,2
Dureza	30,7				2,5	

Dezembro/2000

	RED6		UMA7		UMA8		NAZ12		NAZ13		RED21		NAZ23		NAZ24	
Parâmetros	mg/L	meq/L	mg/L	meq/L	mg/L	meq/L	mg/L	meq/L	Mg/L	meq/L	mg/L	meq/L	mg/L	meq/L	mg/L	meq/L
Ânions																
Bicarbonato	35,1	0,58	9,3		0		47,8	0,78	14,64	0,24	6,95	0,11	16,1	0,26	3,4	0,06
Cloreto	22,8	0,63	40,6	1,1	46,4	1,3	18,6	0,52	29	0,81	20,1	0,56	21,2	0,59	21,1	0,59
Nitrato	14,1	0,2	40,5	0,6	34,3	0,54	20,7	0,3	55,4	0,89	11	0,18	28,2	0,45	29	0,46
Nitrito	0,02		0,02		0,007		0,013		0,03		0,17		0,02		0,07	
Cátions																
Amônio	2,5	0,15	5,1	0,31	4,3	0,26	0,54	0,03	0,03		0,7	0,04	1,4	0,08	3,3	0,2

Dezembro/2000

	NAZ25		NAZ26		NAZ29		UMA31		RED33		NAZ39		NAZ40		NAZ41	
Parâmetros	mg/L	meq/L	mg/L	meq/L	mg/L	meq/L	mg/L	meq/L	Mg/L	meq/L	mg/L	meq/L	mg/L	meq/L	mg/L	meq/L
Ânions																
Bicarbonato	0,2		0		10,5		3,7		5,3		31,96		31,35		31,96	
Cloreto	20,6	0,6	20	0,56	12,7	0,36	15,2	0,43	8,7	0,2	15,2	0,43	14,8	0,41	15,3	0,43
Nitrato	26,8	0,43	26,8	0,43	29,5	0,47	21,6	0,35	28,2	0,45	37,4	0,6	26	0,42	46,6	0,74
Nitrito	0,013		0,02		0,03		0,02		0,02		0,003		0,013		0,02	
Cátions																
Amônio	0,08		0,36		1,37	0,08	5,0	0,3	0,01		Ald		0,01		0,08	

Dezembro/2000

	NAZ42		NAZ43		RED44		RED45		RED46		RED47		UMA49		Uma51		Uma52	
Parâmetros	mg/L	meq/L	mg/L	meq/L	mg/L	meq/L	mg/L	meq/L	mg/L	meq/L	mg/L	meq/L	mg/L	meq/L	mg/L	meq/L	mg/L	meq/L
Ânions																		
Bicarbonato	19,4	0,32	31,2	0,51	35,62	0,58	50,63	0,83	23,42	0,38	21,59	0,37	8,78	0,14	3,3	0,05	3,3	0,05
Cloreto	14,2	0,4	17,8	0,5	12,2	0,34	17,8	0,4	24	0,67	36,2	1,0	23,8	0,67	23,8	0,67	20	0,56
Nitrato	28,6	0,46	29,9	0,48	33,4	0,53	36,5	0,58	47,5	0,76	18	0,5	17,6	0,49	30,4	0,49	45,8	0,73
Nitrito	0,03		0,013		0,02		0,02		0,01		0,03				0,01		0,01	
Cátions																		
Amônio	0,04		Ald		0,3	0,018	0,06		0,46	0,03	2,2	0,13		0,07	6,9	0,4	2,12	0,06

junho/2001														
Parâmetros	NAZ5		RED6		UMA7		UMA8		NAZ12		NAZ13		NAZ14	
	mg/l	meq/L	mg/L	meq/L	mg/L	meq/L	mg/L	meq/L	mg/L	meq/L	mg/L	meq/L	mg/L	meq/L
Ânions														
Bicarbonato	28,1	0,46	107,4	1,76	1,2	0,02	1,22	0,07	73	1,2	36,6	0,6	Na	
Cloreto	22,3	0,63	24,3	0,69	35	0,99	46	1,5	11,7	0,33	18,2	0,51	14,7	0,41
Nitrato	40,5	0,65	16,3	0,26	37,4	0,6	37,8	0,6	14,1	0,23	55	0,89	23,8	0,38
Nitrito	0,01		0,01		0,03		0,02		0,02		0,01		0,03	
Sulfato	53	1,1	48	1,0	1	0,02	1	0,02	19	0,4	41	0,85	40	0,83
Soma		2,85		3,71		1,63		1,95		2,15		2,85		1,63
Cátions														
Cálcio	35	1,75	43	2,15	3,1	0,16	5,9	0,29	35	1,7	19,8	0,99	31	1,5
Magnésio	2,4	0,2	3,5	0,29	0,9	0,07	1,9	0,16	2,1	0,17	0,9	0,07	1,7	0,14
Potássio	3,5	0,09	7,3	0,19	6,1	0,16	6	0,15	3,4	0,09	6,7	0,2	4,7	0,12
Sódio	25,8	1,12	29,8	1,3	29,8	1,3	34	1,5	14,2	0,62	27,9	1,2	19,6	0,85
Amônio	Ald		2,33	0,13	5,7	0,32	5,3	0,61	Ald		0,04		0,01	
Soma		3,16		4,05		2,00		1,95		2,62		2,45		2,66
Erro %		5,2		4,4		10		9,9		9,9		- 7,6		24
Dureza	97,2		121,7		11,4		22,5		96		53,1		84,3	

junho/2001														
Parâmetros	Red21		Naz23		Naz24		Naz25		NAZ26		NAZ27		Red29	
	mg/l	meq/L	mg/L	meq/L	mg/L	meq/L	mg/L	meq/L	mg/L	meq/L	mg/L	meq/L	mg/L	meq/L
Ânions														
Bicarbonato	25,8	0,42	Na		4,88	0,08	Na		Na		53	0,87	2,4	0,04
Cloreto	36,4	1,02	19,8	0,56	24,3	0,69	20,2	0,57	20,2	0,57	43	1,2	16,2	0,46
Nitrato	30,8	0,5	39,6	0,64	36,96	0,6	26,84	0,47	21,56	0,35	32,56	0,53	30,8	0,497
Nitrito	0,05		0,02		0,02		0,02		0,02		0,04		0,013	
Sulfato	21	0,43	38	0,79	24	0,5	20	0,42	20	0,42	27	0,56	10	0,21
Soma		2,38		1,99		1,86		1,42		1,33		3,7		1,2
Cátions														
Cálcio	2,2	0,11	28	1,4	13	0,65	14,1	0,7	7,4	0,37	24	1,2	5,0	0,25
Magnésio	6,5	0,54	1,5	0,12	0,9	0,07	1,2	0,1	0,5	0,04	1,6	0,13	2,1	0,17
Potássio	3,4	0,09	6,3	0,16	4,6	0,12	0,5	0,01	1,5	0,04	5,7	0,15	0,9	0,02
Sódio	34,4	1,5	26,7	1,2	25	1,1	12,3	0,54	21,9	0,95	34,2	1,5	19,9	0,87
Amônio	2,1	0,12	1,5		3,5	0,19	0,08		0,45		2,0	0,1	1,3	
Soma		2,34		2,93		2,12		1,35		1,43		3,07		1,38
Erro %		- 0,8		19		6,6		- 2,3		3,3		-1,5		7,0
Dureza	32,2		19,1		36,1		40		20,5		3,7		21,1	

Junho/2001/continuação

Parâmetros	RED30		UMA31		NAZ33		RED38		NAZ39		NAZ40		NAZ41		NAZ42		Naz43	
	mg/L	meq/L	mg/L	meq/L	mg/L	meq/L	mg/L	meq/L	mg/L	meq/L	mg/L	meq/L	mg/L	meq/L	mg/L	meq/L	mg/L	meq/L
Ânions																		
Bicarbonato	Na		28,1	0,46	Na		2,44	0,04	Na		Na		Na		Na		Na	
Cloreto	27,4	0,77	29	0,82	10,8	0,31	4	0,11	12,7	0,36	15,3	0,43	21,4	0,6	9,8	0,23	16	0,5
Nitrato	40,9	0,66	16,3	0,26	28,2	0,45	5,7	0,09	30,4	0,49	40,5	0,65	38,7	0,62	4,84		35,2	0,57
Nitrito	0,01		0,01		0,01		0,01		0,01		0,013		0,02		0,1		0,02	
Sulfato	38	0,79	33	0,69	2	0,04	11	0,23	31	0,65	29	0,6	30	0,62	22	0,46	33	0,69
Soma		2,22		2,23		0,80		0,47		1,49		1,69		1,85		0,81		1,7
Cátions																		
Cálcio	41,7	2,1	9,8	0,49	6	0,3	6	0,3	39	1,95	44	2,2	31	1,5	26	1,3	38	1,9
Magnésio	3,1	0,26	1,5	0,123	0,4	0,03	0,02	0,002	2,0	0,16	3,0	0,25	1,9	0,16	1,3	0,1	2,0	0,17
Potássio	5,2	0,13	5,8	0,15	Ald		Ald		4,3	0,11	1,8	0,05	5,7	0,15	1,0	0,03	3,5	0,09
Sódio	35,6	1,55	23,3	1,0	14,5	0,63	3	0,13	12,9	0,56	8,7	0,38	19,4	0,84	16,4	0,71	19,5	0,85
Amônio	0,03		4,7	0,26	Ald		0,03		0,06		0,01		0,1		0,41		0,01	
Soma		4,02		2,04		0,96		0,03		2,79		2,87		2,70		2,17		3,0
Erro %		28,8		- 4,5		9,2						25,9		18,6		45,3		27,5
Dureza	116,6		30,6		16,6		15,1		105,5		122,1		85,2		70,2		103	

Junho/01/continuação

Parâmetros	NAZ44		RED45		RED46		RED47		UMA50		UMA51		UMA52		UMA59		UMA70	
	mg/l	meq/L	mg/L	meq/L	mg/L	meq/L	mg/L	meq/L	mg/L	meq/L	mg/L	meq/L	Mg/L	meq/L	mg/L	meq/L	mg/L	meq/L
Ânions																		
Bicarbonato	58,6	0,96	65,9	0,75	34,2	0,56	35,4	0,58	Na		2,32	0,12	32,94	0,54	Na		22,43	0,37
Cloreto	13,5	0,38	18,8	0,53	29	0,82	16,6	0,47	7,0	0,197	34,4	0,97	30	0,85	37	1,04	30	0,85
Nitrato	25,96	0,96	28,2	0,45	40,9	0,66	36,96	0,6	5,3		26,4	0,43	38,3	0,62	27,3	0,44	47,1	0,76
Nitrito	0,01		0,01		0,01		0,01		0,02		0,02		0,01		0,01		0,01	
Sulfato	35	0,73	36	0,75	39	0,81	37	0,77	13	0,27	17	0,35	29	0,6	40	0,83	25	0,52
Soma		2,49		3,80		2,85		2,42		0,55		1,87		2,61		2,32		2,13
Cátions																		
Cálcio	33	1,6	39,8	1,99	34	1,7	24,6	1,2	4,1	0,21	6	0,3	27,7	1,4	24	1,2	13	0,65
Magnésio	2,1	0,173	2,6	0,21	2,6	0,21	2,1	0,17	Ald		0,98	0,08	2,3	0,19	2,6	0,21	1,3	0,11
Potássio	3,9	0,1	4,5	0,12	5,1	0,13	6,3	0,16	4,1	0,11	6,7	0,17	5,2	0,13	7,6	0,19	5	0,13
Sódio	18,1	0,79	26,4	1,15	32,8	1,43	25,5	1,1	2,6	0,11	24,9	1,1	27,2	1,2	31,4	1,4	22,5	0,98
Amônio	0,3		0,04		0,3		1,9	0,11	Ald		8,4	0,47	2,4	0,13	7,2	0,4	3,3	0,18
Soma		2,72		3,47		3,48		2,78		0,42		2,10		3,02		3,37		2,05
Erro %		4,5		- 4,6		10,0		7,0		- 13,4		5,8		7,3		18,5		- 9,9
Dureza	91		110		95,5		70,0		10,2		19		78,6		70,6		37,8	

Setembro/01																		
Parâmetros	RED6		UMA7		UMA8		NAZ14		NAZ23		NAZ24		NAZ25		NAZ26		RED29	
	mg/l	meq/L	mg/L	meq/L	mg/L	meq/L	mg/L	meq/L	mg/L	meq/L	mg/L	meq/L	mg/L	meq/L	mg/L	meq/L	mg/L	meq/L
Ânions																		
Bicarbonato	158,6	2,6	Ald		Ald		32,94	0,54	50	0,82	15,9	0,26	2,44	0,04	Ald		Ald	
Cloreto	32,6	0,92	43,65	1,2	55,5	1,6	8,8	0,24	30,63	0,86	53,3	1,5	43,65	1,2	30,63	0,86	21	0,59
Nitrato	11,9	0,19	44,4	0,72	35,6	0,57	10,6	0,17	37,4	0,6	39,6	0,64	31,7	0,51	24,6	0,397	34	0,55
Nitrito	0,01		0,02		0,02		0,03		0,03		0,01		0,01		0,01		0,03	
Sulfato	43	0,895	2	0,04	1	0,02	11	0,23	38	0,79	27	0,56	19	0,396	12	0,25	11	0,23
Soma		4,61		1,99		2,16		1,18		3,1		2,96		2,18		1,51		1,37
Cátions																		
Cálcio	46,1	2,3	10	0,5	9,6	0,47	13	0,65	35,2	1,8	22	1,1	17	0,85	11,5	0,57	9,6	0,48
Magnésio	4,2	0,35	2	0,17	1,7	0,14	1	0,08	2,5	0,21	1,9	0,16	1,8	0,15	1,3	0,11	2,7	0,2
Potássio	4,8	0,12	3	0,08	4	0,1	Ald		2,3	0,06	1,4	0,04	Ald		Ald		Ald	
Sódio	31,2	1,4	15,1	0,66	33,6	1,46	8	0,35	26	1,1	25,4	1,1	26,5	1,2	23,4	1,0	21	0,9
Amônio	2,2	0,12	4	0,22	4,2	0,23	0,13		1,4		2,7	0,14	0,19		0,46		1,2	0,09
Soma		4,25		1,62		2,42		1,1		3,23		2,5		2,16		1,72		1,68
Erro %		- 4,0		- 10,3		5,6		- 4,2		2,4		- 7,6		- 0,4		6,6		10,2
Dureza	132,3		33,2		30,9		36,5		98,1		62,7		49,8		34		35,1	

Setembro01/continuação																		
Parâmetros	RED30		Uma31		Red33		NAZ39		NAZ40		NAZ41		RED42		RED43		RED44	
	mg/l	meq/L	mg/L	meq/L	mg/L	meq/L	mg/L	meq/L	mg/L	meq/L	mg/L	meq/L	mg/L	meq/L	mg/L	meq/L	mg/L	meq/L
Ânions																		
Bicarbonato	75,64	1,2	51,24	0,84	Ald		76,86	1,3	75,64	1,24	53,68	0,88	35,38	0,6	92,7	1,5	62,7	1,0
Cloreto	43,65	1,2	31,6	0,89	14	0,395	21,02	0,59	33	0,93	29,63	0,84	25,63	0,72	22,6	0,64	24,6	0,69
Nitrato	45,8	0,74	12,76	0,21	54,6	0,88	23,76	0,38	36,5	0,59	37,84	0,61	38,7	0,62	29,5	0,48	31,2	0,5
Nitrito	0,01		0,02		0,02		0,01		0,01		0,01		0,01		0,01		0,02	
Sulfato	33	0,69	30	0,62	18	0,38	25	0,52	34	0,71	37	0,77	30	0,62	28	0,58	37	0,77
Soma		3,9		2,56		1,65		2,76		3,47		3,10		2,55		3,22		3,0
Cátions																		
Cálcio	44,2	2,2	19,4	0,97	18	0,9	31	1,5	42,7	2,13	36,3	1,8	29,5	1,47	40,8	2,1	38,2	1,9
Magnésio	4,1	0,34	2,7	0,2	2,2	0,18	2,2	0,18	3,2	0,26	2,9	0,24	2,5	0,21	Ald		3,2	0,26
Potássio	Ald		Ald		0,14	0,004	0,9	0,02	2,0	0,05	2,2	0,06	1,2	0,03	Ald		2,2	0,06
Sódio	14,7	0,64	25	1,1	20	0,87	16	0,7	18,2	0,79	21,6	0,94	21,5	0,94	19,3	0,84	21,6	0,94
Amônio	0,18		4,4	0,24	Ald		0,1		0,06		0,18		0,1		0,17		0,41	
Soma		3,19		2,52		1,95		2,45		3,24		3,06		2,65		2,88		3,19
Erro %		- 9,9		- 0,8		8,4		-5,8		- 3,4		- 0,7		1,9		-5,4		3,1
Dureza	127,1		59,5		54		86,4		119,7		102,5		83,9		101,8		108,5	

Setembro/01/continuação

Parâmetros	Red45		Red46		Red47		Uma50		Uma52		Naz70	
	mg/L	meq/L	mg/L	meq/L	mg/L	meq/L	mg/L	meq/L	mg/L	meq/L	mg/L	meq/L
Ânions												
Bicarbonato	93,94	1,5	46,36	0,76	47,58	0,78	4,0	0,07	51	0,84	48,6	0,8
Cloreto	12,6	0,36	41,65	1,2	30,6	0,86	3,5		30,3	0,86	41	1,1
Nitrato	27,7	0,45	39,5	0,64	32,6	0,53	0,01		40,9	0,66	18,92	0,31
Nitrito	0,01		0,01		0,01		0,01		0,02		0,02	
Sulfato	35	0,73	37	0,77	36	0,75	1,0	0,02	28	0,58	1,0	0,02
Soma		3,07		3,34		2,92		0,47		2,93		2,28
Cátions												
Cálcio	42,3	2,1	36	1,8	30,3	1,5	4,0	0,2	30	1,5	16	0,8
Magnésio	3,2	0,26	3,3	0,27	3,3	0,27	0,6	0,05	2,9	0,24	1,7	0,14
Potássio	0,7	0,02	2,3	0,06	1,6	1,0	Ald		1,5	0,04	2,0	0,5
Sódio	25,7	1,1	35	1,5	25,7	1,1	4,0	0,17	29,3	1,27	23,97	1,0
Amônio	0,05		0,41	0,02	1,99	0,1	0,15		1,9	0,1	5,2	0,29
Soma		3,51		3,67		3,05		0,43		3,15		2,32
Erro %		6,7		4,7		2,2		-4,3		3,6		0,8
Dureza	118,7		103,4		89,2		12,4		86,8		45,9	

Dezembro/01

Parâmetros	NAZ5		RED6		UMA7		UMA8		NAZ13		NAZ14		NAZ21		NAZ23	
	mg/l	meq/L	mg/L	meq/L	mg/L	meq/L	mg/L	meq/L	mg/L	meq/L	mg/L	meq/L	mg/L	meq/L	mg/L	meq/L
Ânions																
Bicarbonato	62,2	1,02	150	2,46	0		0		40,3	0,7	48	0,79	24,4	0,4	45,75	0,75
Cloreto	28,4	0,8	33,0	0,93	41,65	1,18	50,7	1,4	29,6	0,84	29,62	0,84	53,7	0,81	50,64	1,4
Nitrato	33,4	0,54	27,3	0,4	34,8	0,56	35,2	0,57	39,2	0,63	39,2	0,63	31,7	0,51	41,4	0,67
Nitrito	0,02		0,02		0,02		0,02		0,01		0,02		Na		0,02	
Sulfato	37	0,77	47	0,98	0		1	0,02	42	0,87	42	0,87	39	0,81	43	0,9
Soma		3,13		4,81		1,74		2,02		3,0				3,24		3,74
Cátions																
Cálcio	27,9	1,4	46	2,3	2	0,1	ALD		30,9	1,5	19,2	0,96	2,4	0,12	56,4	2,8
Magnésio	2,4	0,2	3,0	0,25	2	0,17	0,5	0,04	2,6	0,21	1,8	0,15	1,3	0,11	5,6	0,46
Potássio	8,2	0,21	4,2	0,1	1,4	0,04	3,2	0,08	6,9	0,18	6,6	0,17	13	0,33	Ald	
Sódio	33,5	1,5	25	1,1	30	1,3	32,4	1,4	28,4	1,24	32,3	1,4	46	2	6,2	0,27
Amônio	0,05		2,3	0,13	5,4	0,3	4,5	0,25	Ald		0,58		1,6		0,73	
Soma		3,26		3,86		1,90		1,78		3,17		2,7		2,65		3,59
Erro %		2,0		- 10,9		4,6		- 6,2		2,7		-7,1		- 10		- 2,1
Dureza	79,5				13,2		13,2		87,8		55,3		11,3		163,8	

Dezembro/01/continuação

Parâmetros	Naz24		Naz25		Red29		Red30		Red33		NAZ38		NAZ39		NAZ40		Naz41	
	mg/l	meq/L	mg/L	meq/L	mg/L	meq/L	mg/L	meq/L	mg/L	meq/L	mg/L	meq/L	mg/L	meq/L	mg/L	meq/L	mg/L	meq/L
Ânions																		
Bicarbonato	23	0,38	<0,1		20	0,33	67,1	1,1	< 0,1		12,2	0,2	68,3	1,1	5,0	0,08	45	0,74
Cloreto	33,64	0,95	28,63	0,81	22,6	0,64	37,64	1,0	15,62	0,44	16	0,45	21	0,59	20,6	0,58	24,6	0,7
Nitrato	34,8	0,56	29,5	0,48	11	0,18	34,3	0,55	27,3	0,44	4,8		25	0,4	29,9	0,48	40,5	0,65
Nitrito	0,02		0,02		0,02		0,01		0,02		0,01		0,01		0,01		0,02	
Sulfato	30	0,62	23	0,48	12	0,25	36	0,75	2,0	0,92	12	0,25	25	0,52	33	0,69	34	0,71
Soma		2,51		1,76		1,39		3,46				0,98		2,64		1,83		2,80
Cátions																		
Cálcio	12,9	0,64	4,1	0,2	3,3	0,16	26,3	1,3	2,0	0,1	6,2	0,31	30	1,5	10,4	0,52	30	1,5
Magnésio	1,6	0,13	Ald		2,0	0,16	2,6	0,21	0,5	0,04	0,9	0,07	3,6	0,3	0,15		2,1	0,17
Potássio	4,6	0,12	9,1	0,23	1,0		8,1	0,21	2,0	0,05	1,0		8,0	0,2	6,6	0,17	7,5	0,19
Sódio	27,1	1,2	39	1,7	20,5	0,89	32,5	1,4	13	0,57	9,3	0,4	20	0,87	19,2	0,84	25,7	1,1
Amônio	3,0	0,17	0,06		1,2		0,03		Na		0,12		0,05		0,04		0,13	
Soma		2,24		2,14		1,31		3,15		0,76		0,82		2,87		1,54		2,99
Erro %		-5,8		9,6		- 3,0		- 4,8		-9,8		-8,8		4,2		-8,8		3,3
Dureza	38,8		10,2		16,5		76,3		7,0		19,2		89,7		26,6		83,5	

Dezembro/01/continuação

Parâmetros	Red42		Red43		Red44		Red45		Red46		Red47		Uma50		Uma51	
	mg/l	meq/L	mg/L	meq/L	mg/L	meq/L	mg/L	meq/L	mg/L	meq/L	mg/L	meq/L	mg/L	meq/L	mg/L	meq/L
Ânions																
Bicarbonato	51	0,84	92	1,51	68,3	1,1	92,7	1,5	53,1	0,87	48,2	0,79	19,5	0,32	9,6	0,16
Cloreto	24,6	0,69	21,62	0,61	17,2	0,48	26,8	0,76	40,6	1,2	36,63	0,86	12,61	0,36	35,84	1,0
Nitrato	2,6		27,3	0,44	21,1	0,34	26,4	0,43	38,3	0,62	40,9	0,66	11,86	0,19	26,4	0,43
Nitrito	0,02		0,02		0,01		Ald		Ald		0,02		Ald		0,02	
Sulfato	38	0,79	30	0,62	26	0,54	38	0,79	41	0,85	39	0,81	46	0,96	17	0,35
Soma						2,48		3,49		3,49		3,13				1,95
Cátions																
Cálcio	25,4	1,3	55,1	2,7	28	1,4	17,1	0,85	21,67	1,1	10	0,5	8,7	0,43	2,8	0,14
Magnésio	2,2	0,18	4,7	0,39	Ald		1,2		2,0	0,16	1,0	0,08	0,25	0,02	0,25	0,02
Potássio	3,7		6,6	0,17	3,5		12	0,3	Ald		16	0,41	4,8	0,12	6,96	0,18
Sódio	9,8	0,43	4,7	0,2	12,4	0,54	40,8	1,8	37,3	1,6	33	1,4	19,95	0,87	22,96	1,0
Amônio	0,03		0,03		0,25		0,06		0,28		2,0	0,1	3,4	0,19	7,5	0,42
Soma		1,97		3,5		2,04		3,04		2,88		2,54		1,63		1,75
Erro %		-9,1		4,9		-9,8		-6,9		-9,5		-10,4		-5,5		-5,2
Dureza	72,4		156,8		69,9		47,6		62,3		29,1		22,7		8,0	

Dezembro/01/continuação

Parâmetros	Uma52		Uma59	
	mg/l	meq/L	mg/L	meq/L
Ânions				
Bicarbonato	49,8	0,82	93,7	1,54
Cloreto	33,04	0,93	44,65	1,3
Nitrato	51,8	0,83	17,2	0,28
Nitrito	0,02		0,02	
Sulfato	30	0,63	45	0,94
Soma				4,01
Cátions				
Cálcio	28,8	1,4	16,2	0,81
Magnésio	3,96	0,3	2,6	0,21
Potássio	8,8	0,28	17,7	0,45
Sódio	33,1	1,4	41,2	1,8
Amônio	1,2		8,1	0,45
Soma		3,49		3,72
Erro %		4,3		-3,8
Dureza	88,1		51,1	

Fevereiro/2002

Parâmetros	NAZ5		RED6		UMA7		UMA8		NAZ13	
	mg/l	Meq/L	mg/L	meq/L	mg/L	meq/L	mg/L	meq/L	mg/L	meq/L
Ânions										
Bicarbonato	17	0,28	155	2,54	0		0		36,1	0,59
Cloreto	27,8	0,78	34,8	0,98	42,3	1,2	50,1	1,4	30,8	0,87
Nitrato	32,1	0,51	12,8	0,21	31,7	0,5	30	0,48	39,6	0,64
Nitrito	Ald		0,03		0,01		0,02		0,03	
Sulfato	36	0,75	44	0,92	3		Ald		41	0,85
Soma		2,33		4,65		1,77		1,,90		2,95
Cátions										
Cálcio	7,2	0,18	39,1	0,13	Ald		Ald		23,1	1,8
Magnésio	6,6	0,54	4,3	0,35	1,8	0,15	1,1		2,6	0,2
Potássio	7,2	0,18	9,7	0,25	8,5	0,22	5,9	0,15	6,7	0,17
Sódio	29,2	1,27	30,8	1,3	36,6	1,6	29,6	1,3	23,8	1,0
Amônio	Ald		2,4	0,13	10,6	0,59	7,7	0,42	0,03	
Soma		2,0		4,03		2,55		1,96		3,22
Erro %		- 7,7		- 7,1		18		1,5		4,4
Dureza	27,1		115,2		7,4		4,5		100,8	

Fevereiro/2002

Parâmetros	Red21		Naz23		Naz24		Naz25		Red29	
	mg/l	meq/L	mg/L	meq/L	mg/L	meq/L	mg/L	meq/L	mg/L	meq/L
Ânions										
Bicarbonato	31,7	0,52	50	0,82	0		0		0	
Cloreto	55	1,6	32,8	0,93	32,8	0,93	29,4	0,83	23,2	0,65
Nitrato	10,1	0,16	31,7	0,51	34,8	0,56	27,3	0,44	26,4	0,43
Nitrito	0,05		Ald		0,003		Ald		0,02	
Sulfato	24	0,5	43	0,9	30	0,62	20	0,42	12	0,25
Soma		2,73		3,15		2,11		1,69		1,33
Cátions										
Cálcio	8,0	0,4	34,55	1,7	Ald		11	0,55	Ald	
Magnésio	7,0	0,58	2,7	0,23	2,4	0,2	1,4	0,12	2,6	0,21
Potássio	8,0	0,2	8,5	0,23	8,5	0,22	4,9	0,13	2,7	
Sódio	46,8	2,0	30,6	1,3	30,6	1,3	23,9	1,0	20	0,87
Amônio	1,6		0,83		3,3	0,18	0,15		1,4	
Soma		3,30		3,54		1,93		1,84		1,23
Erro %		9,4		5,8		-4,5		4,3		-3,9
Dureza	48,8		97,3		9,9		33,2		10,7	

Fevereiro/02

Parâmetros	RED30		RED33		NAZ38		NAZ39		NAZ40		NAZ41		NAZ42		NAZ43	
	mg/L	meq/L	mg/L	meq/L	mg/L	meq/L	mg/L	meq/L	mg/L	meq/L	mg/L	meq/L	mg/L	meq/L	mg/L	meq/L
Ânions																
Bicarbonato	70	1,1	Nd		0		73,2	0,6	101	1,66	45	0,74	31	0,51	98,8	1,6
Cloreto	36,6	1,0	Nd		7	0,197	20,8	0,59	23,8	0,67	23,8	0,67	24,8	0,7	13	0,37
Nitrato	34,8	0,56	28,6		6		23,3	0,38	24,6	0,4	36,5	0,59	32,7	0,53	32	0,52
Nitrito	0,02		0,03		0,02		Ald		Ald		0,01		Ald		Ald	
Sulfato	35	0,73	36	0,36	11	0,23	29	0,604	35	0,73	29	0,6	36	0,75	30	0,62
Soma		3,48				0,52		2,77		3,45		2,60		2,48		3,13
Cátions																
Cálcio	39,1	1,95	3	0,15	3	0,15	23,2	1,2	29	1,4	29	1,4	20,9	1,04	30	1,5
Magnésio	2,9	0,24	0,6	0,045	0,6	0,55	2,2	0,18	5,2	0,43	2,5	0,21	2	0,16	2,4	0,2
Potássio	5,7	0,15	0,2	0,005	0,2	0,005	5,8	0,15	9,6	0,25	7,6	0,19	7,3	0,19	4,3	0,1
Sódio	29,8	1,3	5	0,22	5	0,22	21	0,91	26,6	1,2	22,2	0,97	21,6	0,94	16,4	0,71
Amônio	0,04		0,06		0,2		0,26		0,18		0,27		0,05	0,05	0,04	
Soma		3,63		-		0,43		2,41		3,29		2,83		2,34		2,52
Erro %		2,2				- 9,5		- 6,8		- 2,4		4,2		- 3,0		- 10,7
Dureza	109,5				10		66,9		93,7		82,6		60,4		84,7	

Fevereiro/02

	Red44		Red46		RED47		Uma51		Uma52	
Parâmetros	mg/l	mq/L	mg/L	meq/L	mg/L	meq/L	mg/L	meq/L	mg/L	mg/L
Ânions										
Bicarbonato	85	1,4	50	0,82	41,5	0,68	Na		48,2	0,79
Cloreto	20,8	0,59	63	1,8	31,8	0,9	Na		31,8	0,9
Nitrato	17,6	0,3	34,8	0,56	23,8	0,38	29,5		43,1	0,7
Nitrito	0,02		0,02		0,01		0,05			
Sulfato	24	0,5	39	0,81	39	0,81	15		28	0,58
Soma		2,76		3,97		2,77				2,97
Cátions										
Cálcio	35,3	1,8	35,3	1,8	25,1	1,2	Na		22,4	1,1
Magnésio	2,7	0,22	3,0	0,25	2,8	0,2	Na		2,6	0,21
Potássio	1,1	0,03	7,6	0,19	8,9	0,2	Na		8,1	0,2
Sódio	5,4	0,23	32,2	1,4	26,2	1,1	Na		32	1,4
Amônio	0,23		0,4		2,1	0,12	1,7		2,1	0,1
Soma		2,26		3,63		2,97				3,05
Erro %		-10		-4,5		3,4				1,4
Dureza	99,2		100,4		74,1		Na		66,6	

Março/02

	NAZ5		RED6		UMA7		UMA8		NAZ13		RED21		NAZ23		NAZ24	
Parâmetros	mg/l	meq/L	mg/L	meq/L	mg/L	meq/L	mg/L	meq/L	mg/L	meq/L	mg/L	meq/L	mg/L	meq/L	mg/L	meq/L
Ânions																
Bicarbonato	114,4	1,9	114,4	1,9	0		0		47,3	0,78	21,1	0,35	36,6	0,63	4,4	0,072
Cloreto	28,8	0,81	32,8	0,93	48	1,4	56,1	1,6	29,8	0,84	60	1,69	35	0,99	26	0,73
Nitrato	34,8	0,56	14,5	0,23	32,1	0,52	24,6	0,4	37,8	0,61	34,8	0,6	26,4	0,42	39,2	0,63
Nitrito	0,03		0,02		0,02		0,03		0,03		0,05		0,3		0,02	
Sulfato	30	0,62	41	0,85	6	0,12	1	0,02	36	0,75	24	0,5	40	0,83	25	0,52
Soma		3,87		3,89		2,04		2,0		2,98		3,10		2,89		
Cátions																
Cálcio	38	1,9	45	2,2	2	0,1	5	0,25	31	1,5	6	0,3	25	1,2	23	1,1
Magnésio	3	0,25	4	0,33	1	0,08	2	0,16	2	0,16	9	0,74	3	0,25	1	0,08
Potássio	3	0,08	9	0,23	10	0,26	8	0,2	6	0,15	7	0,18	10	0,26	5	0,13
Sódio	23	1,0	34	1,5	38	1,65	34	1,5	29	1,3	48	2,1	32	1,4	27	1,2
Amônio	Ald		2,4	0,13	6,45	0,36	5,15	0,29	0,02		2,1	0,12	0,5		3,8	0,21
Soma		3,22		4,42		2,45		2,38		3,13		3,42		3,17		2,74
Erro %		- 9,2		6,4		10,2		8,7		2,5		5,0		4,7		16,7
Dureza	107,2		128,7		9,1		20,7		85,6		52,0		74,7		61,4	

Março/02

Parâmetros	Naz25		Red29		Red33		Naz38		Naz39		Naz40		Naz41		Naz42	
	mg/l	meq/L	mg/L	meq/L	mg/L	meq/L	mg/L	meq/L	mg/L	meq/L	mg/L	meq/L	mg/L	meq/L	mg/L	meq/L
Ânions																
Bicarbonato	0		0		0		11,8	0,2	45,4	0,74	72	1,2	39,94	0,62	24,9	0,41
Cloreto	30,8	0,87	24,8	0,7	28	0,8	8,8	0,25	25,8	0,72	25,8	0,73	24,8	0,7	23,8	0,67
Nitrato	31,7	0,51	30,4	0,49	45	0,73	6,2	0,1	26	0,42	31,2	0,5	44,0	0,71	25,6	0,41
Nitrito	0,03		0,02	0,19	0,02		0,02		0,02		0,03		0,03		0,03	
Sulfato	15	0,31	9,0	1,38	28	0,58	8,0	0,17	23	0,48	26	0,54	21	0,44	31	0,65
Soma		1,69		0,25		2,1		0,71		2,37		2,95		2,47		2,14
Cátions																
Cálcio	13	0,65	5,0	0,25	20	1,0	9,0	0,45	36	1,8	43	2,1	33	1,65	20	1,0
Magnésio	2,0	0,17	3,0	0,1	1,0		1,0	0,08	2,0	0,16	3,0	0,25	3,0	0,25	1,0	0,08
Potássio	5,0	0,13	4,0	1,0	13	0,3	2,0	0,05	5,0	0,13	7,0	0,18	7,0	0,18	7,0	0,18
Sódio	26	1,1	23	0,07	27	1,2	5,0	0,2	19	0,83	21	0,91	22	0,96	22	0,96
Amônio	Ald		1,3	1,67	0,12		0,05		0,04		Ald		0,3	0,01	0,03	
Soma		2,07		9,6		2,59		0,80		2,92		3,48		3,05		2,22
Erro %		10				10		6,2		10		8,3		10,5		1,9
Dureza	40,7		24,8		54		26,6		98		119,6		94,7		54,0	

Março/02

Parâmetros	NAZ43		NAZ44		RED46		RED47		UMA51		UMA52	
	mg/L	meq/L	mg/L	meq/L	mg/l	meq/L	mg/L	meq/L	mg/L	meq/L	mg/L	meq/L
Ânions												
Bicarbonato	62,8	1,0	51	0,84	43,6	0,71	46,7	0,77	5,5	0,09	38,6	0,63
Cloreto	21,8	0,61	19,8	0,56	41	1,2	29,8	0,84	36,8	0,27	29,8	0,84
Nitrato	32,6	0,53	17,2	0,28	40,5	0,65	26,6	0,43	27,3	0,44	37	0,6
Nitrito	0,03		0,02		0,02		0,02		0,02		0,03	
Sulfato	24	0,5	19	0,4	34	0,71	34	0,71	13	0,27	25	0,52
Soma		2,67		2,07		3,23		2,74		1,84		2,59
Cátions												
Cálcio	32	1,6	35	1,75	37	1,8	33	1,6	7,0	0,35	21	1,0
Magnésio	1,0	0,08	1,0	0,08	4,0	0,33	2,0	0,16	1,0	0,08	1,0	0,08
Potássio	11	0,28	4,0	0,1	13	0,33	8,0	0,2	8,0	0,2	15	0,4
Sódio	23	1,0	14	0,61	40	1,7	28	1,2	27	1,2	36	1,6
Amônio	0,2		0,18		0,37		2,1	0,12	8,1	0,45	1,6	0,21
Soma		2,97		2,55		4,27		3,35		2,26		3,17
Erro %		5,3		10		13,8		10		10		10
Dureza	84,0		91,4		108,8		90		21,6		56,5	

Junho/02

Parâmetros	Uma7	Uma8	Naz13	Naz23	Naz24	Naz25	Red29	Red30								
	mg/l	meq/L	mg/L	Meq/L	mg/L	meq/L	mg/L	meq/L	mg/L	Meq/L	mg/L	Meq/L	mg/L	meq/L	mg/L	Meq/L
Cloreto	39,6		37,6		25,6		29,6		27,6		26,6		40,6		32,6	
Nitrato	40,1		26		43,7		42,4		45,5		Na		Na		39,4	
Amônio	3,10		5,4		0,15		1,05		3,37		0,21		1,63		0,18	

Junho/02

Parâmetros	Naz40		Naz41		Naz43		Red46		Red47		Uma59	
	mg/l	Meq/L	Mg/L	Meq/L	mg/L	Meq/L	mg/L	Meq/L	mg/L	Meq/L	mg/L	Meq/L
Cloreto	12,6		13,6		19,6		An		26,6		35,6	
Nitrato	Na		Na		Na		An		39,4		38,2	
Amônio	0,14		0,33		0,23		0,54		2,06		8,75	

Anexo G - Resultados Dos parâmetros físico-químicos medidos *in situ* nas 9 de amostragem.

Mês de amostragem – junho/2000			
POÇOS	CE (µS/cm)	pH	STD (mg/L)
NAZ5	82,8	5,4	49,4
RED6	420	5,6	251
UMA7	333	5,7	200
UMA8	345	5,7	207
NAZ12	279	5,8	167
NAZ13	392	5,8	235
RED21	329	5,3	177
NAZ25	270	5,2	162
NAZ26	220	5,5	132
NAZ27	296	5,4	177
RED29	216	5,2	129
RED30	434	5,5	261
UMA31	278	5,8	167
RED32	81,9	5,3	49
RED33	148	5,8	85

CE - condutividade elétrica

STD – Sólidos totais dissolvidos

Mês de amostragem: setembro de 2000			
POÇOS	CE (µS/cm)	pH	STD (mg/L)
NAZ5	362	4	217
RED6	427	5,7	256
UMA7	326	4,2	195
UMA8	327	4,2	103,5
NAZ9	237	4,8	141,8
NAZ12	193	5,9	176,6
NAZ13	410	4,3	246
NAZ14	131	4,4	78,7
RED21	342	6,3	205
NAZ23	332	4,5	195,5
NAZ24	317	4,4	190
NAZ25	212	3,95	127
NAZ26	222	4,2	133
RED29	219	4,3	131,6
RED30	456	5,6	276
UMA31	281	4,6	168
RED32	340	4,6	205
RED33	152	4,3	91
NAZ38	49	4,95	29,6
NAZ39	333	4,2	194
NAZ40	346	4,4	207
NAZ41	361	4,2	216
NAZ42	320	4,1	192
NAZ43	365	4,4	219
RED44	388	4,5	233
RED45	392	5,8	235
RED46	417	5,4	250
RED47	372	5,6	223
UMA48	219	4,9	133
UMA49	252	5,0	152
UMA50	53	5,6	32
UMA51	286	4,6	171
UMA52	362	5,3	217
UMA53	302	3,9	181
UMA54	45	5,3	27

CE - condutividade elétrica

STD – Sólidos totais dissolvidos

Mês de amostragem: dezembro de 2000

POÇOS	CE ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	pH	STD (mg/L)
RED6	406	6,2	243
UMA7	303	4,2	183,3
UMA8	306	4,3	182,4
NAZ12	267	6,1	161
NAZ13	362	5,8	217
RED21	161,4	5,7	96,7
NAZ23	334	5,8	199
NAZ24	300	4,6	179,5
NAZ25	241	5,0	144
NAZ26	224	4,4	132
RED29	210	4,1	126,5
UMA31	367	6,2	221
RED33	146	4,1	87,7
RED39	301	6,5	181
NAZ40	305	5,3	183
NAZ41	330	6,1	198,6
NAZ42	294	6,2	176,4
NAZ43	328	6,0	196,7
NAZ44	305	6,3	182,6
NAZ45	368	6,1	220
RED46	385	5,7	231
RED47	333	5,7	199,6
RED49	244	5,8	146,6
UMA51	262	5,3	157
UMA52	336	6,7	202

CE - condutividade elétrica

STD - Sólidos totais dissolvidos

Mês de amostragem: junho de 2001

POÇOS	CE ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	pH	T ($^{\circ}\text{C}$)	STD (mg/L)
NAZ5	364	6,3	27,3	219
RED6	413	6,7	27,5	248
UMA7	300	4,4	30,4	179,6
UMA8	331	4,4	28,2	198,7
NAZ12	264	6,5	29,5	158
NAZ13	368	6,5	29	221
NAZ14	219	6,7	Nd	131
RED21	290	6,1	27,9	173
NAZ23	329	6,6	27,8	196
NAZ24	297	4,8	27,3	178
NAZ25	245	5,1	Nd	146
NAZ26	212	4,7	28,3	127
NAZ27	388	6,7	27,5	232
RED29	217	4,5	27,5	130
UMA30	437	6,5	27,4	263
RED31	261	6,1	27,7	102
RED33	156	4,6	26,8	93,5
NAZ38	60	6,8	27,6	36
NAZ39	289	6,8	26,9	173,5
NAZ40	319	6,7	27,9	189,6
NAZ41	301	6,4	30	180
NAZ42	278	6,3	28,7	166
NAZ43	334	7,2	27,3	201
NAZ44	317	6,3	27,4	189,8
RED45	234	6,6	28,8	146,6
RED46	393	6,2	29	153,5
RED47	330	6,2	29,4	198
UMA50	62,7	6,7	27,6	37,6

POÇOS	CE ($\mu\text{S/cm}$)	pH	T ($^{\circ}\text{C}$)	STD (mg/L)
UMA51	266	5,5	27,7	159,7
UMA52	345	6,5	27,7	207
UMA59	379	6,5	27,4	227
UMA70	268	5,5	28,1	160

CE - condutividade elétrica STD – Sólidos totais dissolvidos Nd – Não determinado

Mês de amostragem: Setembro de 2001

POÇOS	CE ($\mu\text{S/cm}$)	pH	T ($^{\circ}\text{C}$)	STD (mg/L)
RED6	361	6,1	27,1	216,2
UMA7	280	4,0	27,1	168,9
UMA8	294	4,0	26,7	176
NAZ14	219	6,7	27,6	131
NAZ23	316	6,1	26,7	189,2
NAZ24	280	5,1	26,9	167,7
NAZ25	246	4,4	25,9	147,7
NAZ26	226,6	4,2	27	135,7
RED29	268	4,0	27,3	136,5
UMA30	368	5,9	27,7	220
RED31	261	5,3	28,7	156,3
RED33	279,6	4,1	29,3	167,4
NAZ39	245,8	6,2	26,6	147
NAZ40	299	6,2	26,8	179
NAZ41	333	5,7	27,1	199,7
NAZ42	273,5	5,7	27,8	165
NAZ43	301	6,2	26,9	180
NAZ44	296	5,8	27	177
RED45	323	6,1	27,6	193,4
RED46	356	5,6	29	213
RED47	301	5,6	27	180
UMA50	119,7	6,0	32	71,7
UMA52	309	6	27,7	185
UMA59		6,9	28,4	Nd
UMA70	346	6,4	27,4	207,2

CE - condutividade elétrica STD – Sólidos totais dissolvidos Nd – Não determinado

Mês de amostragem: Dezembro de 2001

POÇOS	CE ($\mu\text{S/cm}$)	pH	T ($^{\circ}\text{C}$)	STD (mg/L)
NAZ5	346	5,7	26,8	163
RED6	425	6,0	27,3	201
UMA7	304	4,0	26,6	143
UMA8	352	4,0	27,8	166
NAZ13	369	5,7	26,8	175
NAZ14	275	6,1	26,8	130
RED21	307	5,5	27,6	145
NAZ23	375	5,6	27,7	177
NAZ24	319	4,4	26,8	150
NAZ25	264	4,4	28,2	124
RED29	229	4,0	27,2	108
UMA30	414	5,8	27,5	196
RED33	199	4,2	26,9	88
NAZ38	112	5,7	27	53
NAZ39	323	6,2	26,7	149
NAZ40	338	6,1	27,6	159
NAZ41	367	5,8	27,1	174

POÇOS	CE ($\mu\text{S/cm}$)	pH	T ($^{\circ}\text{C}$)	STD (mg/L)
NAZ42	310	5,6	26,8	147
NAZ43	343	5,95	27	163
NAZ44	272	5,95	27,4	128
RED45	380	5,96	27,2	180
RED46	425	5,6	27,6	200
RED47	355	5,6	27,2	169
UMA50	213	5,3	27,9	100
UMA51	271	4,7	27,6	128
UMA52	345	5,8	26,8	163
UMA59	404	5,7	26,9	192

CE - condutividade elétrica

STD – Sólidos totais dissolvidos

Mês de amostragem: Fevereiro de 2002

POÇOS	CE ($\mu\text{S/cm}$)	pH	T ($^{\circ}\text{C}$)	STD (mg/L)
NAZ5	345	5,7	28,5	163
RED6	409	6,0	29	195
UMA7	300	3,8	28,2	141
UMA8	303	3,8	29	143
NAZ13	352	5,6	28,7	166
RED21	306	5,5	29,2	145
NAZ23	363	5,7	28,7	172
NAZ24	297	4,1	28,8	140
NAZ25	258	4,2	28,7	166
RED29	221	3,8	28,4	105
UMA30	396	5,8	29,1	187
RED33	157	3,9	28,7	74
NAZ38	70	6,3	29,4	33
NAZ39	286	5,9	28,5	135
NAZ40	351	6,1	Nd	166
NAZ41	323	5,6	28,5	153
NAZ42	320	4,1	29	192
NAZ43	365	4,4	28,3	219
NAZ44	247	5,9	28,8	117
RED46	397	5,6	29	189
RED47	344	5,7	28,4	189
UMA51	266	4,6	29,2	126
UMA52	335	6,4	29,6	217

CE - condutividade elétrica

STD – Sólidos totais dissolvidos

Nd - Não determinado

Mês de amostragem: Março de 2002

POÇOS	CE ($\mu\text{S/cm}$)	pH	T ($^{\circ}\text{C}$)	STD (mg/L)
NAZ5	345	5,7	Nd	168
RED6	418	6,1	28,9	198
UMA7	295	4,0	Nd	140
UMA8	303	3,8	Nd	143
NAZ13	352	5,6	Nd	185
RED21	306	5,7	29,4	145
NAZ23	356	6,0	Nd	169
NAZ24	298	5,0	Nd	141
NAZ25	257	4,8	Nd	121
RED29	311	3,8	28,6	105
UMA30	416	5,9	29,1	198
RED33	311	4,1	28,7	148
NAZ38	73	6,3	29,4	34

POÇOS	CE ($\mu\text{S/cm}$)	pH	T ($^{\circ}\text{C}$)	STD (mg/L)
NAZ39	291	6,3	Nd	138
NAZ40	352	6,3	Nd	167
NAZ41	322	5,8	Nd	152
NAZ42	290	5,7	28,9	136
NAZ43	321	6,3	Nd	152
NAZ44	245	6,0	28,9	116
RED46	406	5,7	29,4	192
RED47	348	5,9	28,4	165
UMA51	262	4,8	29,1	125
UMA52	340	6,0	29,6	161

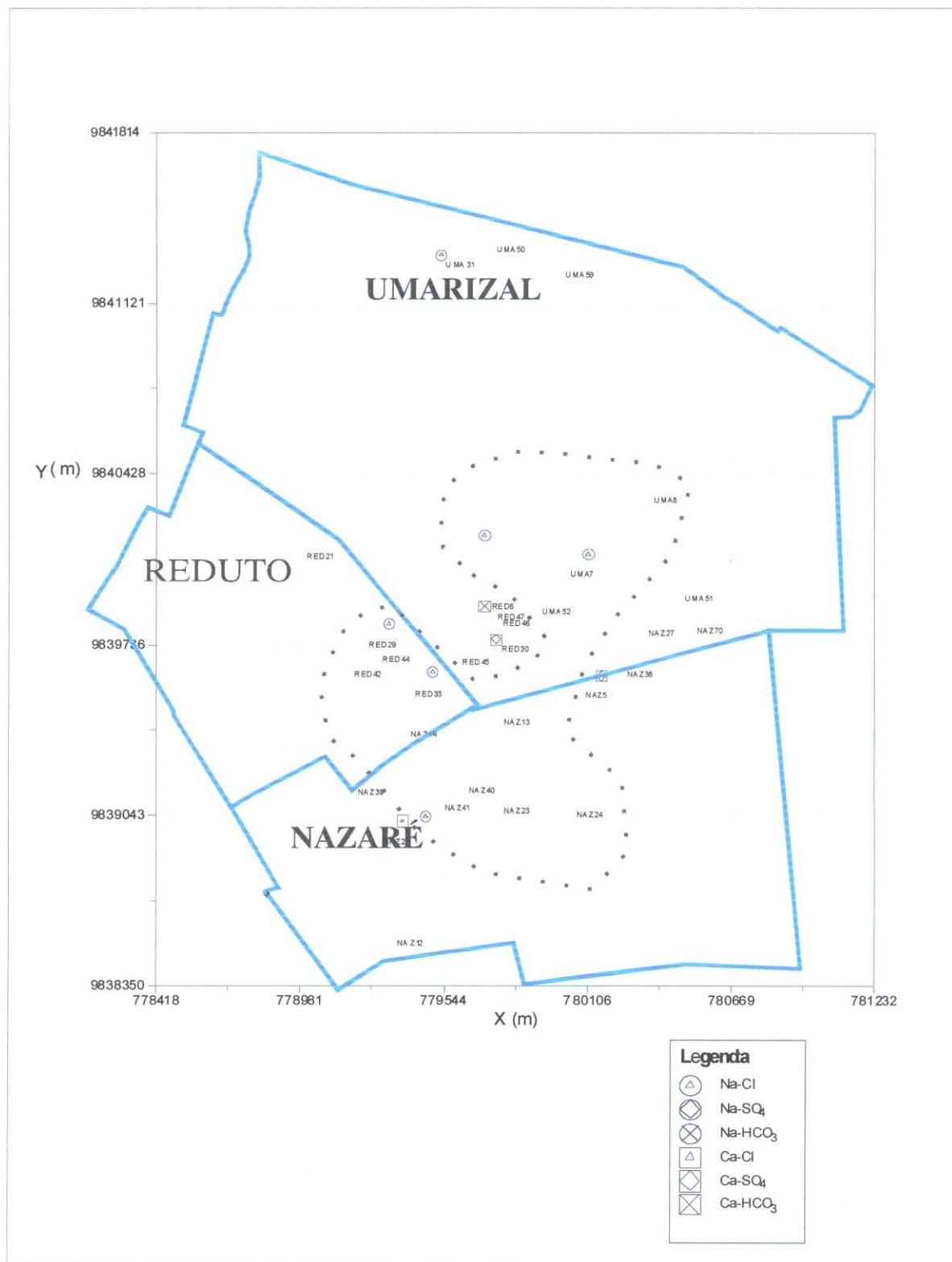
CE - condutividade elétrica STD – Sólidos totais dissolvidos Nd – Não determinado

Mês de amostragem: junho de 2002

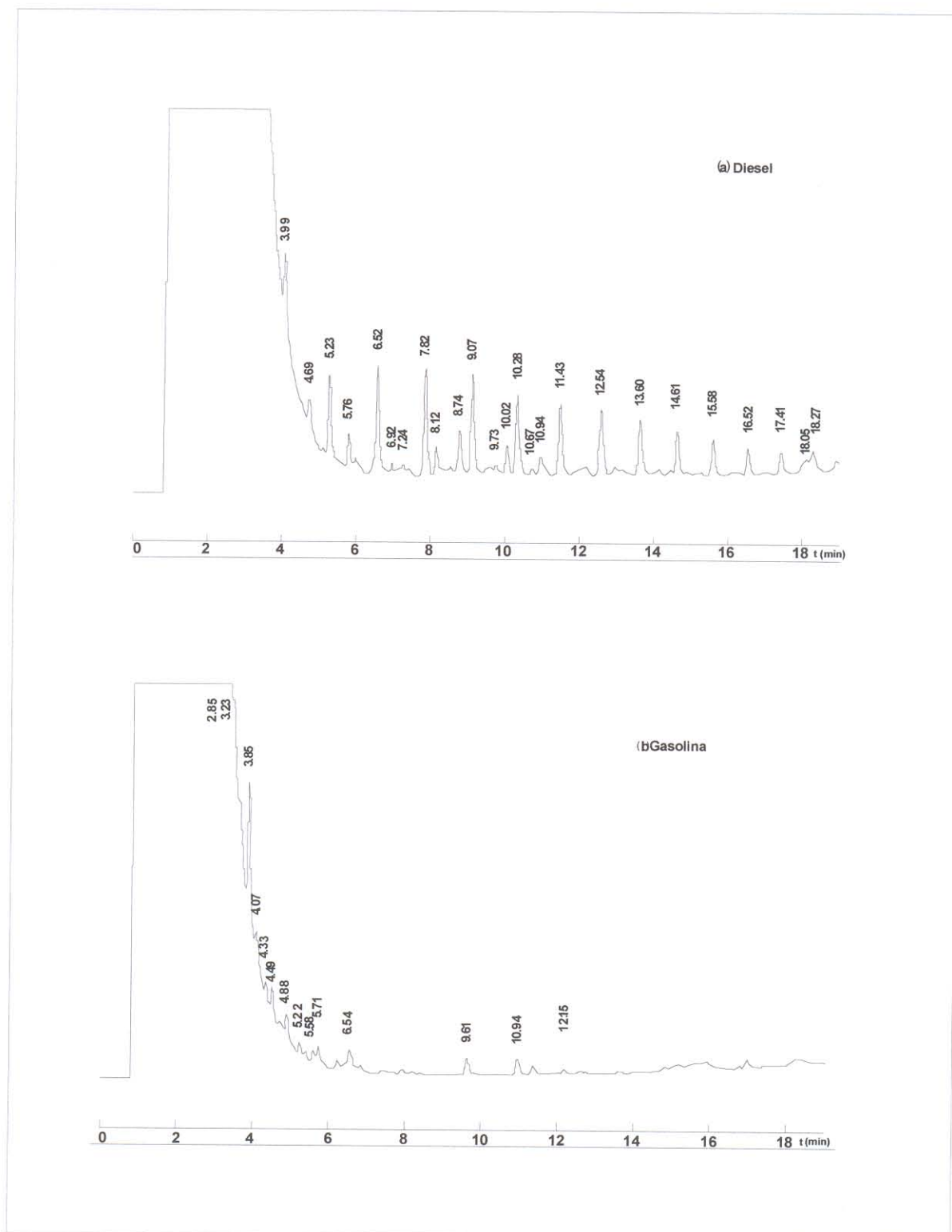
POÇOS	CE ($\mu\text{S/cm}$)	pH	T ($^{\circ}\text{C}$)	STD (mg/L)
UMA7	300	4,8	28	141
UMA8	298	4,2	27,5	140
NAZ13	377	5,9	27,8	180
NAZ23	370	6,4	28,2	176
NAZ24	305	4,7	29	144
NAZ25	253	4,4	29,8	119
RED29	224	3,5	28,7	106
UMA30	422	5,9	28,7	201
NAZ40	339	6,2	28,3	161
NAZ41	270	5,6	30,3	127
NAZ43	340	6,2	29,3	161
RED46	419	5,2	29,1	198
RED47	352	4,8	28,2	166
UMA52	354	6,8	29,3	168
UMA59	387	4,9	29,9	184

CE - condutividade elétrica STD – Sólidos totais dissolvidos

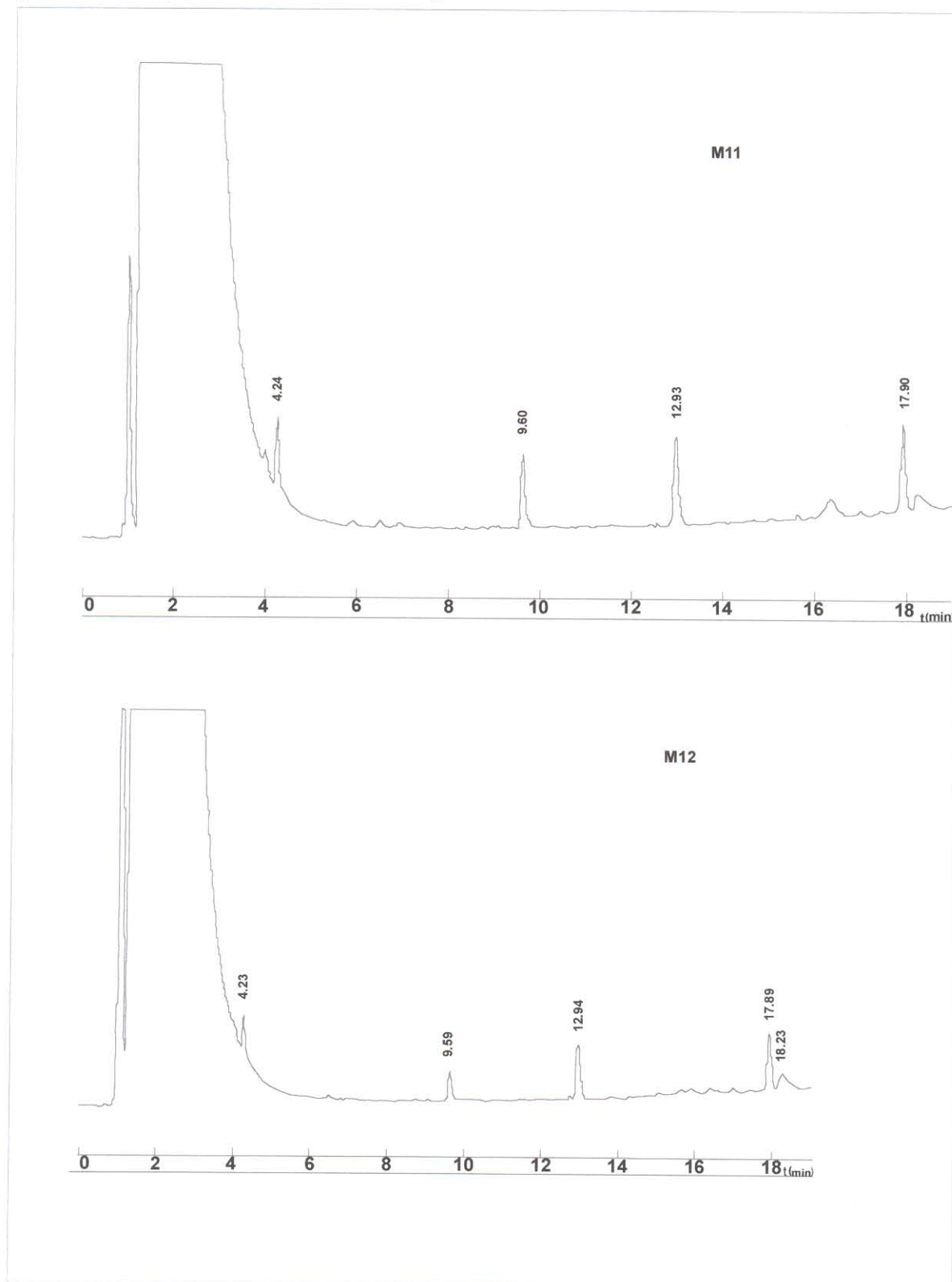
Anexo H – Mapa espacial das fácies hidroquímicas (mês de junho/01). As fácies cloretadas sódicas e cloretadas nitradas sódicas estão dentro da linha pontilhada.



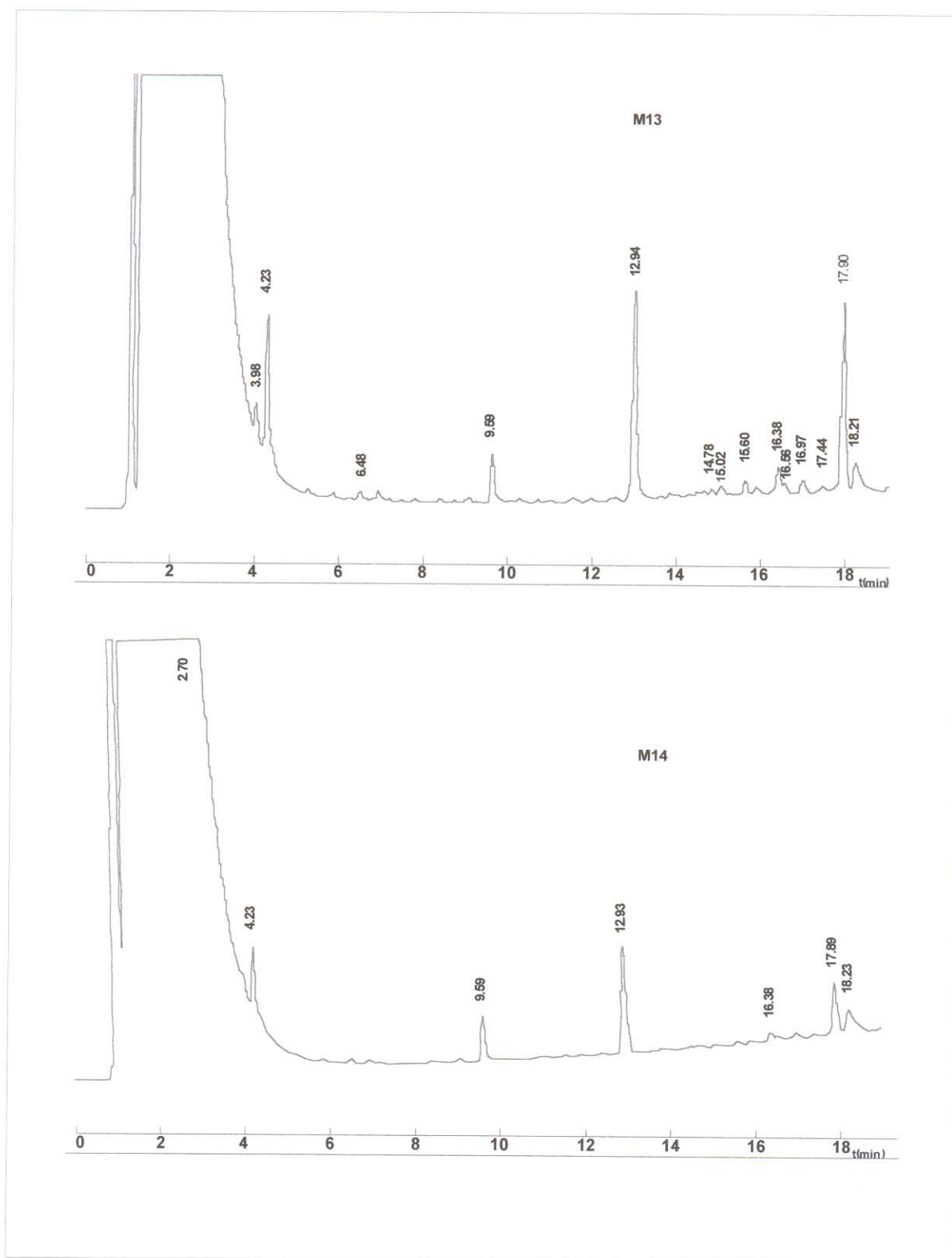
Anexo I.1– Cromatograma do diesel (A) e da gasolina (B) comercializada em Belém. (Programação da temperatura da coluna: de 50 a 100°C).



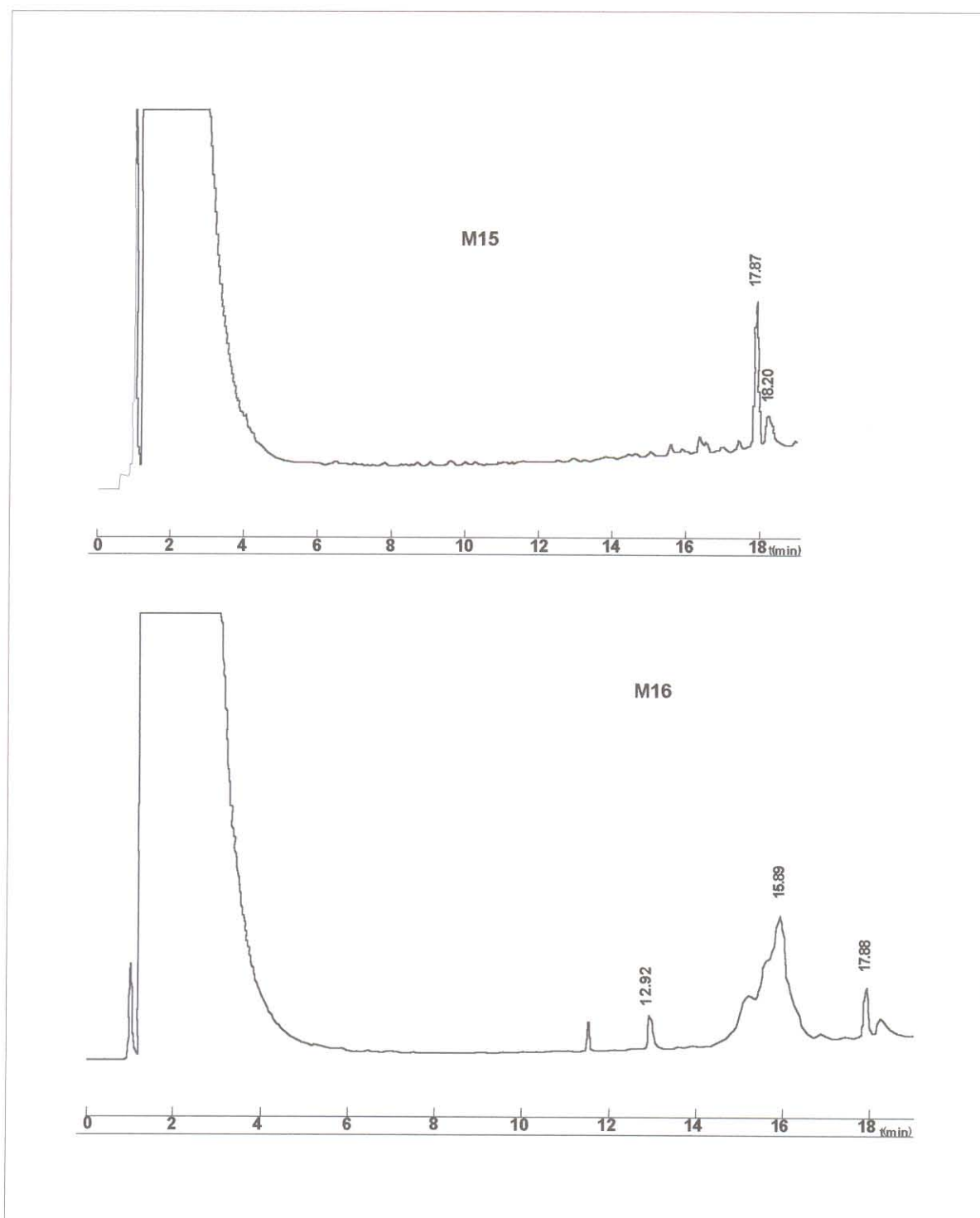
Anexo I.2 – Cromatogramas dos sedimentos coletados no furo M1 para identificar qualitativamente a presença de gasolina e/ou diesel. M11 representa o intervalo de 0,1 – 1,0m de profundidade e M12 o intervalo de 1,0 – 1,75m. (Programação da temperatura da coluna: 50 a 100°C).



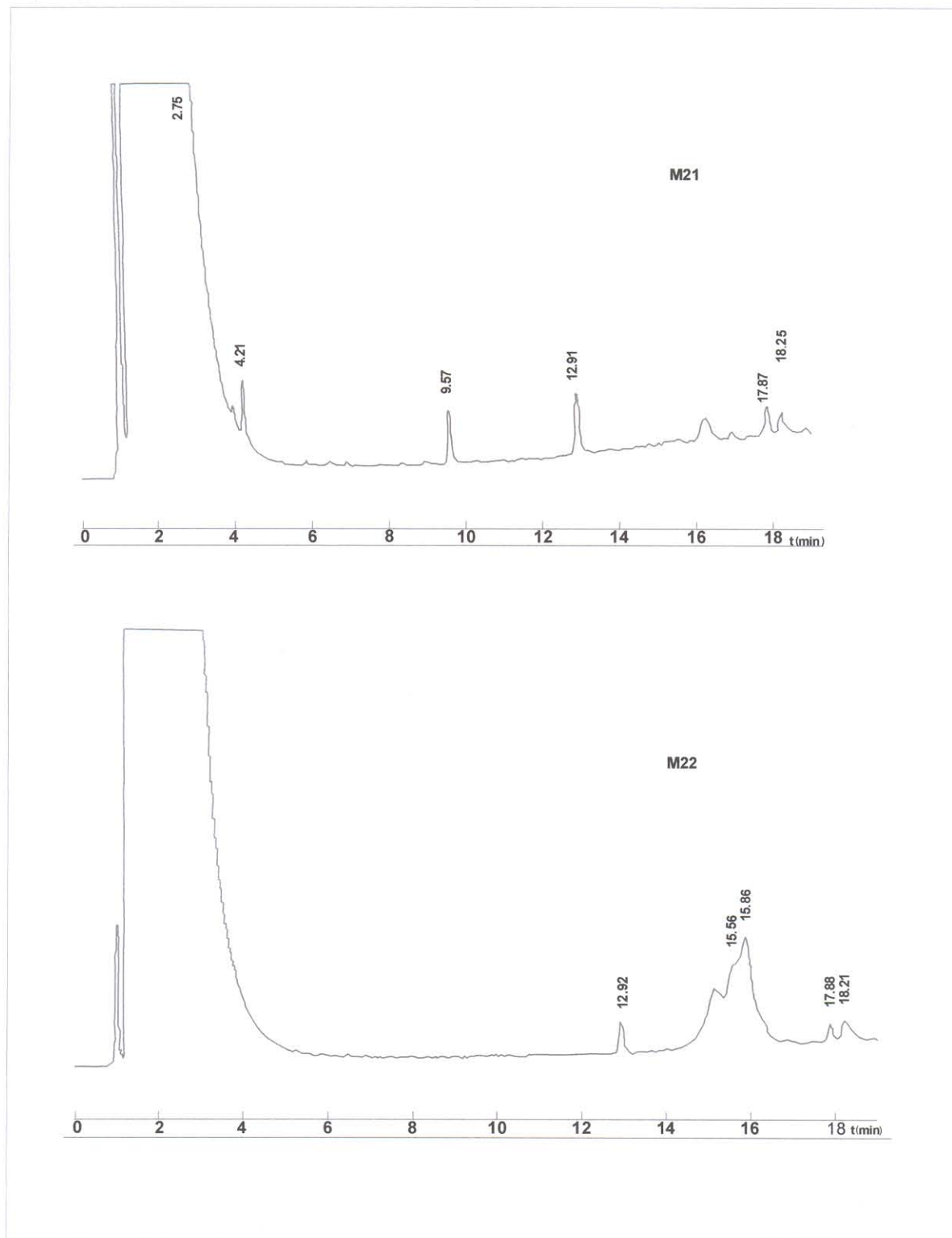
Anexo I.3 – Cromatogramas dos sedimentos coletados no furo M1 para identificar qualitativamente a presença de gasolina e/ou diesel. M13 representa o intervalo de 2,35 – 3,19 de profundidade e M14 o intervalo 3,19 – 3,86m. (Programação da temperatura da coluna: de 50 a 100°C).



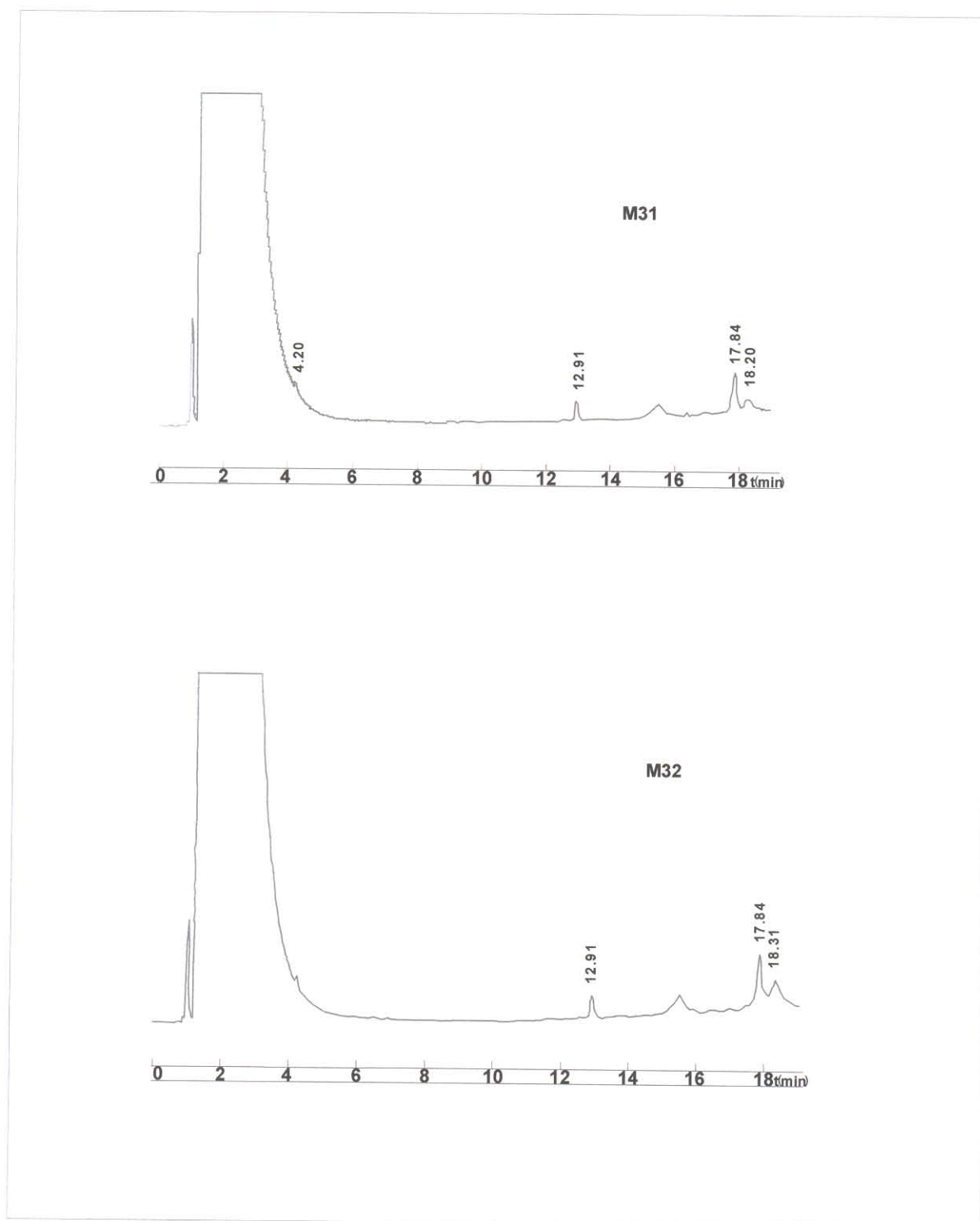
Anexo I.4 – Cromatogramas dos sedimentos coletados no furo M1 para identificar a presença qualitativamente da presença da gasolina e/ou diesel. M15 representa o intervalo de 3,86 – 3,96m de profundidade e M16 o intervalo de 3,96 – 4,36m. (Programação da temperatura da coluna: de 50 a 100°C).



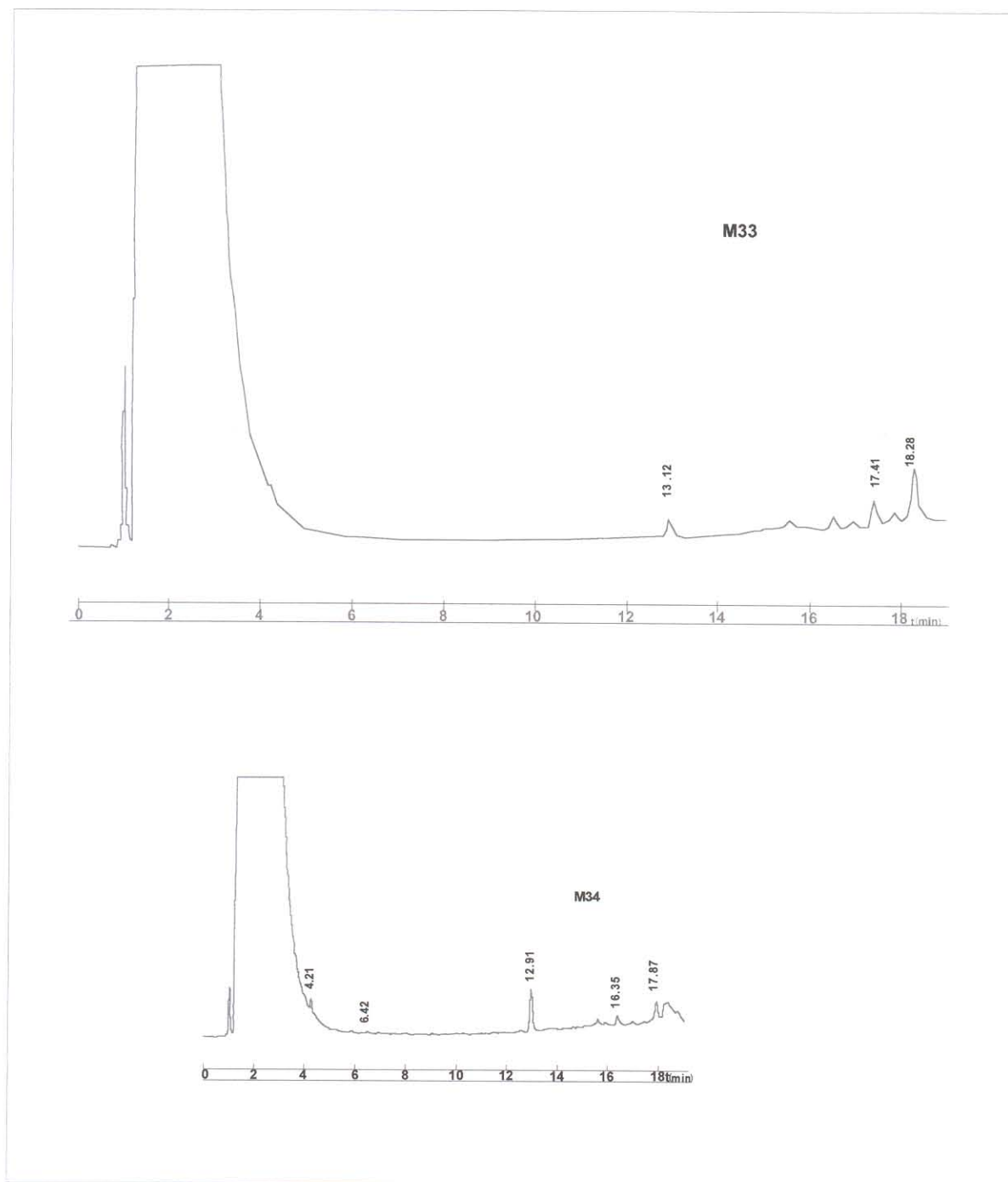
Anexo I.5 – Cromatogramas dos sedimentos coletados no furo M2 para identificar a presença qualitativamente de gasolina e/ou diesel. M21 a presença o intervalo de 1,0 – 1,4 de profundidade e M22 o intervalo 1,4 – 1,8m. (Programação de temperatura da coluna : de 50 a 100°C).



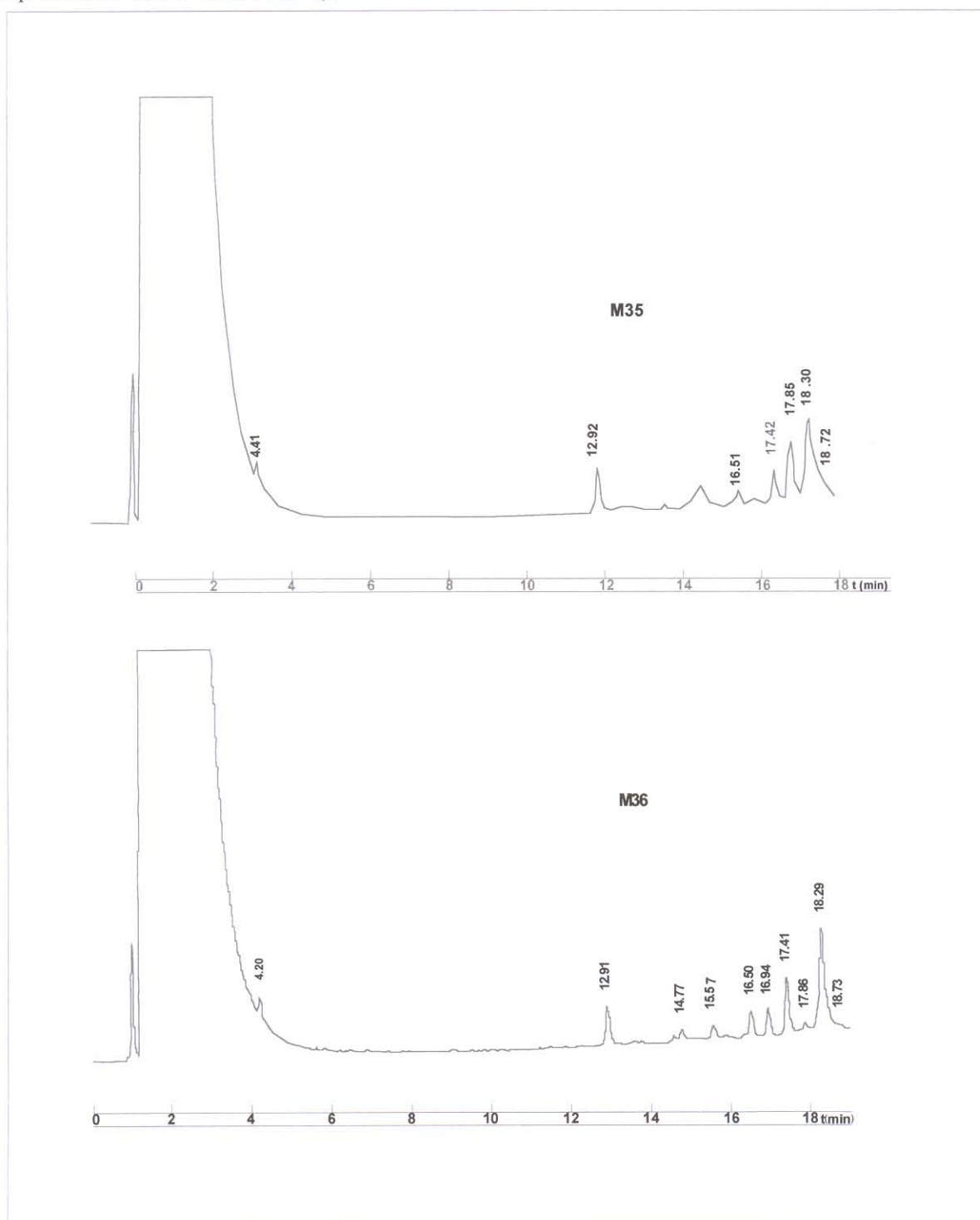
Anexo I.6 – Cromatogramas dos sedimentos coletados no furo M3 para identificar qualitativamente a presença de gasolina e/ou diesel. M31 representa o intervalo 0,5 – 1,5m de profundidade e M32 o intervalo 1,5 – 1,8m. (Programação da coluna: de 50 a 100°C).



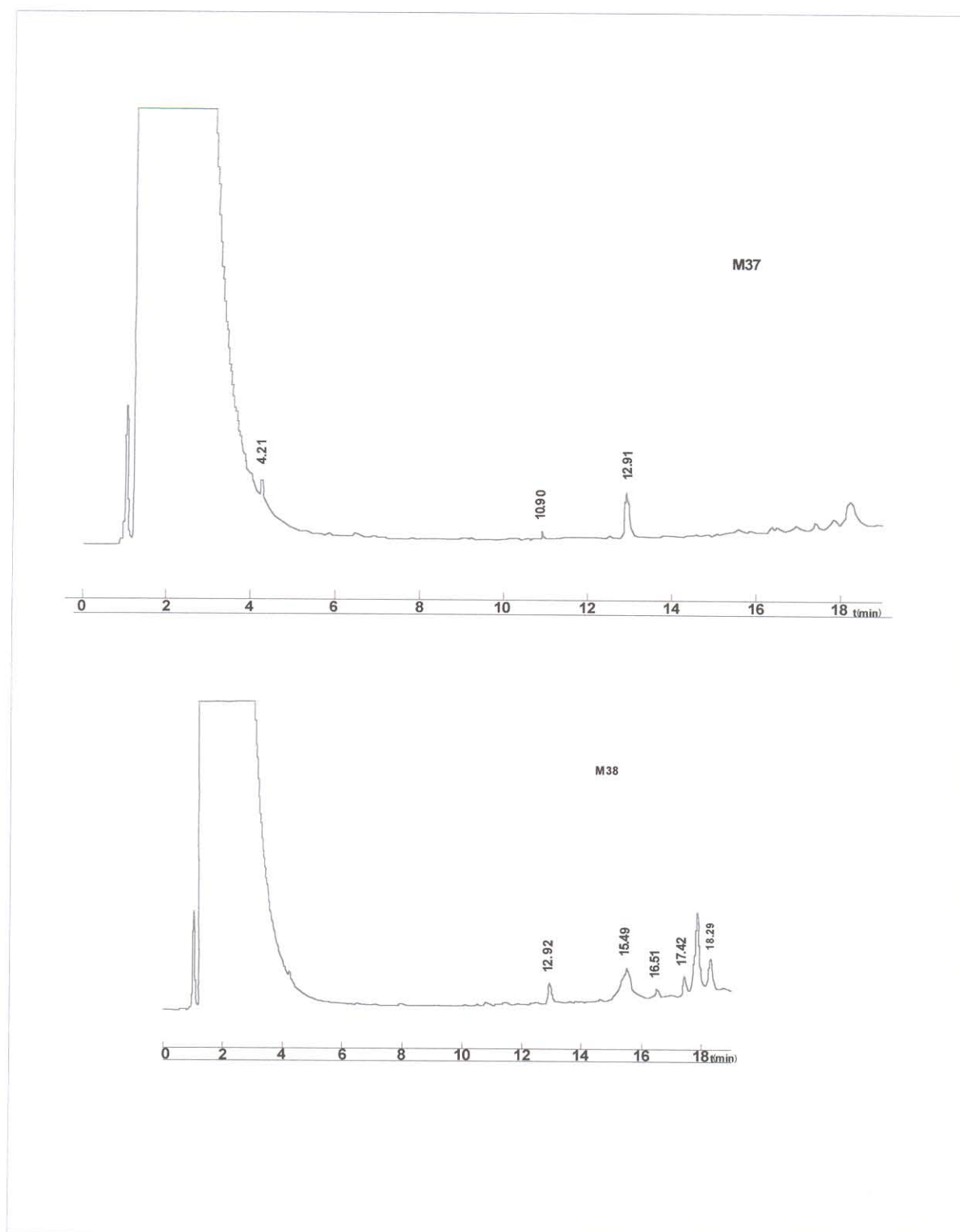
Anexo I.7 – Cromatogramas dos sedimentos coletados no furo M3 para identificar qualitativamente a presença de gasolina e/ou diesel. M33 representa o intervalo de 1,82 – 2,2m e M34 o intervalo 2,2 – 2,65m. (Programação da temperatura da coluna: de 50 a 100°C).



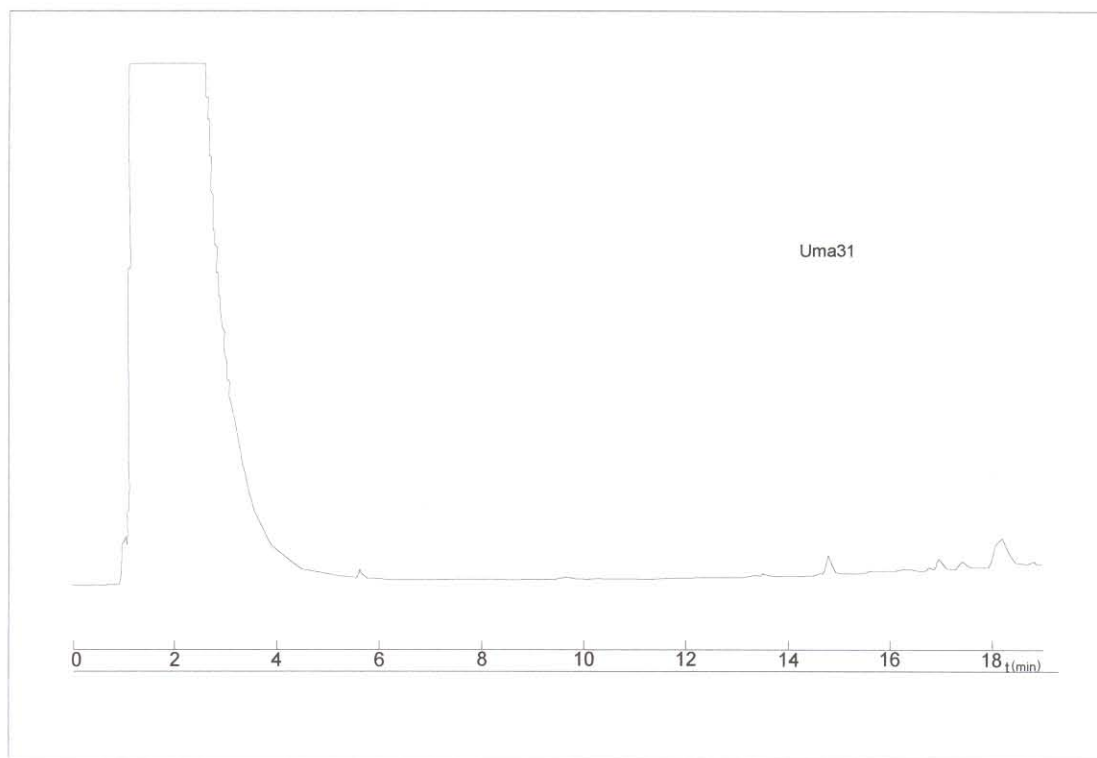
Anexo I.8 – Cromatogramas dos sedimentos coletados no furo M3 para identificar qualitativamente a presença de gasolina e/ou diesel. M35 representa o intervalo de 2,65 – 3,0m e M36 o intervalo de 3,0 – 3,24m. (Programação da temperatura da coluna: de 50 a 100°C).



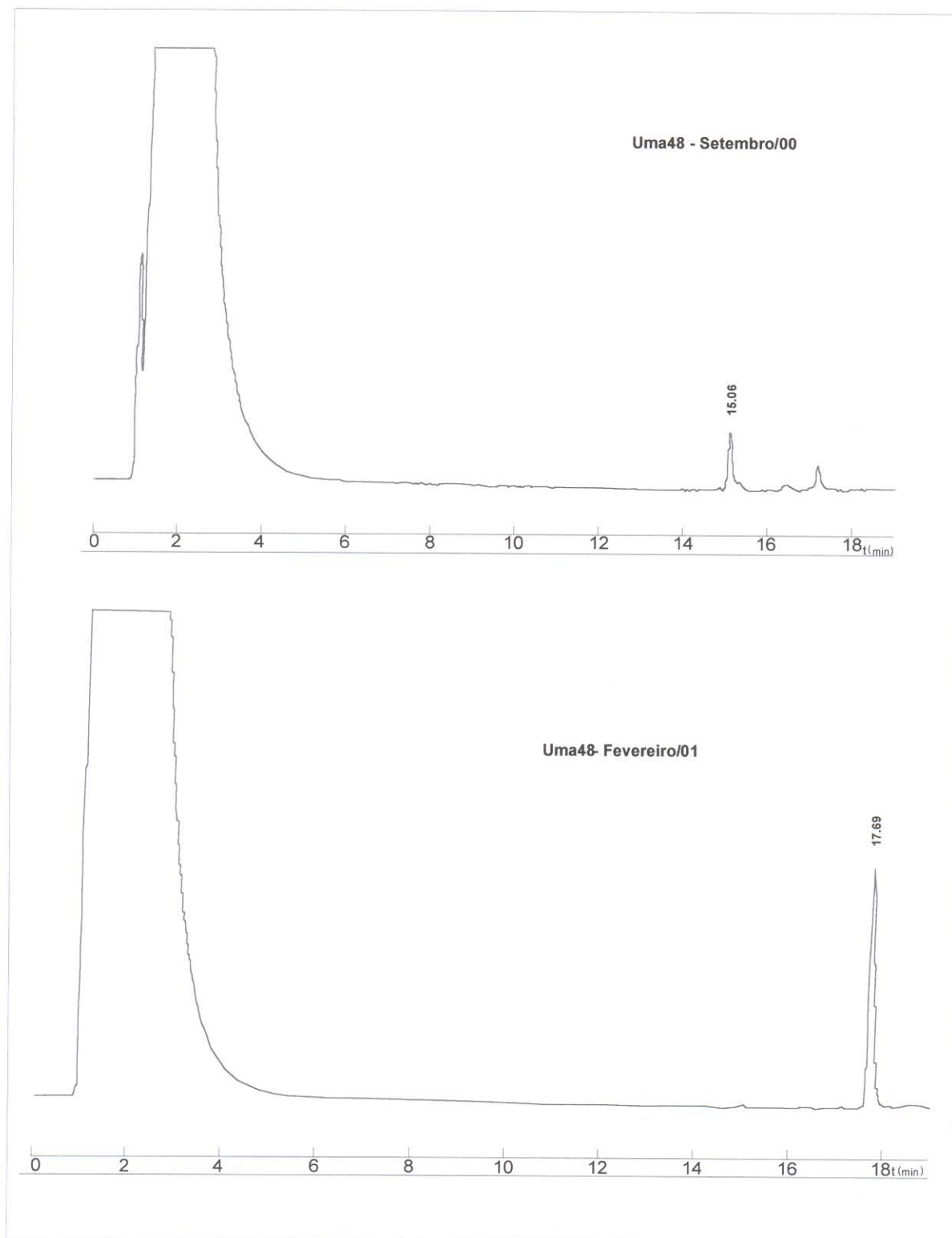
Anexo I.9 – Cromatogramas dos sedimentos coletados no furo M3 para identificar qualitativamente a presença de gasolina e/ou diesel. M37 representa o intervalo de 3,24 – 3,96 e M38 o intervalo de 4,0 – 5,0. (Programação da temperatura da coluna: de 50 a 100°C).



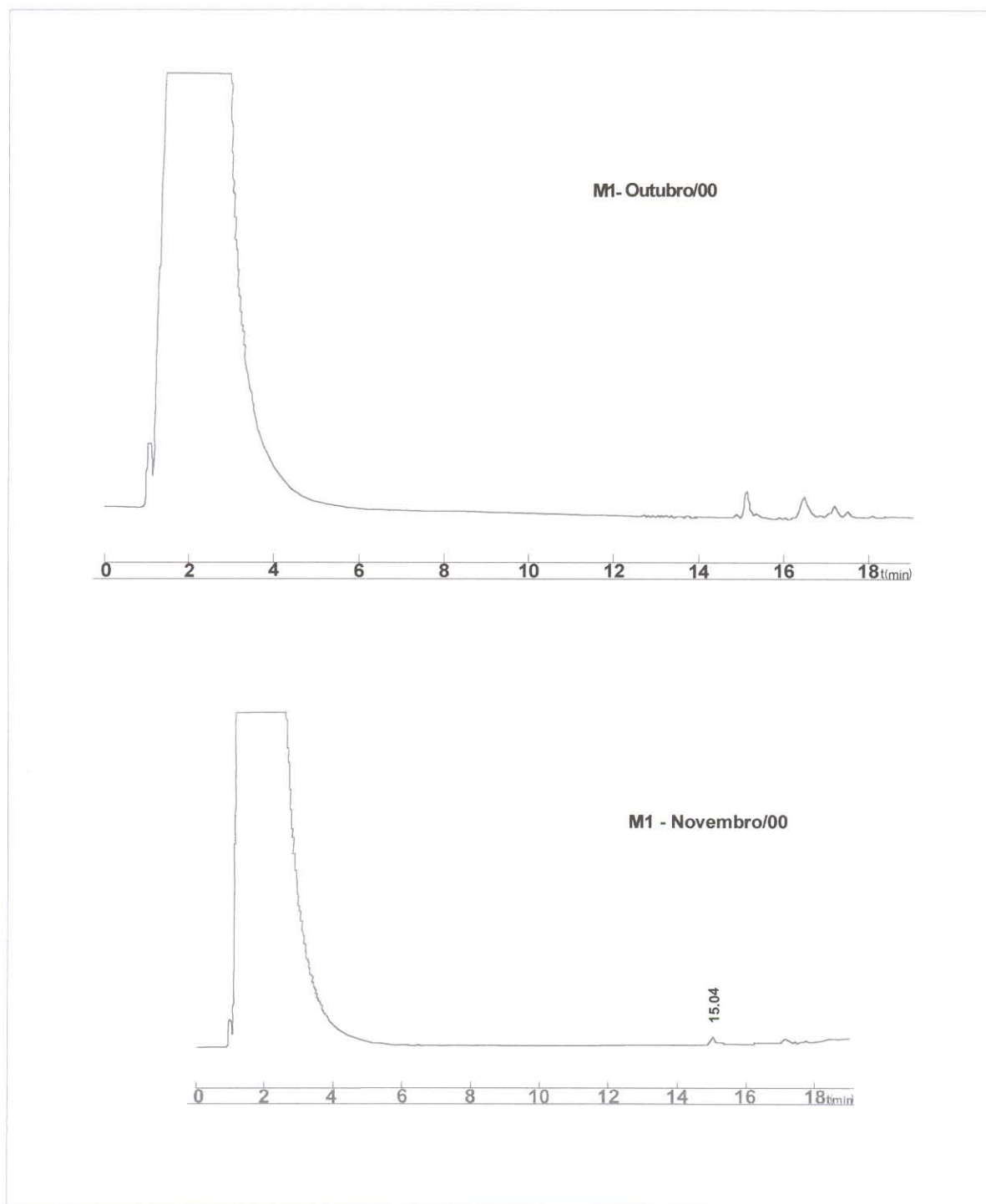
Anexo I.10 – Cromatograma da água coletada no poço Uma31 para identificar qualitativamente a presença de gasolina e/ou diesel. (Programação da temperatura da coluna: de 50 a 100°C).



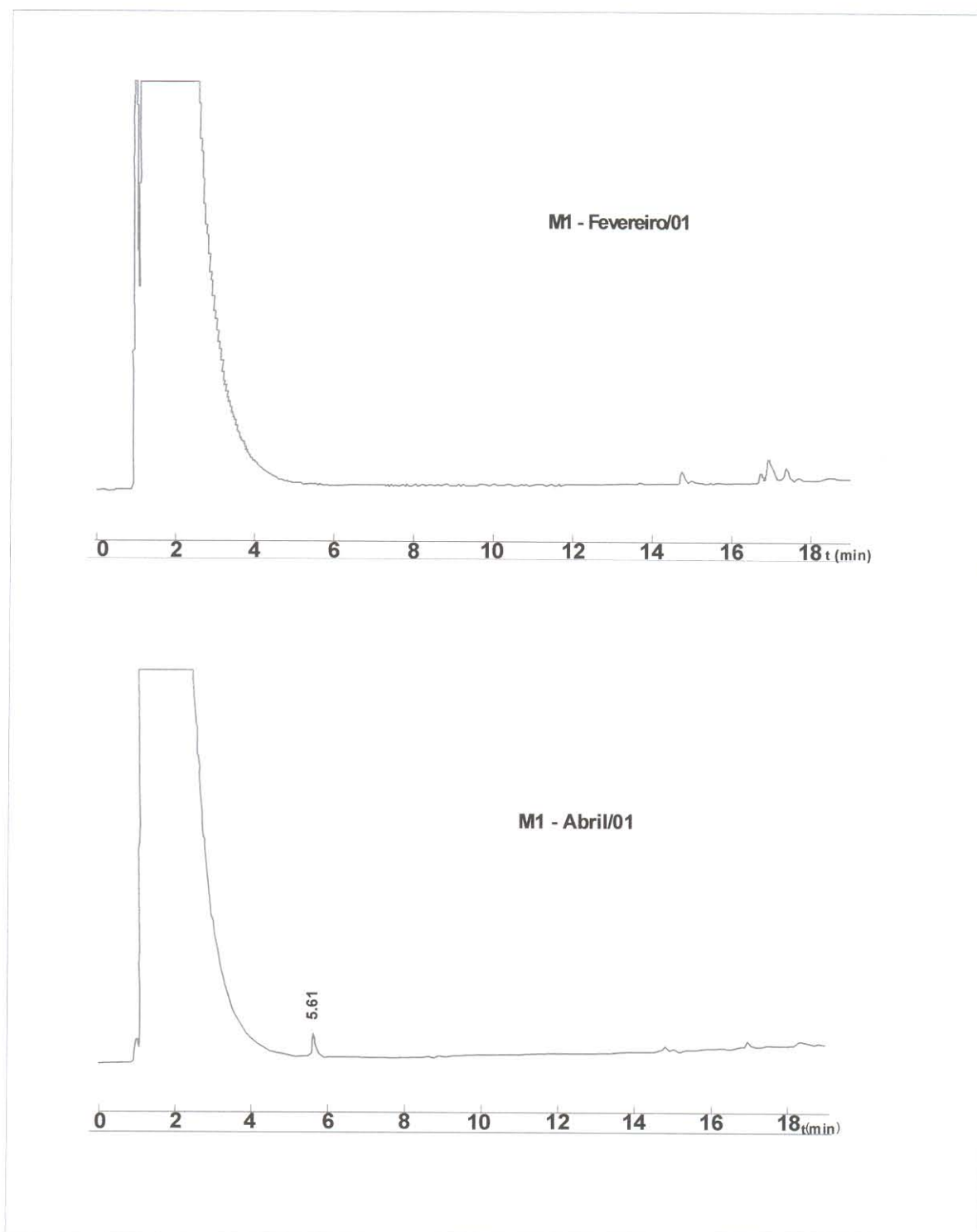
Anexo I.11 – Cromatogramas da água coleta no poço Uma48 para identificar qualitativamente a presença de gasolina e/ou diesel. (Programação da coluna: de 50 a 100°C).



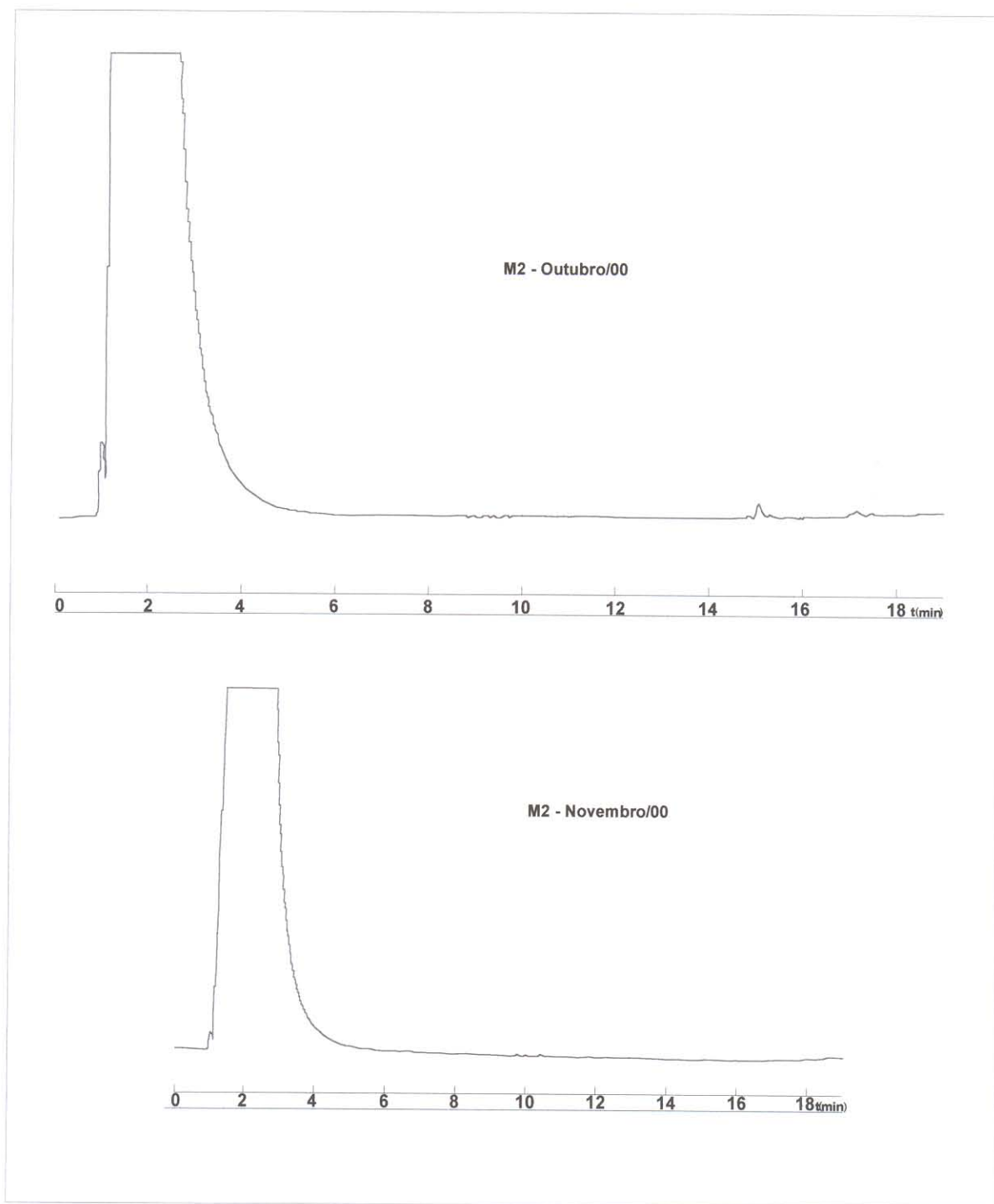
Anexo I.12 – Cromatogramas da água coleta no furo M1 para identificar qualitativamente a presença de gasolina e/ou diesel. (Programas da temperatura da coluna: de 50 a 100°C).



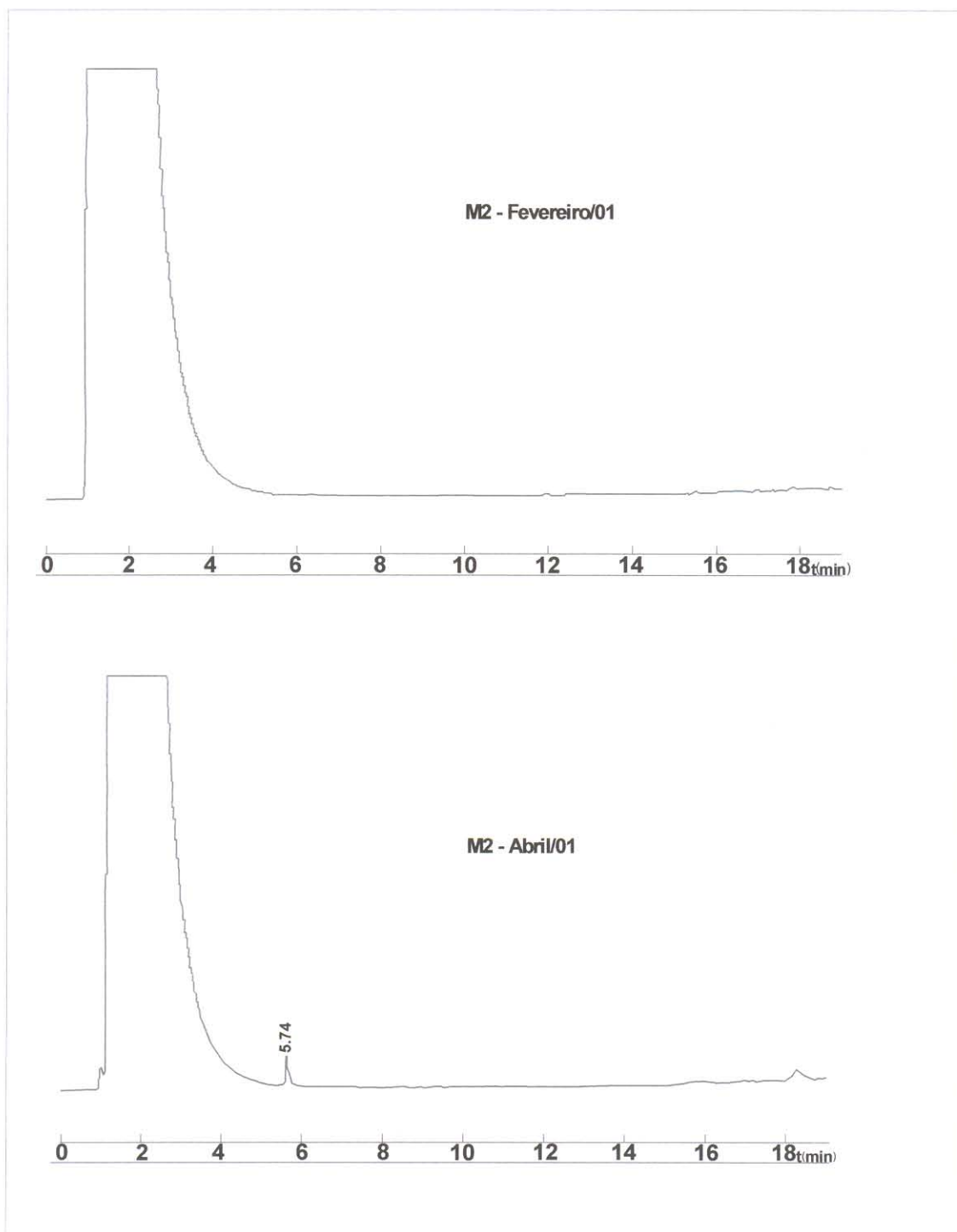
Anexo I.13 – Cromatogramas da coletada no furo M1 para identificar qualitativamente a presença de gasolina e/ou diesel. (Programação da coluna: de 50 a 100°C).



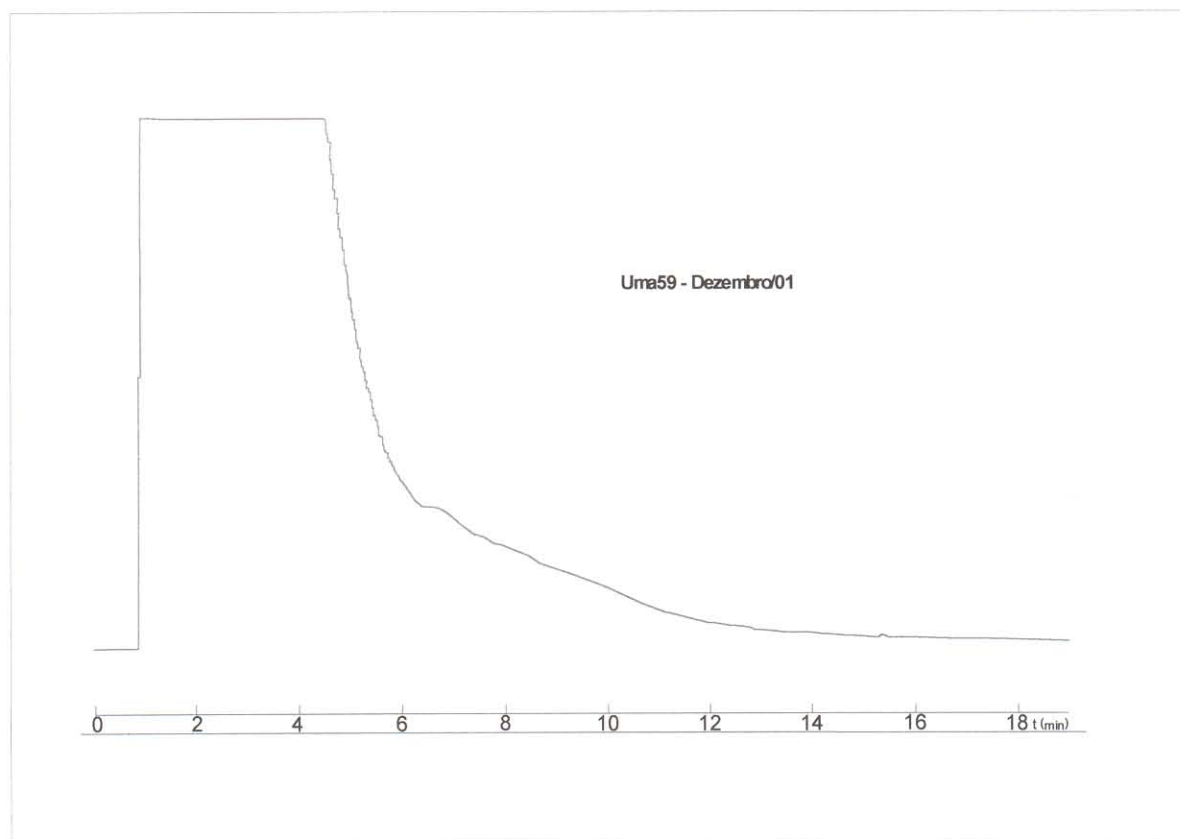
Anexo I.14 – Cromatogramas da água coletada no furo M2 para identificar qualitativamente a presença de gasolina e/ou diesel. (Programação da temperatura da coluna: 50 a 100°C).



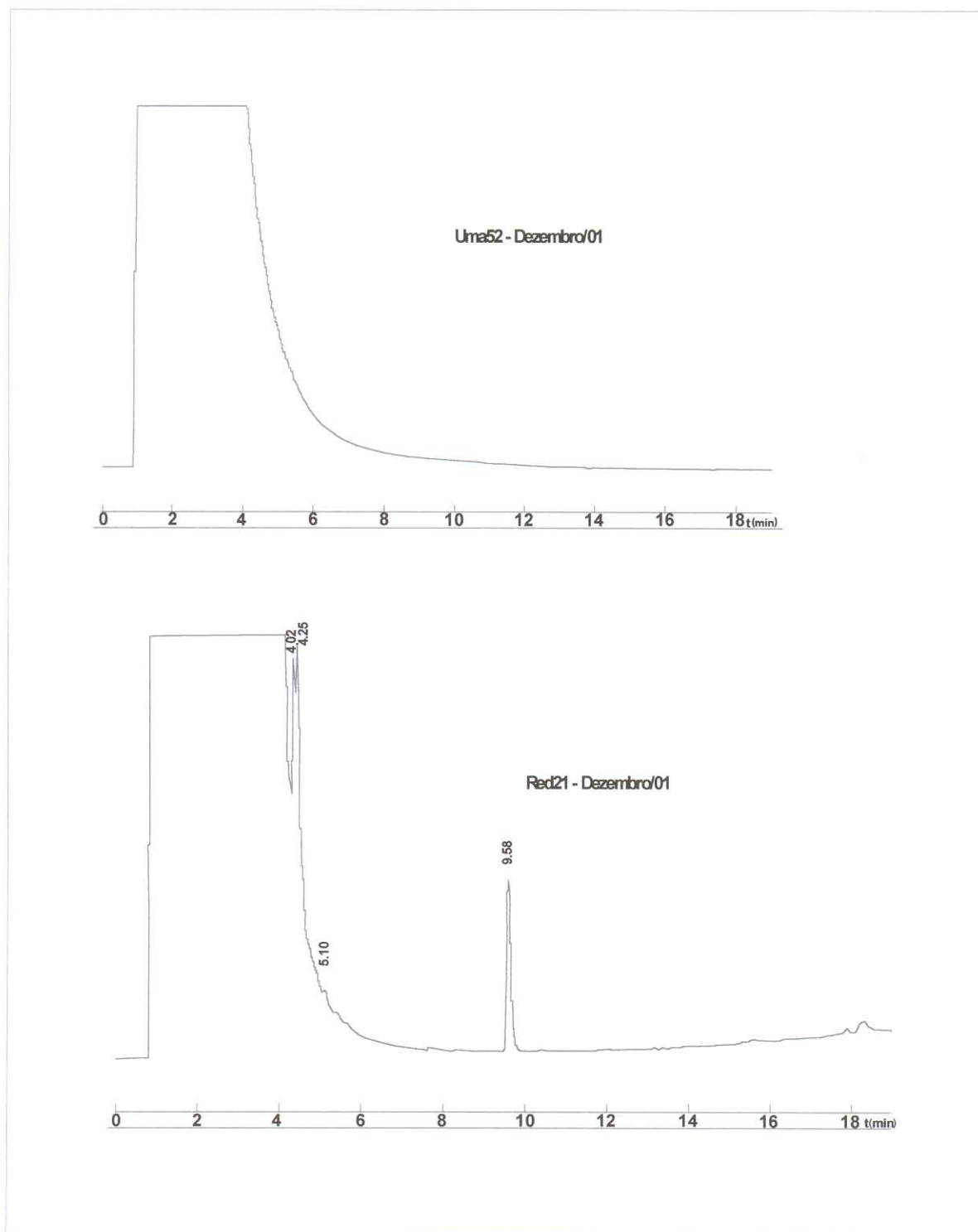
AnexoI.15 – Cromatogramas da água coletada no furo M2 para identificar qualitativamente a presença de gasolina e/ou diesel. (Programação da temperatura da coluna: 50 a 100°C).



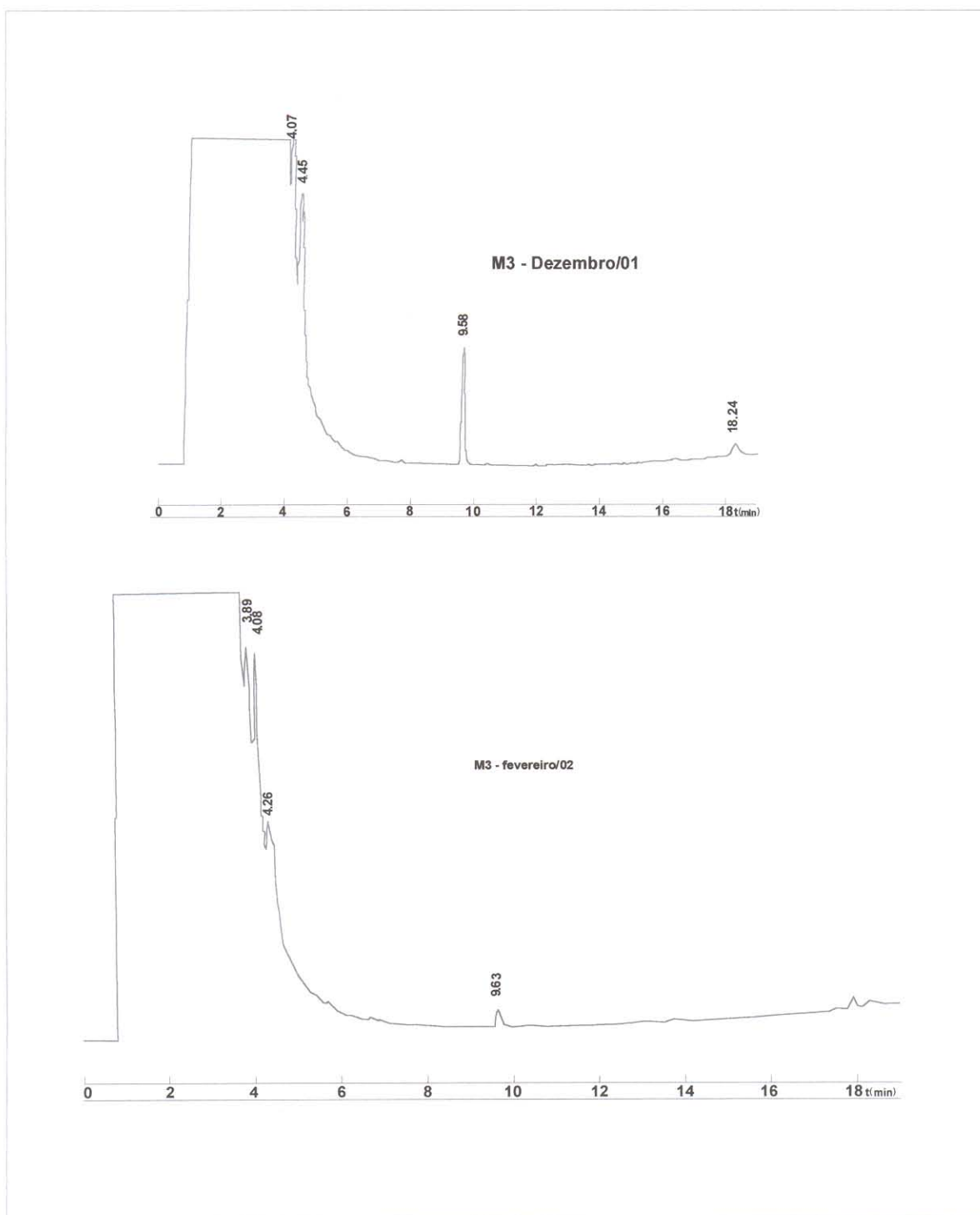
Anexo I.16 – Cromatograma da água coletada no poço Uma59 para identificar qualitativamente a presença de gasolina e/ou diesel. (Programação da temperatura da coluna: 50 a 100°C).



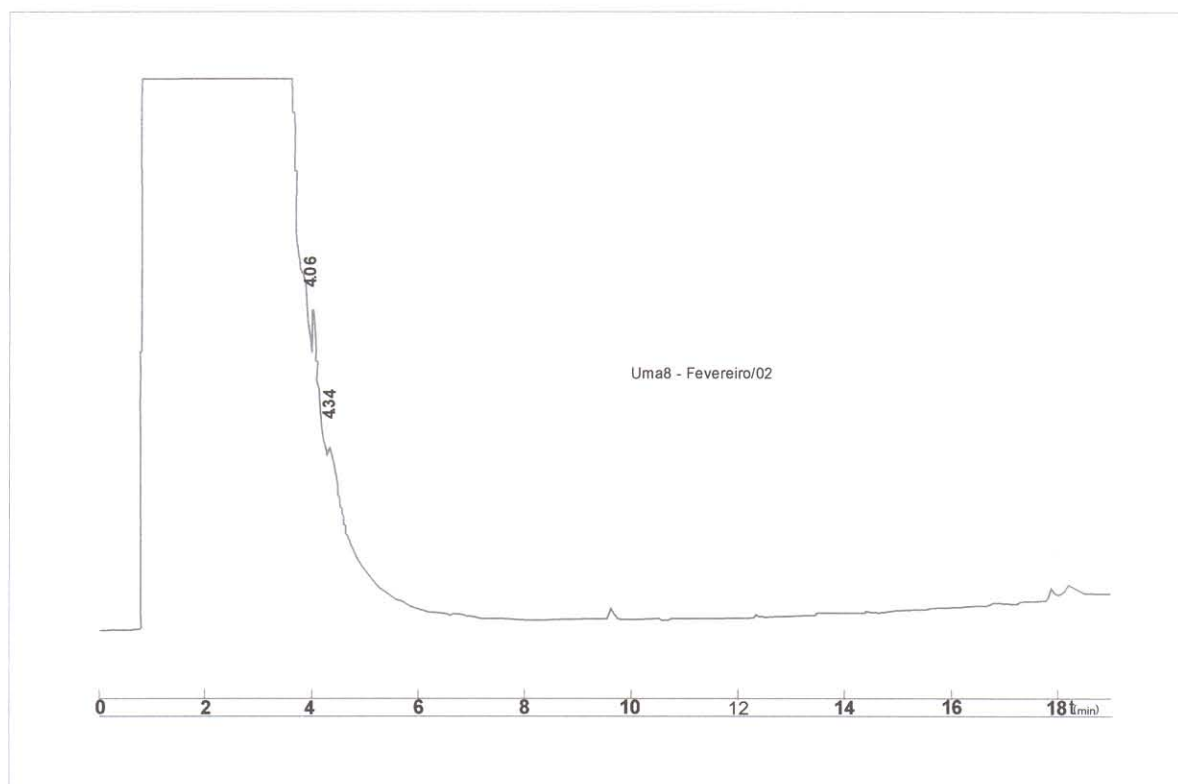
Anexo I.17 – Cromatogramas da água coletada nos poços Uma52 e Red21 para identificar a presença de gasolina e/ou diesel. (Programação da temperatura da coluna: 50 a 100°C).



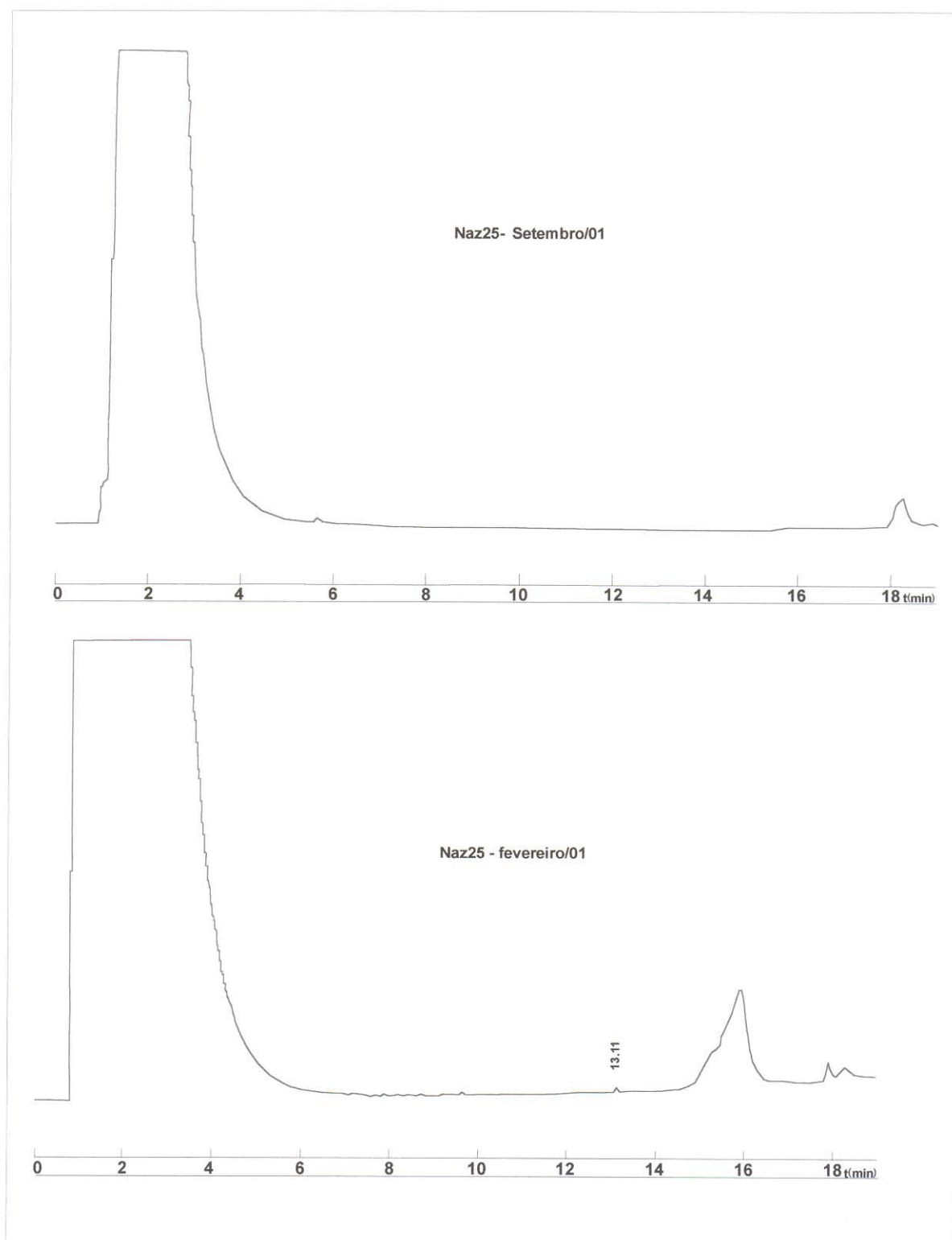
Anexo I.18 – Cromatogramas da água coletada no furo M3 para identificar a presença de gasolina e/ou diesel. (Programação da temperatura da coluna: 50 a 100°C).



Anexo I.19 – Cromatograma da água coletada no poço Uma8 para identificar a presença de gasolina e/ou diesel. (Programação da temperatura da coluna: 50 a 100°C).



Anexo I. 20 – Cromatograma da água coletada no poço Naz25 para identificar a presença de gasolina e/ou diesel. (Programação da temperatura da coluna: 50 a 100°C).



Anexo I.21 Cromatograma da água coletada no poço Naz39 para identificar a presença de gasolina e/ou diesel. (Programação da temperatura da coluna: 50 a 100°C).

