

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA
Instituto de Geociências e Ciências Exatas
Campus de Rio Claro

**ESTUDO DA CONTAMINAÇÃO DO LENÇOL FREÁTICO
ATRAVÉS DA INTEGRAÇÃO DE TÉCNICAS GEOFÍSICAS E
GEOQUÍMICAS EM JI-PARANÁ- RO.**

ARIVELTOM COSME DA SILVA

Orientador: Prof. Dr. João Carlos Dourado

Tese de doutorado elaborada junto ao Programa de Pós-Graduação em Geociências e Meio Ambiente para obtenção do título de doutor em Geociências e Meio Ambiente.

Rio Claro (SP)

2008

551.49 Silva, Arivelto Cosme da

S586e Estudo da contaminação do lençol freático através da integração de técnicas geoquímicas e geofísicas em Ji-Paraná, RO / Arivelto Cosme da Silva. - Rio Claro : [s.n.], 2008

146 f. : il., tabs., mapas, gráfs., figs.

Tese (doutorado) - Universidade Estadual Paulista, Instituto de Geociências e Ciências Exatas

Orientador: João Carlos Dourado

1. Águas subterrâneas. 2. Esgoto. 3. Nitrato. 3. Ensaios geolétricos. 4. Saneamento. I. Título.

Ficha Catalográfica elaborada pela STATI - Biblioteca da UNESP

Campus de Rio Claro/SP

COMISSÃO EXAMINADORA

Prof. Dr. João Carlos Dourado (orientador)

Prof. Dr. Didier Gastmans

Prof. Dr. Walter Malagutti Filho

Prof. Wagner Roberto Elis

Prof. Dr. Alex Vladimir Krusche

Ariveltom Cosme da Silva (aluno)

Rio Claro, 04 de dezembro de 2008.

Resultado: APROVADO

Dedico este trabalho à minha querida e amada Mãe, Angélica Coelho da Silva, por todo o esforço que empreendeu para me educar. Pela sua confiança na realização dos meus objetivos e pelo incentivo ao meu desenvolvimento intelectual. Pela sua história de vida, referencio sua memória.

À minha amada esposa Rosemarie e aos meus queridos filhos, Elton e Hermano, pelo amor, respeito e amizade.

À memória do meu amigo, Prof. Aurélio da Costa Neto, colega de mestrado. Saudade.

“Não basta saber, é preferível aplicar; não é bastante querer, é preciso saber querer”.

Goethe

AGRADECIMENTOS

Ao meu orientador, Prof. Dr. João Carlos Dourado, pela confiança na possibilidade de realização deste trabalho e pelo incentivo.

Ao Prof. Dr. Alex Krusche, do Centro Nacional de Energia Nuclear (CENA/USP) e a prof^a Beatriz Machado Gomes (UNIR/JP), colega de doutorado, pelo empréstimo de equipamentos de campo e realização de análises químicas.

Ao Departamento de Geologia Aplicada do IGCE-UNESP pela cedência dos equipamentos geofísicos, ao colega doutorando César Augusto Moreira e ao técnico de campo da UNESP, Francisco Manuel Garcia Barrera (Paco), agentes importantes na execução dos ensaios geofísicos realizados no âmbito deste trabalho.

Ao 2º Grupamento de Bombeiros de Ji-Paraná pelo importante serviço prestados na coleta de solos nos poços cacimba da área estudada.

À Msc. Maria da Silva Bahia, grande amiga, pelo incentivo e auxílio em pesquisa. À Prof^a Leopoldina Mayor, pela revisão gramatical do texto.

À Universidade Federal de Rondônia (UNIR), na pessoa do seu então reitor, Prof. Dr. Ene Glória da Silveira, pelo empenho na qualificação do corpo docente da Instituição. Ao amigo Prof. Dr. Jairo Gimenez-Rueda, incansável batalhador para a execução do convênio interinstitucional UNIR/UNESP.

Aos amigos e colegas de doutorado, Flávio Simão e Gerson Flôres, pelo apoio logístico. Aos prof. Dr. Braga e Malagutti pelas críticas e sugestões na banca de qualificação.

Aos membros da banca de defesa, Drs. Diders Gastmans, Walter Malagutti, Wagner Elis e Alex Krusche, pela análise criteriosa deste trabalho.

À Rosangela, secretária da pós-graduação, pelo constante apoio durante minha estada em Rio Claro.

À CAPES, pela bolsa de estudos.

Enfim, a todos que de alguma forma contribuíram com críticas e sugestões para a realização deste trabalho, meus agradecimentos.

SUMÁRIO

	Página
ÍNDICE	i
ÍNDICE DE TABELA	iii
ÍNDICE DE FIGURAS	iv
ÍNDICE E QUADROS	viii
RESUMO	ix
ABSTRACT	x
1. INTRODUÇÃO	1
2. ASPECTOS GERAIS DA ÁREA ESTUDADA	5
3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	19
4. DESENVOLVIMENTO METODOLÓGICO E MATERIAIS UTILIZADOS.....	42
5. RESULTADOS E DISCUSSÕES.....	64
6. CONCLUSÕES.....	109
7. RECOMENDAÇÕES.....	113
8. BIBLIOGRAFIA CONSULTADA.....	114
9. APÊNDICES.....	127
10. ANEXOS.....	135

ÍNDICE

	Página
1. INTRODUÇÃO.....	1
1.1. Motivação.....	3
1.2. Objetivos.....	4
1.2.1. Objetivo geral.....	4
1.2.2. Objetivo específico.....	4
2. ASPECTOS GERAIS DA ÁREA ESTUDADA.....	5
2.1. Generalidades.....	5
2.2. Aspectos Físicos.....	6
2.2.1. Localização geográfica.....	6
2.2.2. Clima.....	7
2.2.3. Geologia.....	8
2.2.4. Hidrologia.....	11
2.2.5. Geomorfologia e ocupação da área.....	13
2.2.6. Sistema de abastecimento público de água no município.....	18
3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	19
3.1. Visão global da água e sua relação com a saúde.....	19
3.2. Características e padrões de qualidade das águas.....	22
3.3. A água no subsolo e a contaminação dos aquíferos subterrâneos	25
3.4. O nitrogênio na água subterrânea e suas implicações na saúde humana.....	31
3.5. Caracterização das águas subterrâneas	36
3.6. Parâmetros sanitários	38
3.7. A geofísica na análise de contaminação subsuperficial.....	39
4. DESENVOLVIMENTO METODOLÓGICO E MATERIAS UTILIZADOS.....	42
4.1. Parâmetros hidroquímicos analisados.....	43
4.2. Parâmetros textural e pH da zona não-saturada.....	47
4.3. Parâmetros microbiológicos monitorados.....	50
4.4. Estudos geoeletricos.....	51
4.4.1. Princípios teóricos do método geoeletrico	51
4.4.2. Mecanismos de propagação de corrente elétrica no solo.....	54
4.4.3. Ensaios geofísicos realizados.....	55
4.4.4. Sondagem elétrica vertical	57

4.4.5. Caminhamento elétrico.....	61
5. RESULTADOS E DISCUSSÕES.....	64
5.1. Análise litológica do aquífero	64
5.2. Parâmetros hidroquímicos obtidos.....	72
5.2.1. Oxigênio Dissolvido (OD).....	78
5.2.2. pH.....	81
5.2.3. Condutividade.....	84
5.2.4. Eh.....	88
5.3 Análises microbiológicas	90
5.4 Levantamentos geoeletricos.....	95
5.4.1. SEVs	95
5.4.2. Caminhamento elétrico.....	99
6. CONCLUSÕES.....	109
7. RECOMENDAÇÕES.....	113
8. BIBLIOGRAFIA CONSULTADA.....	114
9. APÊNDICES.....	127
9.1. Apêndice A: Cadastro de poços amostrados no Bairro Nova Brasília em Ji-Paraná, RO.....	127
9.2. Apêndice B: Tabela de concentrações aniônicas médias das águas subterrâneas do Bairro Nova Brasília em 2000 e 2005 em mg/L.....	128
9.3. Apêndice C: Tabela de concentrações catiônicas médias das águas subterrâneas do Bairro Nova Brasília em 2000 e 2005 e carbono inorgânico dissolvido.....	129
9.4. Apêndice D: Modelos de SÉS obtidos nos ensaios realizados no Bairro Nova Brasília.....	130
10. ANEXOS.....	135
10.1. Anexo A: Perfil geológico do poço Comercial Taí, localizado na Rua Terezina com Rua T-15.....	135
10.2. Anexo B: Relatório de construção de poço tubular na Rua T-3 entre as Ruas Curitiba e Maringá.....	136

ÍNDICE DE TABELAS

	Página
Tabela 4.1: Pontos de coleta de amostras de solo	49
Tabela 5.1: Parâmetros físico-químicos de camadas de solos do Bairro Nova Brasília .	65
Tabela 5.2: Razão entre cloreto e nitrato nos poços amazonas.....	78
Tabela 5.3: Razão entre cloreto e nitrato nos poços tubulares.....	78
Tabela 5.4: Resultados bacteriológicos dos poços do Bairro Nova Brasília.....	91
Tabela 5.5: Dados obtidos e interpretados pelo conjunto formado pelas SEVs 1,3,4,6 e 8	98

ÍNDICE DE FIGURAS

	Página
Figura 2.1: Aerofoto parcial do 2º Distrito de Ji-Paraná (modificado de ASINELLI FILHO, 2001), destacando o Bairro Nova Brasília.....	7
Figura 2.2: Mapa geológico da região sudeste de Rondônia, com Ji-Paraná ao centro (adaptado de SCANDOLARA, 1999). Escala 1:1.000.000.....	10
Figura 2.3: Rede hidrográfica da porção leste da Cidade de Ji-Paraná (mapa base GOOGLE MAPS, 2008).....	12
Figura 2.4: Unidades geomorfológicas da região que inclui o Estado de Rondônia (Projeto RADAMBRASIL, 1978; apud BAHIA,2001).....	13
Figura 2.5: Bloco diagrama topográfico com curvas de níveis do Bairro Nova Brasília.....	14
Figura 2.6: Detalhe de flagrante de lançamento de esgoto no Igarapé Pitado.....	15
Figura 2.7: Vista de trecho do Igarapé Pintado onde desembocam galerias de águas pluviais e flagrantes de poluição.	15
Figura 2.8: Foto de uma fossa negra sendo construída no Bairro Nova Brasília.....	16
Figura 3.1: Demanda média per capita de água em alguns países (adaptado de PNUD, 2006).....	21
Figura 3.2: Processos comuns de poluição da água subterrânea (FOSTER, 2006).....	24
Figura 3.3: Tipos de aquíferos (modificado de PINTO et al., 1976).....	27
Figura 3.4: Perfil de degradação do solo e zona saturada e não-saturada (HIRATA, 2003).....	28
Figura 3.5: Ciclo do nitrogênio.....	33
Figura 4.1: Mapa de localização dos pontos amostrados para análises hidroquímicas.	44
Figura 4.2: Foto do DIONEX DX pertencente ao LAPH – UNIR/Ji-Paraná.....	46
Figura 4.3: Material utilizado na coleta de amostras dos perfis de poços na área estudada.....	48
Figura 4.4: Mapa de pontos de coleta de amostras de solo da zona não-saturada.....	49
Figura 4.5: Campo de força gerado por uma carga pontual de intensidade I	53
Figura 4.6: Injeção de corrente elétrica no semi-espço terrestre (BRAGA, 2006).....	53
Figura 4.7: Mapa de localização das sondagens e linhas de caminhamento elétrico efetuadas no Bairro Nova Brasília.....	55
Figura 4.8: Equipamentos utilizados nos ensaios geofísicos em Ji-Paraná, RO.....	56

Figura 4.9: Foto do resistivímetro Terrameter SAS 4000 em operação.....	56
Figura 4.10: Esquema de SEV com arranjo Schlumberger.....	57
Figura 4.11: Esquema de sondagem elétrica vertical (BRAGA, 2006).....	58
Figura 4.12: Gráfico bilogarítmico de campo representativo de uma SEV.....	60
Figura 4.13: Esquema gráfico de caminhamento arranjo dipolo-dipolo.....	62
Figura 5.1: Diagrama triangular de Shepard para o subsolo do Bairro Nova Brasília.....	66
Figura 5.2: Pontos de Amostragens de solo na Rua Goiânia e Rua T-19, localizados nas cotas mais elevadas da área estudada.....	67
Figura 5.3: Pontos amostrados na Rua T-7 e na Rua São Luiz.....	68
Figura 5.4: Perfis obtidos em escavação de canal na Rua Manoel Franco.....	69
Figura 5.5: Zonas com camadas de cascalhos.....	70
Figura 5.6: Mapa potenciométrico do Bairro Nova Brasília com indicativo de sentido de fluxo.....	71
Figura 5.7: Gráfico de concentrações de nitrato, nitrito e amônio em amostras coletadas em novembro de 2005.....	73
Figura 5.8: Foto do Poço NBE-05.....	74
Figura 5.9: Concentrações de nitrato nos poços escavados do Bairro Nova Brasília em outubro de 2000 e novembro de 2005.....	75
Figura 5.10: Concentrações de nitrato nos poços tubulares do Bairro Nova Brasília no início do período chuvoso de 2000 e 2005	75
Figura 5.11: Mapa de isolinhas das concentrações de nitrato (em mg/L) em amostras realizadas em 2005.....	76
Figura 5.12: Mapa de isolinhas de concentração de cloreto (em mg/L) no Bairro Nova Brasília em Novembro de 2005.....	77
Figura 5.13: Variações de OD em poços escavados no ano de 2000.....	79
Figura 5.14: Concentrações de OD em poços tubulares em novembro de 2005 e maio de 2006.....	79
Figura 5.15: Comparação de variação média de OD nos poços amazonas entre 2000 e 2005/2006.....	80
Figura 5.16: Precipitação mensal e acumulada no Bairro Nova Brasília entre agosto de 2005 e julho de 2006.....	81
Figura 5.17: Variações sazonais de pH em poços amazonas amostrados do Bairro Nova Brasília.....	83

Figura 5.18: Variações sazonais de pH em poços tubulares amostrados do Bairro Nova Brasília.....	84
Figura 5.19: Condutividade ($\mu\text{S}/\text{cm}$) de poços amazonas em novembro de 2005 e maio de 2006.....	85
Figura 5.20: Condutividade ($\mu\text{S}/\text{cm}$) dos poços tubulares em novembro de 2005 e maio de 2006.....	85
Figura 5.21: Correlação entre nitrato (mg/L), cloreto (mg/L) e condutividade ($\mu\text{S}/\text{cm}$) nos poços amazonas em novembro de 2005.....	86
Figura 5.22: Correlação entre nitrato (mg/L), cloreto (mg/L) e condutividade ($\mu\text{S}/\text{cm}$) nos poços amazonas em maio de 2006.....	87
Figura 5.23: Mapa de isolinhas de condutividade elétrica ($\mu\text{S}/\text{cm}$) das águas da área estudada.....	88
Figura 5.24: Sazonalidade do potencial redox (Eh) nos poços amazonas amostrados em março/abril e outubro de 2000.....	89
Figura 5.25: Diagrama Eh-pH de Krauskopf para o aquífero estudado.....	90
Figura 5.26: Foto do interior do poço NBE-15.....	92
Figura 5.27: Foto do poço NBE-20.....	92
Figura 5.28: Foto do poço tubular NBT-05.....	93
Figura 5.29: Foto com detalhe de transporte de chorume de fossa.....	94
Figura 5.30: Mapa de localização das sondagens elétricas efetuadas mostrando a abertura AB e o azimute.....	95
Figura 5.31: Foto de bloco de laterita localizado em escavação na Rua Manoel Franco esquina com Rua T-10.....	96
Figura 5.32: Foto ilustrativa do ensaio de caminhamento elétrico na Rua São Luiz.....	99
Figura 5.33: Foto ilustrativa do ensaio de caminhamento elétrico na Rua São Paulo.....	100
Figura 5.34: Mapa de localização e imageamento elétrico 2D realizados nas ruas São Luiz e São Paulo em Ji-Paraná, RO.....	102
Figura 5.35: Influência de contaminantes oriundos de fossas localizadas entre as ruas T-13 e T-14 no imageamento da Rua São Luiz.....	103
Figura 5.36: Fotos da Rua São Luiz, entre as ruas T-2 e T-3 com escavação realizada pela CAERD ao fundo.....	105
Figura 5.37: Foto de escavação realizada na Rua São Luiz com detalhe da presença de seixos e matriz areno-siltosa.....	106

Figura 5.38: Fossas negras localizadas na Rua São Paulo, entre as ruas T-13 e T-14 com influência direta no ensaio geométrico.....	107
--	-----

ÍNDICE DE QUADROS

	Página
Quadro 3.1: Composição de esgoto doméstico, segundo Nuvolari (2003).....	30

RESUMO

A Cidade de Ji-Paraná, no Estado de Rondônia, tal como ocorre em muitas cidades brasileiras, não possui sistema público de coleta e tratamento de esgotos. Assim, águas residuárias produzidas pela população são lançadas em sistemas rústicos, fossas negras ou sépticas. Por outro lado, muitos habitantes utilizam água subterrânea extraída de poços cacimba ou tubulares rasos. Em razão da possibilidade de contaminação das águas subterrâneas por elementos oriundos do sistema séptico, tomou-se o Bairro Nova Brasília como área de estudo. Verificou-se, através de análises biológicas e físico-químicas das águas, a presença de coliformes fecais e totais, além de altas concentrações de nitrato no aquífero. Em vista disso, foram realizados na área, ensaios geoeletricos de resistividade com as técnicas de Sondagem Elétrica Vertical (arranjo Schlumberger) e Caminhamento Elétrico (arranjo dipolo-dipolo) para determinar a extensão da pluma contaminante. Os ensaios geofísicos aplicados permitiram uma visão das heterogeneidades do meio hidrogeológico e o resultado dos ensaios mostrou-se bastante satisfatório na detecção da pluma de contaminação oriunda das inúmeras fossas, caracterizada por zonas de anomalias condutivas. Portanto, este estudo indica que a utilização de águas de aquíferos freáticos urbanos rasos, desprovidos de um sistema de saneamento público, deve ser feita com cautela.

Palavras-chave: Água subterrânea; esgoto; nitrato; ensaios geoeletricos; saneamento.

ABSTRACT

The city of Ji-Paraná in the State of Rondônia, does not have a public system of sewage drainage and treatment as happens in many Brazilian cities. This way, the wastewater produced by the population is drained toward rustic systems like concrete cesspool or cesspool. In the other hand, many people use groundwater extracted from wells. Due to the possibility of groundwater contamination for elements from these systems, the neighborhood of Nova Brasília was taken as a case study, the New Brasilia Neighborhood. It was verified by biological, physical-chemical and physical analysis of the wastewater the existence of fecal coliforms and total besides high concentration of nitrate in the aquiferous. Due to these facts, resistivity geoelectrical assays in the area, using the Vertical Electric Sounding- VES (Schlumberger array) and imaging profiles 2D (dipole-dipole array) to determine the extension of the contamination. The applied geophysical assays allowed a heterogenic view of the hydrogeology of the environment and the results were considered satisfactory in the detection of the contamination from the countless cesspits, featured by conductive anomalous zones. Therefore, this study indicates that the usage of urban low-level aquiferous water in lack of a public sanitation system must be done cautiously.

Keywords: Grounwater; sewage; nitrate; geoelectrical essays; sanitation.

1. INTRODUÇÃO

Estudos realizados em diversas partes do mundo revelam que a disponibilidade e o uso de água para consumo das populações está se tornando cada vez mais problemático, em razão de alterações climáticas associadas ao intenso crescimento dos núcleos urbanos, aos processos de desenvolvimento industrial e da agropecuária, que lançam dejetos domésticos e resíduos de naturezas diversas no meio ambiente (CUNNINGHAM et al., 2006; MORAES; JORDÃO, 2002; PNUD, 2006; VOROSMARTY et al., 2000; WAGENER, 2007).

A realidade brasileira mostra, por parte das administrações públicas, descaso e incoerência com a população, principalmente a urbana, ao não adotar as condições sanitárias necessárias de coleta e tratamento dos efluentes domésticos e industriais, antes de serem lançados diretamente nos corpos d'água ou indiretamente nos solos.

São muitas as cidades brasileiras que não possuem um sistema de coleta de esgotos que permita um destino ecologicamente correto para as excretas produzidas por suas populações. Dessa forma, os produtos orgânicos e inorgânicos lançados em sistemas rudimentares, fossas negras, ou em fossas sépticas, chegam em muitos casos, com relativa facilidade ao lençol freático, introduzindo substâncias tóxicas e aumentando as concentrações de alguns íons na água subterrânea, além de microorganismos nocivos.

Por outro lado, essa mesma população capta a água subterrânea através de sistemas empíricos, poços tipo cacimba ou amazonas, que são escavados em seus quintais para os múltiplos usos domésticos. Assim, se estabelece uma circulação perigosa da água no meio subterrâneo, com a tendência de agravamento em suas condições sanitárias, com reflexos extremamente negativos à saúde humana.

Dentre os contaminantes, o nitrato é o mais freqüentemente encontrado em águas subterrâneas, oriundo do uso de fertilizantes agrícolas, criação de animais e de deposição de excretas em fossas negras ou sépticas, constituindo-se em importante fator de comprometimento do estado de saúde das populações (CANTER, 1997; SOARES, 2000; VARNIER; HIRATA, 2002), principalmente das que fazem uso de poços domésticos localizados em área urbana.

Altas concentrações de nitrato em água potável podem acarretar sérios danos à saúde humana, como metahemoglobinemia em crianças e câncer, especialmente o gástrico em adultos (TANNENBAUM; GREEN, 1985). Por isso, as diversas agências reguladoras

estabeleceram limites de concentrações de nitrato na água de consumo humano, variando entre 45 e 50 mg.L⁻¹ de NO₃⁻ ou em torno de 10 mg.L⁻¹ de NO₃⁻ em Nitrogênio.

Entre 1945 e 1960, Handa (1989) apud Rao (1998), relata que foram notificados cerca de 2.000 casos de metahemoglobinemia em crianças por uso de água contendo altas concentrações de nitrato nos EUA e Europa, com índice de mortalidade variando de 7 a 8 %.

Face aos problemas citados, Silva (2001) iniciou uma investigação com a finalidade de avaliar a qualidade sanitária das águas subterrâneas do Bairro Nova Brasília em Ji-Paraná, Rondônia, quando detectou uma expressiva quantidade de nitrato em solução nas águas subterrâneas do aquífero, ao analisar as amostras de água coletadas em poços domésticos nesta área.

Entretanto, o método direto de coleta e análise físico-química e biológicas das águas de um aquífero através de poços domésticos, é um processo que fornece uma visão de sua qualidade apenas dentro da zona de captação do poço, ou seja, na parte superior do lençol. Desta forma, este procedimento se revela limitado quanto se pergunta, a que profundidade e qual a extensão dos poluentes dispersos no aquífero.

Uma metodologia para solucionar esta questão, poderia ser aplicada com a implantação de uma rede de poços de monitoramento com instalação de filtros em diferentes profundidades. Todavia, este procedimento se revela demasiadamente demorado e oneroso, pois envolveria além da perfuração de poços, muitas análises laboratoriais de água. Assim, optou-se por uma metodologia de menor custo, com coletas e análises de amostras de águas de poços pré-existentes na área, aliada a métodos indiretos de investigação, os métodos geofísicos, os quais estudam as propriedades físicas do terreno, considerados como recursos técnicos importantes em estudos ambientais, pela possibilidade de obtenção de imagens e informações da subsuperfície do terreno.

Da integração dos dois métodos, físico-químico e geofísico, é possível estabelecer comparações dos resultados das amostras de águas analisadas e a resistividade das camadas subsuperficiais do terreno estabelecendo assim, um padrão indicativo de contaminação de uma área.

Os levantamentos físico-químicos e geofísicos aplicados conjuntamente na caracterização do meio hidrológico têm difundido a geofísica como técnica eficiente na identificação de contaminantes, produzindo resultados a custos relativamente baixos.

Dentre os métodos geofísicos aplicados, estão os métodos geoeletricos de eletrorresistividade, polarização induzida, potencial espontâneo, eletromagnéticos (EM-

domínio do tempo, VLF- Very low frequency, radar de penetração no solo- GPR- Ground Penetrating Radar), que são descritos em vasta literatura, como em Keller e Frischknecht (1977), Orellana (1972), Telford, Geldart e Sheriff (1990) entre outros.

Os métodos geoeletricos, especificamente a eletrorresistividade (ER), segundo Nobes (1996); Souza, Silva e Yomasa (2004); Elis (2003); Sauerbronn (2003) e Braga (2006), entre outros autores, são os métodos que melhores se aplicam ao estudo de contaminação de águas subterrâneas.

Enquanto as sondagens elétricas verticais permitem que se conheçam as variações litológicas do terreno na direção vertical, inclusive a determinação do nível d'água, o caminhamento elétrico permite conhecer as variações de resistividade do terreno lateralmente, no sentido do caminhamento (ISRAIL et al., 2007; LOKE, 2000).

Com base nestas considerações, optou-se neste estudo pela utilização do método geofísico de eletrorresistividade, com as técnicas de sondagem elétrica vertical (arranjo Schlumberger), e a técnica do caminhamento elétrico (arranjo dipolo-dipolo), aliado aos procedimentos de análise de águas do aquífero em pontos previamente selecionados.

1.1. Motivação

O intenso desenvolvimento das cidades e o planejamento inadequado na organização dos espaços urbanos, associado a uma carência de oferta de água tratada e o saneamento básico incipiente, segundo dados do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE, 2007), tem gerado graves problemas de saúde pública no Brasil.

A cidade de Ji-Paraná, no Estado de Rondônia, não possui um sistema de esgotamento sanitário. Aliás, praticamente inexistente rede coletora de resíduos domésticos na maioria das cidades do norte brasileiro. Em alguns casos, existe a rede básica de saneamento, mas os esgotos são lançados diretamente nos corpos d'água superficiais.

Na falta de um sistema público de coleta dos resíduos produzidos pela população, a alternativa que se apresenta é o depósito dos dejetos "in situ" em fossas, que devido às dimensões dos terrenos urbanos, ficam próximas aos poços domésticos de captação de água em alguns quintais. A pequena distância entre os dois sistemas, se constitui num agravante, pois facilita a migração de contaminantes para os poços. Isso coloca em risco a saúde da

população local, exigindo estudos que possam subsidiar a atuação do poder público frente aos problemas que podem advir desta situação.

Dessa forma, o presente estudo, através da integração dos resultados hidroquímicos aos ensaios geofísicos, permitirá uma visão mais completa dos problemas gerados no aquífero local pela introdução de despejos domésticos nas inúmeras fossas instaladas no Bairro Nova Brasília.

O diagnóstico mais realista do problema deverá indicar a extensão das possíveis plumas de contaminantes gerados pelos despejos no subsolo e no aquífero local, contribuindo para o equacionamento do problema, ao subsidiar a tomada de decisão pelas autoridades gestoras.

1.2. Objetivos

1.2.1. Objetivo geral

O presente trabalho visa aprofundar o conhecimento sobre a qualidade das águas subterrâneas do Bairro Nova Brasília e o meio hidrológico, identificando suas condições químicas, físicas e sanitárias.

1.2.2. Objetivo específico

Integrar os parâmetros físico-químicos obtidos em poços amostrados nesta área com as anomalias geelétricas obtidas com os ensaios de sondagem elétrica vertical e caminhamento elétrico, permitindo avaliar a extensão da contaminação por nitrato em solução nestas águas através de padrões de resistividade na zona não-saturada e saturada.

2. ASPECTOS GERAIS DA ÁREA ESTUDADA

2.1. Generalidades

O Município de Ji-Paraná ocupa posição geográfica central no Estado de Rondônia, sendo passagem obrigatória para quem transita na BR-364, única via de acesso terrestre em direção à capital Porto Velho, aos Estados do Acre e Amazonas, proveniente de outros estados das demais regiões do Brasil.

A região começou a ser habitada principalmente por colonizadores nordestinos, que exploravam o látex extraído da seringueira na bacia hidrográfica do Rio Machado. Até 1960, a população local era de apenas 600 moradores, mas com a construção da BR-029, atual BR-364 e o início, em 1968, das atividades do Instituto Brasileiro de Reforma Agrária - IBRA, já no ano de 1970 a população urbana chegava a 4.285 habitantes. Em julho de 1973, devido à propaganda do governo federal, apontando a região como o “Novo Eldorado”, a população chega a 13.000 habitantes, crescendo em três anos e meio a uma taxa de 200 %. Em 1977 foi concedida emancipação política à Vila de Rondônia, que passou a chamar-se Ji-Paraná. Segundo dados do IBGE (2007), o Município conta com uma população de 107.638 habitantes.

O intenso crescimento da população do município aconteceu a partir do lançamento em 1970 do Programa de Integração Nacional (PIN), que pretendia aliviar as tensões sociais de outras regiões do Brasil, geradas pela crescente mecanização agrícola, erradicação da lavoura cafeeira e as intempéries climáticas (seca no nordeste e geadas no sul). Aliados a isto, agricultores se dispunham a migrar para Rondônia, pela possibilidade de acesso a terras devolutas férteis próximas à BR-364 (PERDIGÃO; BASSEGIO, 1992). Junte-se aí, o sentimento político da época, em que o grande vazio demográfico da região poderia se transformar num forte atrativo para nações estrangeiras interessadas nos recursos minerais e vegetais da Amazônia.

Este intenso crescimento em pouco tempo, comparado a outras cidades brasileiras, gerou sérios problemas sociais por disputas de terras, ocupação desordenada do espaço urbano, infra-estrutura viária, abastecimento de água e energia elétrica, entre outros, que ainda hoje persistem.

2.2- Aspectos físicos

2.2.1- Localização geográfica

O município de Ji-Paraná, localizado na região centro-leste do Estado de Rondônia, encontra-se a 370 Km da capital, Porto Velho. Situa-se no Km 365 da BR 364, tendo sua posição geográfica entre os paralelos 8° 22' e 11° 11' latitude sul e entre os meridianos 61° 30' e 62° 22' longitude oeste (WGr), ocupando uma área de 6.922,05 Km², correspondendo a 2,9 % do território do Estado. Sua altitude média é de 159 m acima do nível do mar. O núcleo urbano do município encontra-se na foz do Rio Urupá no Rio Machado, com coordenadas 10° 52' latitude S e 61° 56' de longitude W. A altitude média do distrito sede é de 120 m (IBGE, 2000).

A cidade se desenvolveu nas duas margens do Rio Machado, e devido a essa particularidade, para efeito de orientação geográfica, está dividida em 1° e 2° Distritos, respectivamente à margem esquerda e à margem direita do Rio.

O Bairro Nova Brasília, objeto deste estudo (Figura 2.1), com área de 4,59 Km² está situado no 2° distrito do município e possui uma população superior aos 17.460 habitantes estimados em 1988 pela Secretaria Municipal de Planejamento e Coordenação (SEMPLOC, 1988).

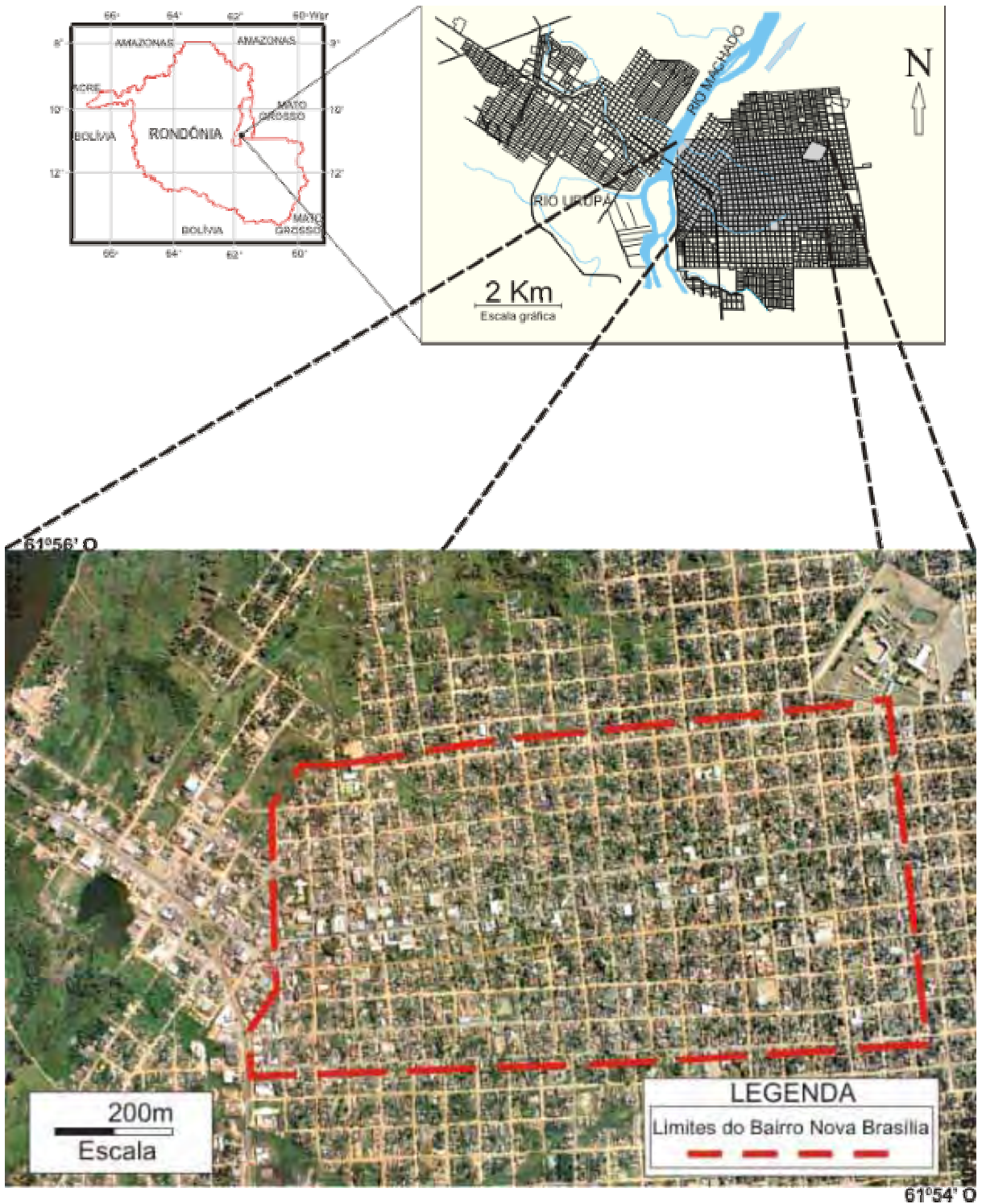


Figura 2.1: Aerofoto parcial do 2º Distrito de Ji-Paraná (modificado de ASINELLI FILHO, 2001), destacando o Bairro Nova Brasília.

2.2.2- Clima

Considera-se o clima como um fator muito importante para as águas subterrâneas. A precipitação, por exemplo, pode influenciar tanto na qualidade como na quantidade das águas

subsuperficiais. Altas precipitações repercutem nas vazões, gerando águas de infiltrações em quantidades consideráveis que provocam variações nas concentrações salinas dos aquíferos.

De acordo com a classificação de Köpen, o Estado de Rondônia apresenta dois tipos climáticos, sendo que a região de Ji-Paraná é do tipo Am, clima de florestas tropicais, com alta pluviosidade, em torno de 2.000 mm/ano.

Segundo Fernandes e Guimarães (2002), a média de temperatura anual no Município de Ji-Paraná é de 26°C, a umidade relativa média do ar em torno de 85 % e precipitação de chuvas na sede do município em torno de 1700 a 1800 mm/ ano.

A posição geográfica da região, próxima da Linha do Equador, explica a média de temperatura alta local.

Os amazônidas (habitantes da região amazônica) consideram duas estações bem definidas na região: o “verão”, caracterizado por um período de seca, com baixa pluviosidade, prolongando-se de maio a setembro e uma estação chuvosa, o “inverno amazônico”, com altos índices pluviométricos, que se estende de outubro a abril, quando ocorrem as recargas dos aquíferos.

Dados climatológicos apresentados por Fernandes e Guimarães (2005), mostram que nos meses de junho e julho, ocorre por vezes, a entrada de massas de ar frio proveniente do sul do país, provocando o que se conhece na região como “friagem”, quando a temperatura desce a até 12°C.

2.2.3- Geologia

A área estudada está localizada na Plataforma ou Cráton Amazônico, que Almeida e Hasui (1984) definem como a região da América do Sul que atuou como área estável durante o desenvolvimento das faixas de dobramentos Paraguai- Araguaia.

Segundo o conceito de Províncias Estruturais introduzido por Almeida et al. (1977) apud Almeida e Hasui (1984) aplicado ao território brasileiro, a Plataforma Amazônica é subdividida em Província Rio Branco e Província Tapajós. De acordo com este conceito, a Província Tapajós corresponde a parte do Escudo Brasil Central ao sul da Bacia Sedimentar Amazônica.

A subdivisão da Província Tapajós determinou três subprovíncias: Carajás, Xingu e Madeira, esta última na parte ocidental, onde se localiza a quase totalidade do Estado de Rondônia.

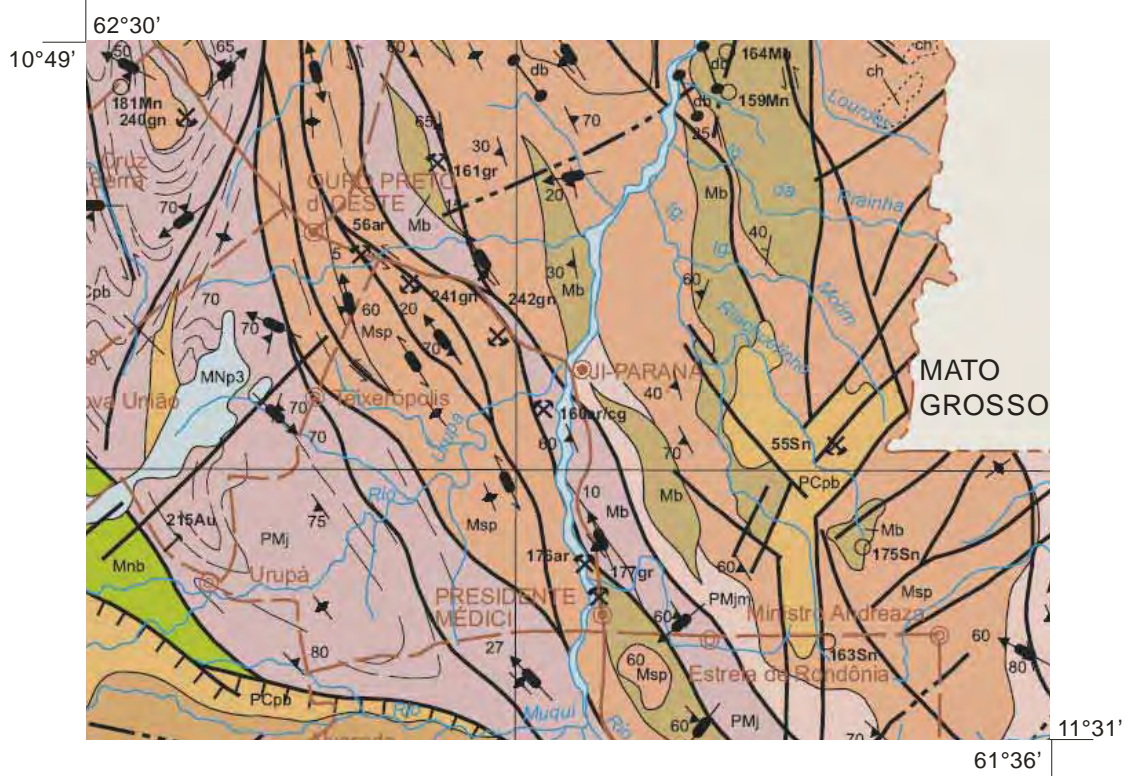
A região de Ji-Paraná é representada estratigraficamente pelo embasamento cristalino Pré-Cambriano, denominado de Complexo Jamari que compreende unidades litológicas e sistemas estruturais envolvidos em longa geodinâmica, com registros nos primórdios do Paleoproterozóico (1,8 a 1,6 bilhões de anos), culminando, segundo Bacci (2005) com a deposição das chamadas coberturas Cenozóicas num período mais recente (2 milhões de anos até o recente).

De acordo com Scandolaro (1999), o Complexo Jamari é representado por ortognaisses de composição predominantemente granítica a granodiorítica, gnaisses paraderivados, metagabros e metaultramáficas, metamorfisadas em grau médio a alto.

Segundo Scandolaro et al. (1996) estruturação das rochas metamórficas e ígneas foi dominada por processos tectônicos de regimes cinemáticos contracionais e transcorrentes. Posteriormente houve uma reativação deste processo em uma fase distensiva, que possibilitou a acomodação de grandes volumes de rochas granitóides intrusivas durante o Proterozóico e o Paleozóico, com sucessivos falhamentos, formando estruturas em gráben que alojam as coberturas sedimentares deste período.

Não ocorrem afloramentos rochosos do embasamento cristalino no Bairro Nova Brasília, sendo, entretanto observados no leito e às margens do Rio Machado.

Na Figura 2.2 pode ser visto o mapa geológico da região onde está localizado o Município de Ji-Paraná.



LEGENDA

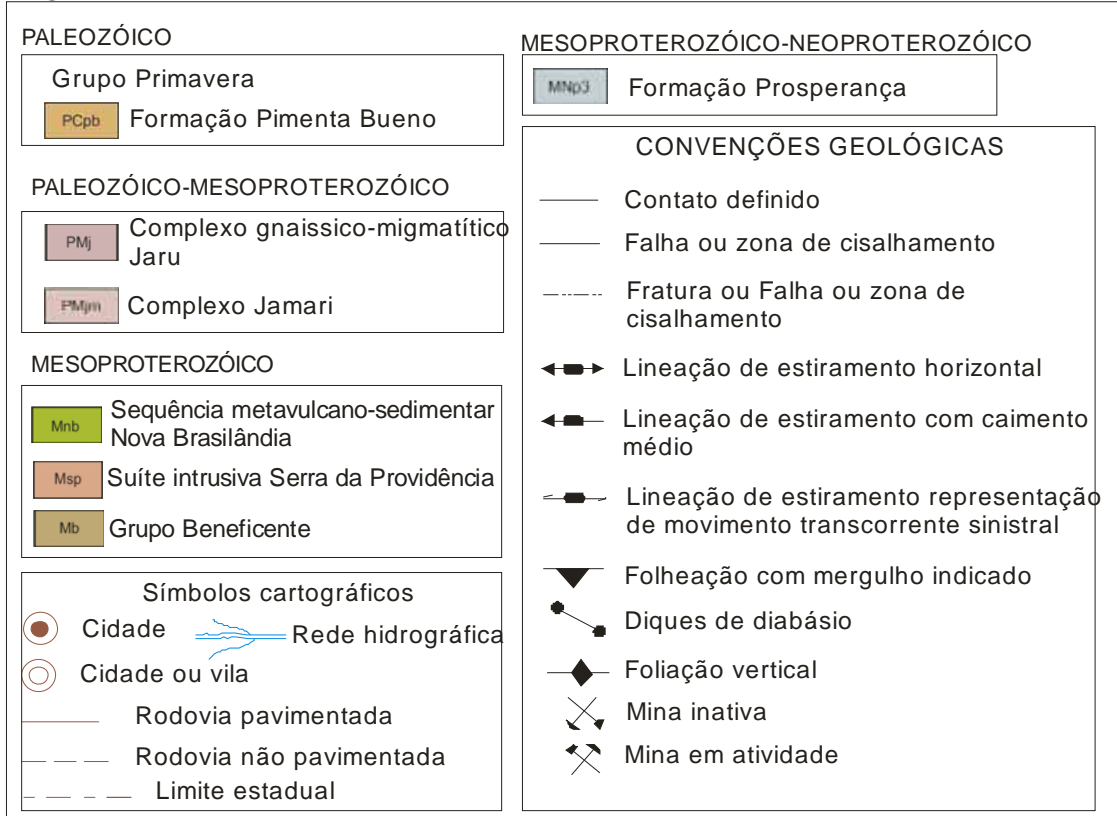


Figura 2.2: Mapa geológico da região sudeste de Rondônia, com Ji-Paraná ao centro (adaptado de SCANDOLARA, 1999). Escala 1: 1.000.000

A cobertura sedimentar da região é aluvionar e coluvionar inconsolidadas, depositadas em canais fluviais, planícies de inundação e lagos, representada por materiais detríticos pouco

selecionados, compostos por sedimentos arenosos, siltosos e argilosos, com níveis conglomeráticos e laterizados ou não.

Segundo Scandola (1999), estas coberturas também foram afetadas por falhamentos normais, que supostamente situam-se sobre falhas mais antigas do embasamento que foram reativadas em eventos neotectônicos.

Poços tubulares e cacimbas na zona urbana de Ji-Paraná mostram que a cobertura sedimentar possui espessura que varia geralmente entre 14 e 40 m.

Na busca por descrições litoestratigráficas do Bairro Nova Brasília que viessem a subsidiar este estudo, foram encontrados apenas dois poços que foram perfurados pela empresa Geonorte Poços Artesianos.

O perfil geológico do poço ilustrado no Anexo A, mostra uma camada de areia silte arenosa variegada com seixos de quartzo até a profundidade de 15 m, seguida de uma camada de 14 m de areia intercalada por uma lente de 1 m de argila laterítica variegada. A rocha alterada se encontra a 29 m de profundidade e a partir de 38 m se encontra rocha sã do embasamento Jamari.

No Anexo B é descrita a presença de areia argilosa amarela até a profundidade de 4 m, e daí a 12 m, silte argiloso variegado. Entre 12 e 14 m, o saprólito constituído por fragmentos de rocha alterada, areia e argila. A rocha granítica sã do Complexo Jamari aparece a 14 m de profundidade.

2.2.4- Hidrologia

A região está situada na bacia do Rio Ji-Paraná (em Tupi-Guarani, pedra que corta ou machado no rio grande), também conhecido como Rio Machado, que é um dos mais importantes afluentes do Rio Madeira. É formado pela junção dos Rios Comemoração de Floriano e Pimenta Bueno ou Apidiá, oriundos do Planalto Sedimentar dos Parecis e estende-se com curso sinuoso e encaixado, na direção nordeste até o Rio Madeira.

Na cidade de Ji-Paraná, possui largura média de 260 m e variação de nível de 6 m (SEMPLAC, 1998). Suas cheias são condicionadas pelas chuvas de “inverno”, de outubro a abril e a vazante coincide com o período de estiagem na região, de maio a setembro.

O Rio Ji-Paraná apresenta, no mês de abril, maior média de vazões máximas, com valor próximo a 4.000 m³/s em Tabajara, a aproximadamente 150 km da foz, com vazão média ao longo do período de 1.366 m³/s e a mínima média mensal de 160 m³/s, em setembro

(BATISTA; BOTELHO, 1985; BALLESTER et al.; 2003). Seu maior afluente é o Rio Urupá, que também banha a cidade, além de outros pequenos cursos d'água urbanos, como o Igarapé Dois de Abril e Conceição.

A Figura 2.3 mostra uma vista parcial da rede hidrográfica da região leste de Ji-Paraná.



Figura 2.3: Rede hidrográfica da porção leste da Cidade de Ji-Paraná (mapa base GOOGLE MAPS, 2008).

A hidrografia local mostra ter se adaptado a uma série de direções predominantes, correspondendo a um conjunto de falhas e fraturas, que parece influir na direção do próprio Rio Machado, sugerindo a existência de paleo-canais na região leste.

O Igarapé Pintado é o único curso d'água que banha o Bairro Nova Brasília (área delimitada em vermelho na Figura 2.3). Sua nascente se localiza entre as ruas T-12 e T-13 e ruas Curitiba e Maringá (na mesma figura), cortando a região no sentido noroeste.

2.2.5. Geomorfologia e ocupação da área

O Município de Ji-Paraná está quase que totalmente situado na Depressão Interplanáltica da Amazônia Meridional, que se estende do sul ao norte do Estado. Seu nome se dá em razão de sua posição geográfica, entre o Planalto Dissecado Sul da Amazônia e como área rebaixada, apresentando altimetria média de 220 m, entalhada pela rede hidrográfica do Rio Ji-Paraná, que provoca uma dissecação de relevo em morros, colinas e interflúvios tabulares (Figura 2.4).

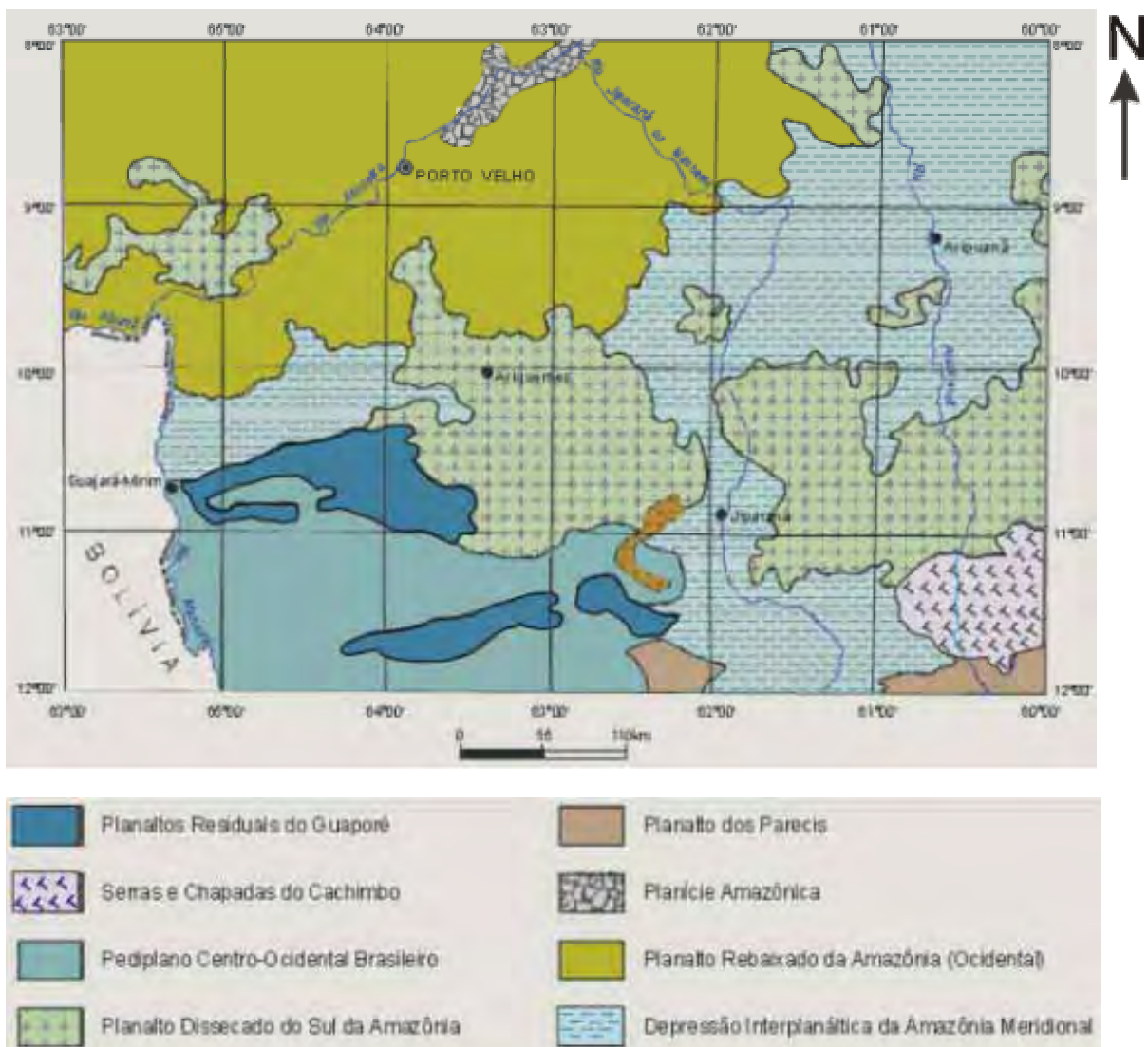


Figura 2.4: Unidades geomorfológicas da região que inclui o Estado de Rondônia (Projeto RADAMBRASIL, 1978; apud BAHIA, 2001).

A topografia do Bairro Nova Brasília é suavemente ondulada, com cota variando de 146 m na parte mais baixa, a 189 m na parte mais alta, com declividade média abaixo de 2 %, caracterizando, portanto, relevo plano de colinas baixas (Figura 2.5).

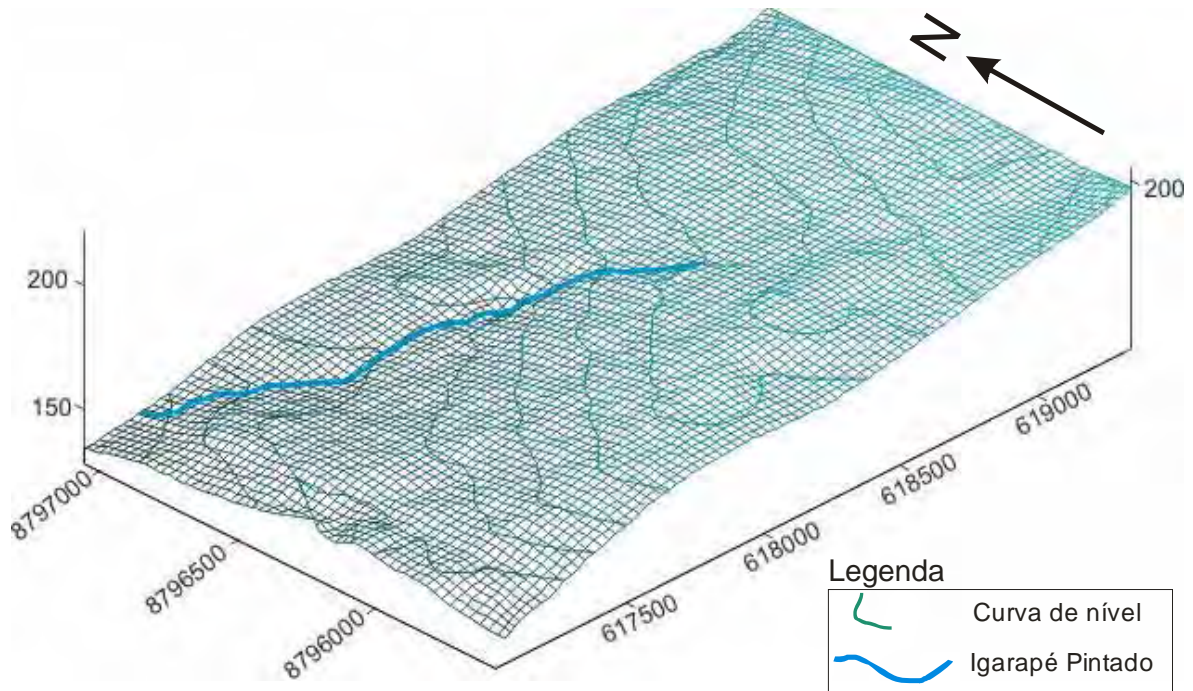


Figura 2.5: Bloco diagrama topográfico com curvas de níveis do Bairro Nova Brasília.

O Igarapé Pintado (igarapés: denominação regional para córregos), curso d'água intermitente destacado em azul no bloco diagrama (sentido leste/noroeste) por onde escoam a maior parte das águas pluviais do bairro, deságua no Rio Machado, serve como corpo receptor de águas residuárias de algumas residências, prédios comerciais, postos lavadores de automóveis, oficinas mecânicas, etc., se encontrando atualmente num processo extremamente avançado de poluição, visto na Figura 2.6 e Figura 2.7.



Figura 2.6: Detalhe de flagrante de lançamento de esgoto no Igarapé Pintado.



Figura 2.7: Vista de trecho do Igarapé Pintado onde desembocam galerias de águas pluviais e flagrantes de poluição.

Além das descargas de esgotos pontuais, este canal natural recebe a contribuição de uma pequena rede rudimentar de esgoto, construída pela prefeitura, nos pontos onde o lençol subterrâneo é mais superficial.

Devido às condições hidráulicas do local, com o nível d'água subterrâneo muito superficial, não permitindo a escavação de fossas, a prefeitura tentou minimizar os transtornos dos moradores com essa forma paliativa, ao implantar uma rede de esgotos utilizando tubulação tipo PVC com diâmetro de 100 mm. Como o diâmetro da rede é insuficiente para a demanda, ocorre freqüentemente transbordamento das caixas de inspeção, provocando sérios problemas aos usuários do sistema e aos moradores das proximidades.

A população que não utiliza este sistema precário de esgoto coletivo constrói fossas em seus quintais, sem uma orientação técnica da prefeitura local. A maioria são fossas negras, localizadas em qualquer parte do terreno, que se caracterizam, pelo sistema construtivo: uma escavação com revestimento interno das paredes em tijolos ou manilhas de cimento (com ou sem áreas de infiltrações laterais). Na sua maioria, a zona de infiltração se localiza na base (Figura 2.8). Não possuem câmaras próprias de decantação e infiltração, o que as distingue das fossas sépticas.

Neste sistema de deposição de resíduos, os materiais sólidos que deveriam ser periodicamente retirados e depositados em tanques próprios no aterro sanitário municipal de Ji-Paraná, permanecem por anos no solo e são gradativamente decompostos e os subprodutos gerados, lixiviados através da zona vadosa até o lençol freático.



Figura 2.8: Foto de uma fossa negra sendo construída no Bairro Nova Brasília.

Não existe dispositivo público administrativo que regulamenta a construção de fossas no Município. Diante disso, não é observado na área estudada e em toda a zona urbana municipal de Ji-Paraná, uma distância que possa ser considerada segura entre os poços de abastecimentos domésticos e as fossas, visto que as maiorias dos terrenos têm medidas reduzidas, geralmente com 10 m de frente por 30 m de cada lateral.

Grande parte da população ainda utiliza águas subterrâneas, extraídas através de poços tipo cacimba ou amazonas, com diâmetro de 1,00 m ou 0,80 m, alguns sem revestimento interno. Entretanto, devido à natureza arenosa dos solos locais, principalmente na parte mais alta do Bairro, onde o nível d'água é mais profundo, a maioria dos poços são revestidos com manilhas de cimento pré-fabricadas, para se evitar desabamentos, enquanto outros possuem revestimento apenas na zona saturada.

A procura por poços tubulares, geralmente de pequena profundidade (15 a 40 m), está se intensificando, seja por motivos econômicos, visando reduzir despesas com água tratada ou pela idéia de que a esta profundidade, a água possa ser de boa qualidade para consumo. Este serviço de perfuração de poços é oferecido por algumas empresas, como sendo poços semi-artesianos ou mini-poços.

No período compreendido entre novembro a março, as chuvas são intensas na região, com sérias conseqüências ao meio rural e urbano. As ruas não pavimentadas sofrem um forte processo erosivo ocasionados pela alta pluviosidade e pelas águas de escoamento, que provocam interdição em alguns locais em razão do transporte de sedimentos e das boçorocas que se formam em alguns pontos.

Segundo Morais (1998), o sistema aquífero existente na região, é classificado como aquífero fraturado descontínuo livre, com cobertura de sedimentos coluvionares, constituído por materiais detríticos argilo-arenosos, com espessura variável, podendo chegar a 40 m, que alimenta o aquífero fraturado subjacente, formando um sistema único.

As captações de água por poços tubulares ocorrem a até 150 m de profundidade, entretanto, Morais (1998) recomenda uma profundidade máxima de 100 m, pois a grande maioria das entradas de água situa-se até esta profundidade, conforme atestam as descrições dos inúmeros poços tubulares perfurados na zona urbana e rural do Município, disponíveis no Sistema Nacional de Informações de Águas Subterrâneas (SIAGAS), portal da Companhia de Prospecção e Recursos Minerais (CPRM).

2.2.6 - Sistema de abastecimento público de água no município

O sistema de abastecimento público de água na zona urbana municipal é realizado pela Companhia de Abastecimento de Águas e Esgotos de Rondônia (CAERD), que se constitui num sistema misto, com captação de águas superficiais e de um poço tubular localizado no Bairro Jardim dos Pioneiros, para atendimento local.

A maior parte da água distribuída pela CAERD vem do Rio Urupá, que após ser captada é tratada na Estação de Tratamento de Água (ETA). A capacidade de tratamento da ETA é de 360 L/s, entretanto, atualmente opera na faixa de 180 à 230 L/s. Possui dentro da estação, três reservatórios de água: um com capacidade de 2 milhões de litros, outro com capacidade de 1,5 milhões, e um terceiro dimensionado para 150 mil litros. No Bairro Nova Brasília estão instalados também três reservatórios com capacidades de 2 milhões, 1 milhão (sem utilização por estar apresentando vazamento) e 150 mil litros.

Considerando que o consumo médio diário de água utilizado pela população é de 200 L/ dia/hab., tanto a ETA como o conjunto de reservatórios, estão dimensionados para atender toda a população urbana. Entretanto, existe uma deficiência da empresa quanto a investimentos na implantação de redes de abastecimento e a resistência de muitos moradores para a interligação ao sistema público. Esses dois fatores fazem com que seja grande o número de moradores da zona urbana que se abasteçam de água captada em poços domésticos.

3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

A grande maioria dos estudos ambientais envolve múltiplas áreas do conhecimento técnico científico. Este trabalho se insere neste grupo, ao abordar aspectos hidroquímicos e sanitários da água subterrânea do Bairro Nova Brasília, utilizando diferentes métodos investigativos.

Como suporte nesta investigação, o apoio dos métodos geofísicos de sondagem elétrica e caminhamento elétrico, são considerados valiosos, uma vez que além da agilidade nas análises do meio hidrológico, refletem na redução de custos do trabalho.

De acordo com este pressuposto, é feita neste capítulo uma breve revisão sobre a evolução do conhecimento de uso, conservação e implicação da água na saúde das populações. É enfatizada a influência do nitrogênio (NO_2^- e NO_3^-) na saúde humana, bem como uma análise dos processos de nitrificação e denitrificação nos aquíferos, além de destacada a importância da geofísica nos estudos de contaminação da água subterrânea.

3.1- Visão global da água e sua relação com a saúde

A existência da água na Terra, a pelo menos 3,6 bilhões de anos, se deu com o resfriamento geral e gradativo das rochas ígneas, formando uma atmosfera primitiva essencialmente composta de CO_2 e vapor de H_2O , originando posteriormente um oceano primitivo e que atualmente recobre algo em torno de 310 milhões de Km^2 (KARMANN, 2003) à 360 milhões de Km^2 (SUGUIO; SUZUKI, 2003) da superfície terrestre. Desde então, seu volume é considerado constante no Planeta, mas distribuído de maneira bastante irregular, com escassez muito severa em algumas regiões e extremamente abundante em outras, em razão principalmente da interação do clima e da fisiografia local (HIRATA, 2003).

Apesar do Brasil contar com estimados 15 % da água doce disponível no Planeta, com produção hídrica de $182.170 \text{ m}^3/\text{s}$ e volume de deflúvio de $5.745 \text{ Km}^3/\text{ano}$, de acordo com a Agência Nacional de Energia Elétrica (ANEEL, 1998 apud GARCIA; et al., 2007), com disponibilidade de $5.000 \text{ m}^3/\text{habitantes/ano}$ e a Amazônia deter quase 20 % de toda a água doce superficial do mundo (LUIZÃO, 2005), esse quadro de abundância se revela paradoxal, em razão da crescente deterioração provocada pelo lançamento indiscriminado de efluentes domésticos e industriais sem tratamento no solo e nos cursos d'água. Esse fato, aliado à

crecente demanda, está provocando uma pressão sobre os recursos hídricos, o que conduz a uma relativa escassez de água potável nos grandes centros urbanizados do País.

O consumo médio de água pelas populações está diretamente relacionado ao seu grau de desenvolvimento social. Quanto mais avançada a sociedade e maior o núcleo urbano, maiores serão as suas necessidades de água em razão das condições higiênicas convenientes no preparo de alimentação, indústria, recreação, bebida, asseio corporal, etc. (SETTI, 1994) e conseqüentemente maior a produção de efluentes.

A importância da água na manutenção da saúde é conhecida há milênios, o que levou diferentes civilizações a construir sistemas para preservar suas qualidades, como os coletores de esgoto de Nipur (Babilônia) datado de 3.750 a.C., os aquedutos de Jerwan, construído na Assíria em 691 a.C. e os aquedutos que traziam águas do rio Nilo para as cisternas, onde se clarificavam por sedimentação (SETTI, 1994).

Os gregos já utilizavam procedimentos de fervura da água, pois já relacionavam empiricamente o estado de saúde ao consumo de água. Hipócrates (460- 354 a.C.) já afirmava que “a influência da água sobre a saúde é muito grande”. Os hindus e hebreus há mais de 5.000 anos, conheciam processos de clarificação e conservação da água (MONTICELI; MARTINS 1993; USEPA, 1999). Mas apenas em 1855 John Snow demonstrou cientificamente que o surto de cólera em Londres estava associado ao consumo de água contaminada por esgotos (OLIVEIRA; et al., 1984) e em 1880, Louis Pasteur demonstrou pela sua “Teoria dos Germes” que organismos microscópicos (micróbios) poderiam transmitir doenças por meio da água (FREITAS; FREITAS, 2005).

A grande incidência de doenças veiculadas pela água ou provocadas por sua falta, verificada mais significativamente nos países em desenvolvimento, têm como fatores agravantes deste quadro, o clima, a geografia, os hábitos culturais e sanitários, a quantidade e forma do abastecimento de água, além das condições de despejos (PNUD, 2006).

A Figura 3.1 fornece uma visão do consumo per capita de água em alguns países e em diferentes continentes.

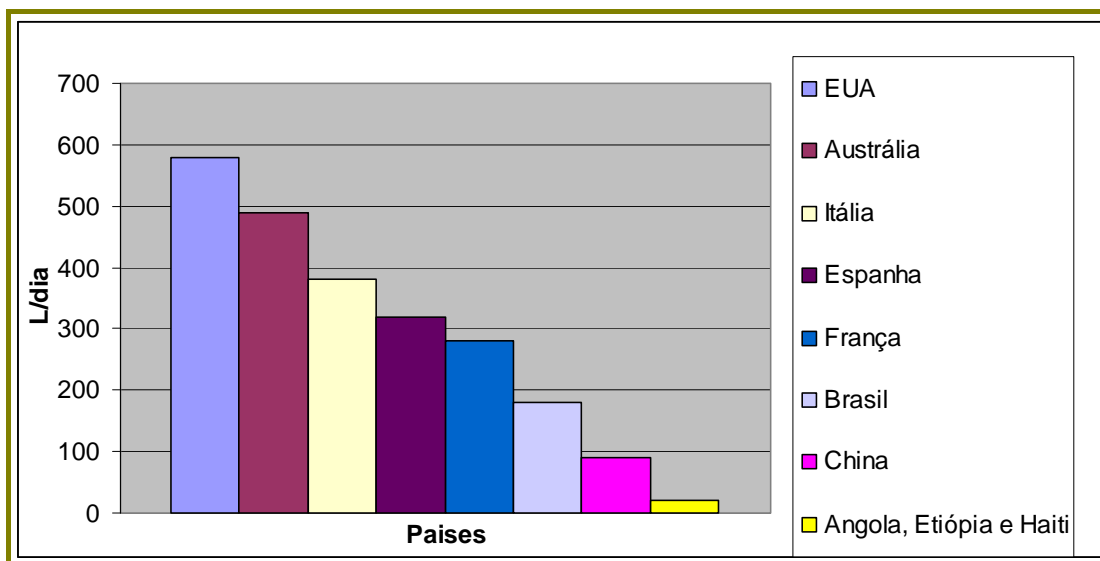


Figura 3.1: Demanda média per capita de água em alguns países (adaptado de PNUD, 2006).

A grande preocupação relativa à qualidade da água utilizada pelas populações, em suas múltiplas necessidades, se justifica à medida que esta pode se tornar um importante meio de disseminação de doenças das mais variadas (CETESB, 1999; CROSS; et al., 1989), tais como febre tifóide, cólera, salmonelose, shigelose, gastroenterites, poliomielite, hepatite A, verminoses, amebíase e giardíase, responsáveis por vários surtos epidêmicos e elevada taxa de mortalidade infantil (FREITAS; BRILHANTE; ALMEIDA, 2001; MARTINS; et al., 2002).

Dados da Organização Mundial da Saúde (OMS), mostram que um quarto dos leitos hospitalares é ocupado por enfermos cujas doenças são veiculadas pela água. No entanto, a comunidade de uma maneira geral, muitas vezes desconhece as condições de potabilidade e as implicações na saúde, do consumo de águas contaminadas, podendo isso, ser relacionado ao grau de cultura do povo.

Os indicadores de desenvolvimento sustentável (IBGE, 2004), revelam que ocorreram 375 internações hospitalares no Brasil, para cada 100.000 habitantes. Na região Norte, este número saltou para 706 e em Rondônia chegou a 1.200, em razão do saneamento ambiental inadequado, contaminação por resíduos sólidos ou condições precárias de moradia.

O relatório alerta também, que podem ocorrer falta de notificações relacionados a problemas de saúde e morbidade, seja por dificuldades de acesso aos serviços de saúde por alguns grupos populacionais ou pelo fato de que alguns casos não demandam internações. Portanto, o quadro pode ser ainda pior do que é apresentado no indicador.

De acordo com os múltiplos usos da água (humano, dessedentação de animais, agricultura, indústria e balneabilidade), esta deve obedecer a critérios estabelecidos por órgãos de saúde e/ou ambientais, que normatizam as concentrações de substâncias orgânicas e inorgânicas que poderão estar nela dissolvidos. Assim, as águas que apresentarem valores máximos permissíveis (VMP), de algumas substâncias em solução e organismos biológicos acima do estabelecido pela legislação, serão consideradas contaminadas ou poluídas.

Para essa finalidade, tem-se como referência em nível nacional, os VMPs estabelecidos pelo Ministério da Saúde (MS, 2005) e pela Resolução da Diretoria Colegiada (RDC) da Agência Nacional de Vigilância Sanitária (ANVISA, 2005).

A diferença básica entre os dois documentos, está na forma como é expresso o VMP para nitrato. Enquanto a Portaria 518/2004 (MS, 2005), estabelece o VMP de 10 mg/L como Nitrogênio (10 mg/L NO_3^- -N), a RDC n° 274/2005 publica em 50 mg/L NO_3^- , que evidentemente são equivalentes.

Essas formas de expressar as concentrações de nitrato, tem provocado algumas confusões nas interpretações de resultados. No âmbito deste texto, as concentrações de nitrato serão apresentadas em NO_3^- .

3.2- Características e padrões de qualidade das águas

De acordo com as características apresentadas por uma amostra de água, esta pode ser classificada como poluída ou contaminada. A poluição é definida como o resultado das influências diretas na qualidade da água, representadas pela introdução de substâncias naturais e artificiais no ciclo biogeoquímico e quando a degradação da qualidade das águas atinge níveis que podem afetar de forma prejudicial a saúde humana e dos animais que a consomem, é denominada contaminação (COELHO; DUARTE, 2003).

Os efeitos deletérios dos agentes contaminantes ou poluentes nos recursos hídricos, bem como sua toxidez, dependem de diversos fatores, tais como: sua concentração, sua persistência no meio, sua forma de uso, seu período de consumo, fatores genéticos e resistência orgânica de cada indivíduo diretamente afetado.

Os despejos dos centros urbanos em solos ou diretamente nos rios têm provocado a deterioração tanto das águas superficiais quanto das subterrâneas. Enquanto que os processos de deterioração das águas superficiais são mais visíveis, verificados através de mortandade de

peixes, odores exalados, etc., nas águas subterrâneas, este processo é menos perceptível, podendo ser mais devastador na saúde humana.

Nas águas superficiais, quando é detectado um processo poluidor, ações imediatas podem ser adotadas para cessar a introdução do contaminante. Dessa forma, ocorrerá a autodepuração da água, que dependerá entre outros fatores, da natureza e concentração do agente poluidor, do volume e velocidade da águas.

A contaminação dos aquíferos subterrâneos não é de fácil detecção, uma vez que o processo ocorre muitas vezes de forma lenta, silenciosa e por isso mais perigosa, pois raramente apresentam alterações como odor, sabor ou cor. Até porque estas propriedades organolépticas não são percebidas igualmente por toda pessoa, pois dependem da acuidade sensorial de cada indivíduo. Ademais, geralmente os contaminantes estão na forma metálica (metais pesados) e iônica, portanto, imperceptíveis visualmente, necessitando de equipamentos e métodos laboratoriais apropriados para sua detecção, o mesmo acontecendo com os microorganismos patogênicos eventualmente presentes na água.

Dados da Secretaria Nacional de Saneamento-SNS (BRASIL, 2005), através do Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS), revelam que em 2004 o índice de atendimento urbano com água tratada no Brasil era de 95,4 %. Apesar deste percentual altamente favorável, a coleta de esgoto era de 50,3 % e o percentual de tratamento de esgoto de apenas 31,3 %.

No mundo todo, a preocupação com a qualidade das águas está se tornando assunto prioritário, inclusive com o fortalecimento da legislação a respeito do tema, na busca de preservação de nascentes, manutenção de matas ciliares, despoluição de rios, de mananciais subterrâneos e criação de comitês de bacias hidrográficas.

Na Europa, estima-se que cerca de 300 milhões de cidadãos utilizam-se de águas subterrâneas, o que levou a União Européia a elaborar uma legislação, em vigor desde 1980, para controlar o lançamento de pesticidas no meio ambiente, e com controles específicos sobre teores de nitrato nos aquíferos em 1990 (CUNNINGHAM; et al., 2006).

No Brasil, a falta de informação, atrelada às deficiências educacionais, faz crescer o número de pessoas em busca dos ambulatórios médicos, principalmente dos serviços públicos de saúde, acometidos por doenças que poderiam ser evitadas, ao se utilizar água de boa qualidade.

Dentre as atividades humanas que podem afetar a qualidade das águas subterrâneas, quando mal gerenciadas, pode-se relacionar: a agropecuária intensiva, a indústria, a urbanização, obras civis, lançamento de águas servidas, cemitérios, lixões e implantação de fossas, que poderão provocar alterações no aquífero, tais como formação de chorume e migração de contaminantes (Figura 3.2) e rebaixamento ou elevação do nível d'água (NA).



Figura 3.2: Processos comuns de poluição da água subterrânea (FOSTER, 2006).

Estes fatores poderão gerar repercussões negativas, que dificultarão ou reduzirão a captação de água, ou mesmo restringirão seu uso, em razão de sua contaminação por substâncias diversas ou por microorganismos veiculadores de doenças hídricas (AZEVEDO; ALBUQUERQUE FILHO, 2004; SCHEIDLEDER, 2002).

Visto que uma água quimicamente pura, mesmo a da chuva, como geralmente se pensa, não é encontrada na natureza, a qualidade de um aquífero, no que diz respeito às suas características físicas, químicas e biológicas, depende, entre outros fatores: da distância do mar, qualidade química das chuvas, clima regional, dos materiais geológicos ao longo de sua trajetória, taxas geoquímicas (dissolução, precipitação, troca iônica, oxidação/redução), processos físicos (dispersão, advecção e filtração) que ocorrem no subsolo. Além destes fatores, a presença de fontes naturais ou artificiais de contaminação na região, bem como gases dissolvidos, principalmente O_2 e CO_2 (VRBA, 2006), contribuirão para a qualidade final do aquífero.

São inúmeros os efeitos danosos que se refletem na indústria e no organismo animal, especialmente nos humanos, provocados pela quantidade acima dos padrões de elementos naturais ou substâncias sintéticas eventualmente presentes na água.

3.3- A água no subsolo e a contaminação dos aquíferos subterrâneos

Ao se precipitar na forma de chuvas, já enriquecida de partículas em suspensão, íons e compostos variados, a água, escoar sobre a superfície, carreando e incorporando substâncias orgânicas e inorgânicas de origens diversas, que alimentará o caudal de rios e lagos. Parte dessa água precipitada se infiltrará no solo sob a ação da força gravitacional e atingirá os reservatórios subterrâneos. Parte da água é evaporada e volta à atmosfera, bem como pelo processo de respiração e transpiração dos seres vivos, constituindo o que se conhece como evapotranspiração.

Ao cair sobre o solo e sobre a vegetação e chegar ao interior do solo, a água move-se para baixo através da zona não saturada, também conhecida como zona vadosa, que varia de 1 m em áreas alagadiças, até 100m em áreas desérticas, de acordo com Azevedo e Albuquerque Filho (2004).

Segundo Hirata (2003), a movimentação da água principalmente na zona não-saturada é lenta, na ordem de 0,2 m/dia. Obviamente, a taxa de infiltração varia em função do tipo do material percolado.

Na zona saturada, a água se move de acordo com a direção determinada pelas condições hidráulicas circunvizinhas, obedecendo aos gradientes hidráulicos.

Este movimento da água no subsolo, normalmente lento e contínuo, não acontece em linha reta, mas segundo Sinelli (1970), vagueando de acordo com os interstícios, estando condicionada a vários fatores, tais como tamanho e tipo dos vazios intergranulares, grau de intercomunicação entre estes vazios, presença ou não de obstáculos em superfície, condições de umidade e estado de tensões capilares na zona de aeração.

Nos aquíferos livres, estabelecido o nível d'água na zona saturada, este acompanha de forma aproximada, as variações topográficas do terreno, o que pode ser visualizado quando se faz o acompanhamento sistemático de medições de nível de uma rede de poços de monitoramento instalado na área de estudo, ou mesmo através de sondagens elétricas. A partir dessa rede (de poços e/ou sondagens elétricas), é possível construir o mapa potenciométrico de uma região, determinando o gradiente hidráulico e a direção do fluxo de movimentação da água subterrânea.

O nível d'água (NA) pode variar muito durante o ano hidrológico, pois está sujeito a quantidade de precipitação de chuvas na região e quantidade de exploração. Assim, um poço escavado num determinado local, poderá se apresentar seco em período de longa estiagem.

Durante o percurso da água através das camadas do solo, reações químicas ocorrerão e serão liberadas substâncias minerais das litologias atravessadas, que em solução, juntamente com as substâncias orgânicas, resultantes da vida vegetal e microbiana do solo, lhe conferirão características próprias. Somando-se a isso, as substâncias produzidas pelas atividades humanas, que ao se infiltrarem no solo, poderão fazer com que as águas dos aquíferos subterrâneos se tornem impróprias ao consumo, de acordo com as características químicas e biológicas assumidas.

Entretanto, é imprescindível a presença de algumas substâncias minerais em dissolução na água, conferindo-lhe as características agradáveis de sabor, às quais as populações estão habituadas, além de evitar pequenas perturbações no organismo de algumas pessoas mais sensíveis. Inclusive, uma água desprovida de sais, como a água destilada, não é agradável ao paladar e não possui boa digestibilidade.

Por outro lado, substâncias dissolvidas em altas concentrações, como, por exemplo, o sulfato, pode provocar em pessoas sensíveis ou não acostumadas, efeito laxativo, quando acima de 200 mg.L^{-1} . Cloreto acima de 100 mg.L^{-1} , também pode tornar a água laxativa e elevar a acidez gastrintestinal, além de provocar corrosão em sistemas industriais. Alcalinidade elevada, devido à presença de carbonatos e bicarbonatos, pode provocar incrustações em depósitos, e quando fervida por longos períodos, pode apresentar odor (STRAUS, 1997).

Portanto, a característica final da água subterrânea é o resultante da interação dos fenômenos climáticos, tipos e características dos solos (pH, capacidade de troca catiônica-CTC, teor de matéria orgânica e granulometria), vegetação de cobertura, uso e ocupação do solo, atividades antropogênicas existentes na região, profundidade e tipo do lençol, que contribuirão na maior ou menor quantidade de substâncias em solução nesta, podendo lhe conferir gosto, cor, turbidez e odor.

A água infiltrada compõe assim, o que se conhece como sistema hidrogeológico, que de acordo com sua capacidade de armazenamento e transmissão de água, recebe as denominações:

- Aquífero, que é uma formação geológica (ou um grupo de formações) que contém água e permite sua movimentação em condições naturais e em quantidades significativas;
- Aquicludo que é uma formação geológica que apesar de conter água, não permite sua movimentação natural em quantidades significativas;

- Aquitardo, que é uma formação geológica de natureza semipermeável, permitindo uma movimentação de água com taxas muito baixas em relação ao aquífero.

De acordo com o isolamento de camadas impermeáveis, o aquífero pode ser classificado como freático (ou livre), assim chamado por estar limitado apenas inferiormente por uma camada impermeável e superiormente pela linha do nível d'água. Geralmente os aquíferos freáticos são os mais explorados, pela facilidade de acesso, mas também os que são mais vulneráveis a contaminações.

Já os aquíferos confinados (ou artesianos), que estão entre estratos impermeáveis, encontrando-se sob uma pressão maior que a atmosférica, são menos susceptíveis a contaminações antropogênicas em razão das zonas de recarga, geralmente, se encontrarem distantes dos pontos de captação. De modo geral, são grandes produtores de água devido a sua condição de confinamento (Figura 3.3).

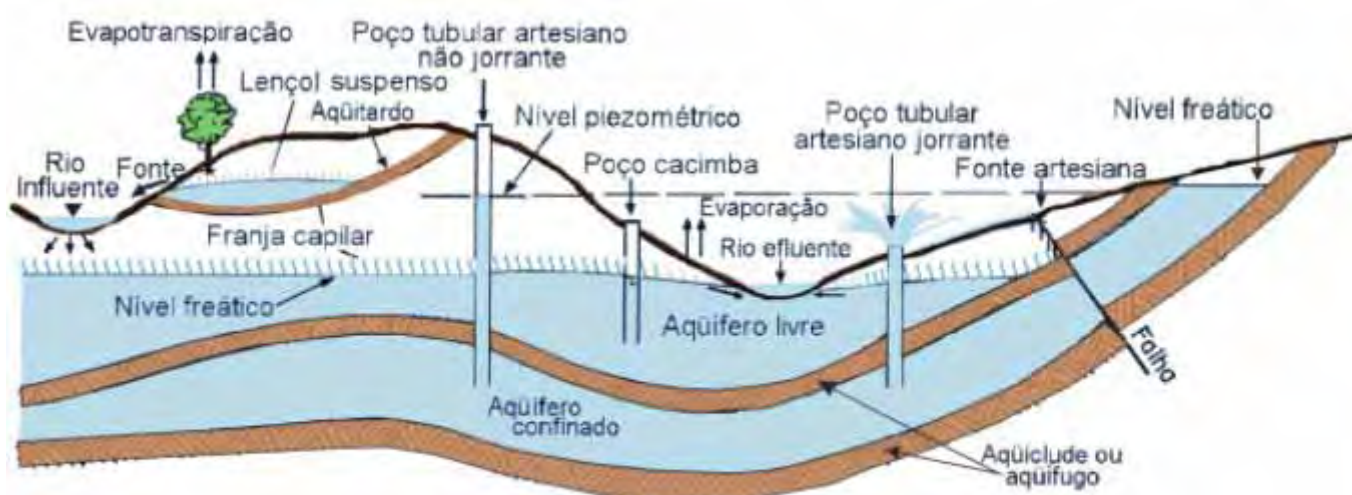


Figura 3.3: Tipos de aquíferos (modificado de PINTO et al., 1976).

Por outro lado, o solo participa de maneira preponderante na depuração das águas subterrâneas, notadamente na zona não-saturada e nas camadas de sedimentos não consolidados, que podem retardar mais ou menos o movimento descendente dos agentes contaminantes oriundos da superfície.

Ainda, de acordo com a maior profundidade desta zona, haverá maior tempo de trânsito desta água e, conseqüentemente, maior tempo para a realização dos processos bio-físico-químicos que reduzirão os níveis de contaminantes introduzidos nas camadas

superiores dos solos. Isso se dá seja na interceptação, dissolução, complexação e adsorção química, ou na eliminação de vírus e bactérias patogênicas, que segundo Coelho e Duarte (2003), são processos hidrogeoquímicos e bioquímicos naturais que ocorrem no solo, responsáveis pelo controle, extensão e duração das influências da atividade antrópica nas águas subterrâneas.

Logo, quanto maior a profundidade desta zona, maior o tempo de exposição da água às camadas do solo em seu movimento descendente até o aquífero, facilitando estas reações e promovendo a depuração das águas infiltradas.

Na Europa, a partir da década de 1930, inúmeros países aplicam critérios técnicos para proteção de poços de captação, estabelecendo que estes deverão estar longe dos pontos de contaminação, a pelo menos uma distância que permita um tempo de trânsito da água subterrânea não inferior a 50 dias. Esta distância é considerada suficiente para eliminar os microorganismos patogênicos segundo López-Vera (2002).

No Estado de São Paulo, a preservação de depósitos naturais de água subterrânea é normatizada pelo Decreto 32.955/91 que regulamentou a Lei Estadual 6.134/88. Este decreto estabelece que o “Perímetro imediato de proteção sanitária” deve ser de 10 m de raio a partir do ponto de captação e o “Perímetro de alerta contra poluição” uma distância equivalente a 50 dias coaxial ao sentido de fluxo das águas subterrâneas.

A propagação de plumas de contaminantes através das zonas não-saturada e saturada, bem como os processos bio-físico-químicos que ali ocorrem e suas intensidades, são representados num perfil de solo pela Figura 3.4.

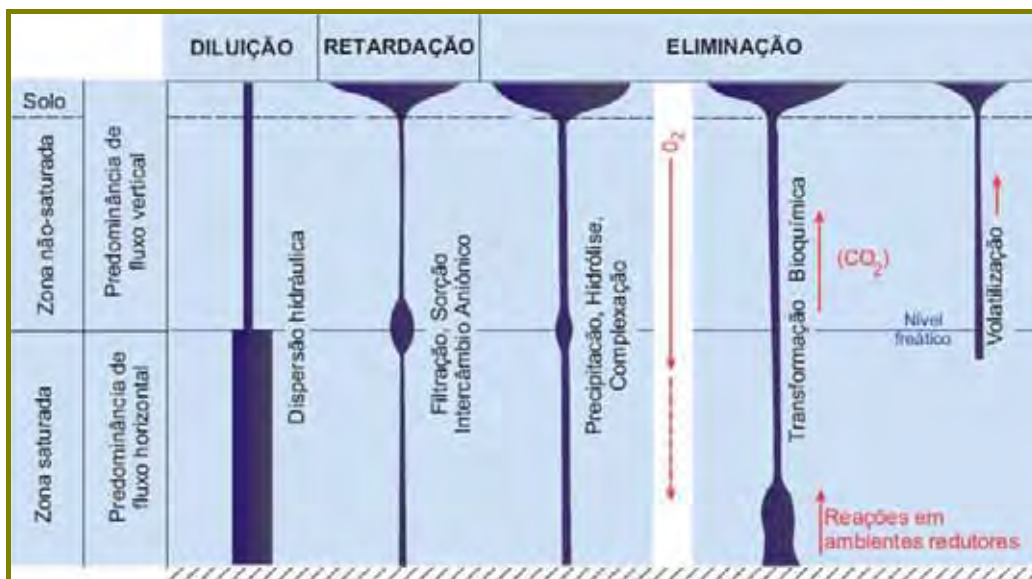


Figura 3.4: Perfil de degradação do solo e zona saturada e não-saturada (HIRATA, 2003).

Na Figura 3.4 percebe-se, caracterizada pelas linhas mais grossas, que a diluição ocorre com mais intensidade na zona saturada. A filtração, sorção, intercâmbio aniônico, precipitação, hidrólise e complexação ocorrem mais intensamente na zona de aeração e na franja capilar. A transformação bioquímica se processa mais fortemente na zona saturada e na zona de aeração, enquanto que a volatilização é predominantemente na zona mais superficial do solo.

Matthes (1982) apud Vrba (2006), identificou atividades biológicas que aumentam a taxa de processos geoquímicos, particularmente na parte superficial do solo e na linha d'água, onde o oxigênio dissolvido é disponibilizado para os organismos realizarem a degradação da matéria orgânica.

Segundo Brouvère, et al. (2004), as oscilações do lençol freático afetam a evolução da contaminação, pois os contaminantes localizados na zona insaturada são diluídos na água subterrânea durante os períodos de elevação do nível freático. Posteriormente, com o rebaixamento sazonal do NA, a frente de contaminação é desconectada da zona saturada, provocando a redução dos elementos contaminantes.

O tipo de solo e a sua estrutura são fatores importantes para resguardar as qualidades de um aquífero, pois quanto maior a velocidade de percolação, maior a possibilidade de contaminação em razão do curto espaço de tempo necessário para ocorrerem as reações biogeoquímicas de substâncias presentes na água vinda da superfície.

De acordo com Karmann (2003), em materiais permeáveis, como areia mal selecionada, a velocidade da água subterrânea pode variar de 0,5 a 15 cm/dia, atingindo máximo de até 100 m/dia em cascalhos bem selecionados sem cimentação. Em granitos e gnaisses pouco profundos chega a dezenas de centímetros/ano, em basaltos muito fraturados até 100 m/dia e os fluxos mais rápidos foram registrados em calcários com condutos (cársticos), em até 1000 m/dia.

É de se esperar que ocorram variações significativas da composição química das águas subterrâneas, particularmente nas bacias sedimentares, tanto lateralmente, em razão das áreas de recarga/descarga, como verticalmente, pelos processos de oxidação/redução em zonas mais profundas (VRBA, 2006).

A capacidade de depuração das águas infiltradas, realizadas nas zonas não-saturada e saturada dos solos é limitada, devido aos efeitos cumulativos da deposição atmosférica, resíduos sólidos urbanos e agro-industriais (CETESB, 2001).

Em síntese, a qualidade do aquífero e equilíbrio do sistema depende do volume de entrada, do tempo e trânsito do contaminante (BROUVÈRE; et al., 2004) e dos processos de biodegradação, sorção, volatilização, transformação, diluição/dispersão (U.S. DEPARTMENT OF ENERGY, 2006).

Ao se estudar os processos de contaminação de um aquífero, distinguem-se dois tipos de fontes: a dispersa, como as fossas sépticas e negras em grandes quantidades instaladas em núcleos urbanos, esgotos e áreas rurais de uso intensivo de fertilizantes e defensivo agrícolas em geral; e a pontual, caracterizada por despejos industriais, lagoas de estabilização, lixões, postos de combustíveis e áreas de armazenamento de produtos industriais.

Em cidades desprovidas de sistemas de coleta e tratamento de esgotos, este talvez seja o principal tipo de poluição das águas subterrâneas, pois as fossas residenciais formam uma malha uniformemente distribuída sobre o aquífero, onde substâncias e materiais diversos são aí depositados, podendo chegar facilmente ao lençol d'água, de acordo com as condições hidrogeológicas locais.

Os esgotos domésticos depositados “in situ” são os principais contaminantes dos aquíferos urbanos. São resultantes das águas servidas ou utilizadas, acrescidas de todas as sujeiras lançadas em tanques, pias e vasos sanitários, constituindo-se basicamente de 99,99% de água e 0,01% de matéria seca (NUVOLARI, 2003). As diversas substâncias inorgânicas e orgânicas nelas contidas são listadas no Quadro 3.1.

Sabões e detergentes biodegradáveis e não biodegradáveis
Cloreto de sódio (7 a 15g/hab. dia eliminado pela urina)
Fosfatos (1,5g/hab.dia eliminado pela urina)
Sulfatos
Carbonatos
Uréia, amoníaco e acido úrico
Gorduras
Substancias córneas, ligamentos de carne e fibras vegetais não digeridas
Porções de amido (glicogênio e glicose) e de protéicos (aminoácidos, proteínas, albumina)
Urobilina, pigmentos hepáticos, etc
Vermes, bactérias, vírus, leveduras, etc
Areia, plásticos, cabelos, sementes, madeiras, etc

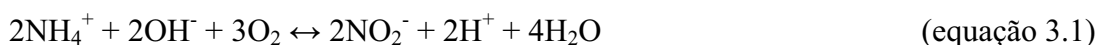
Quadro 3.1: Composição do esgoto doméstico, segundo Nuvolari (2003).

Em relação à deposição de esgotos, o relatório do Programa das Nações Unidas para o Desenvolvimento (PNUD, 2006), revela que 2,6 bilhões de pessoas no mundo não têm acesso a saneamento básico. Dessa forma, o destino incorreto dado aos esgotos, provoca a

degradação dos recursos hídricos com a incorporação de elementos nocivos à saúde, resultando deste processo, ainda de acordo com PNUD (2006), a morte de 1,8 milhões de crianças por ano em todo o mundo (4.900 mortes por dia), acometidos de diarreia.

3.4- O nitrogênio na água subterrânea e suas implicações na saúde humana

A principal fonte de nitrogênio orgânico no solo são as proteínas, eliminadas após a morte e liberação do conteúdo celular da biomassa microbiana, vegetal ou animal, ou da deposição de excretas. Inicialmente, no esgoto fresco, o nitrogênio, em concentrações variando de 15 a 85 mg.L⁻¹ (SEDLAK, 1991; CORRÊA; MELO FILHO; BERNARDES, 2000), está quase que totalmente combinado sob a forma de proteína e uréia, quando bactérias executam um trabalho de oxidação biológica, transformando o nitrogênio presente num primeiro momento em amônio (NH₄⁺), depois em nitrito (NO₂⁻) e finalmente em nitrato (NO₃⁻), conforme as equações 3.1 e 3.2. Este processo é conhecido como nitrificação e ocorre na presença de oxigênio pela ação das bactérias do gênero *Nitrossomonas* e *Nitrobacter*, que convertem o azoto amoniacal, independentemente da fonte inicial, em temperatura acima de 10 °C (LAMOND; POWELL; DEVLIN, 1999).



Por outro lado, o processo inverso da nitrificação, a denitrificação é provocada pela redução biológica do nitrato a nitrito e a amônio ou em produtos gasosos, tais como N₂ e N₂O sob a ação de certas bactérias, que degradam o nitrato (CANTER, 1997; LEGAULT; LEBEDIN; STWART, 2002). Neste processo, estas bactérias requerem oxigênio dissolvido em baixos níveis (< 4,5 ppm), além de uma fonte de carbono, como por exemplo, matéria orgânica (MORENO; et al., 2005).

De forma simplificada, assim como os animais superiores utilizam oxigênio no processo de respiração, as *Pseudomonas* respiram nitrato na ausência de oxigênio ao consumirem fontes de carbono, eliminando gás nitrogênio que retorna à atmosfera. Maiores detalhes sobre este processo podem ser encontrados em Lacamp et al. (1993); Zang e Bishop (1994); Lazaroova e Manen (1995); Gómez et al. (2000) e Gómez et al. (2002) entre outros.

O processo de denitrificação biológica ou redução do nitrato ocorre em etapas sequenciais, conforme a equação 3.3 e segundo Rao (1998), é mais lento em solos argilosos que nos solos arenosos.



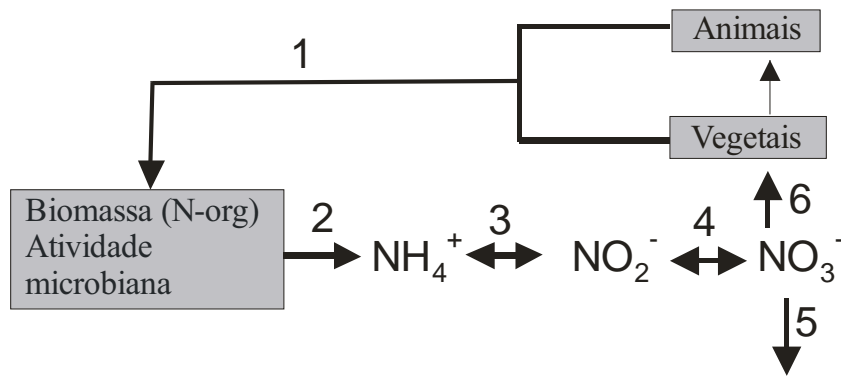
O nitrogênio na forma de nitrito, por ser muito instável, tende a se oxidar rapidamente à forma de nitrato no solo e devido a este fato, raramente excede 1,0 mg/L em águas subterrâneas (MELO, SILVA, LIMA; 2000). Nas regiões atingidas por contaminações originárias de matéria orgânica (fossas, tanques sépticos, etc.), o ambiente redutor é mantido pela degradação da matéria orgânica, prevalecendo o nitrito ou amônio nas proximidades da fonte e à medida que se afasta, devido ao contato com águas mais ricas em oxigênio, prevalece o nitrogênio oxidado na forma de nitrato (SCHEIDLEDER, 2002).

Dessa forma, a presença de nitrito em aquíferos subterrâneos indica contaminação recente ou próxima por esgotos. Já o nitrato, por sua condição de estabilização química, persiste por mais tempo no solo/água e sua presença indica contaminação mais antiga e/ou fonte contaminante mais distante.

O nitrato presente na água de consumo humano é um forte indicativo de contaminação antrópica, pois águas subterrâneas rasas inalteradas por atividades humanas, geralmente contém menos de 2 mg/L de NO_3^- (MUELLER; HELSEL, 1996).

Pela sua grande mobilidade e lixiviação através do solo em solução nas águas de infiltração, o nitrato pode chegar a grandes profundidades da zona saturada, pois não é adsorvido pelos sedimentos, movendo-se à mesma velocidade do fluxo de água (FEAGA, 2004). No sentido de fluxo da água subterrânea, o NO_3^- pode migrar a grandes distâncias do ponto de contaminação, dependendo da permeabilidade do solo, intensidade de deposição dos esgotos e da intensidade e frequência das chuvas locais. Uma condição que pode afetar este processo é a redução do potencial redox das águas subterrâneas, que provocaria a biodenitrificação (CANTER, 1997; FEAGA, 2004).

O ciclo do nitrogênio no solo resultante da decomposição da matéria orgânica pode ser representado pela Figura 3.5.



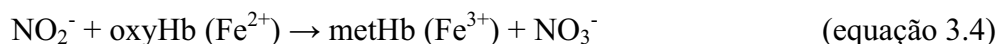
Legenda:

(1) Decomposição da matéria orgânica; (2) Mineralização- amonificação; (3 e 4) Nitrificação/ denitrificação; (5) Lixiviação; (6) Assimilação.

Figura 3.5: Ciclo do nitrogênio.

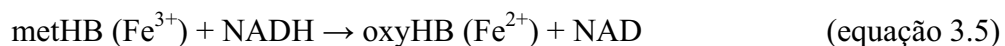
Dentre os processos de incorporação de nitrogênio nas águas subterrâneas de zonas urbanas, as fossas são consideradas os meios mais importantes. Segundos cálculos apresentados por Hirata (2003), 20 pessoas podem gerar $100 \text{ Kg.ha}^{-1}.\text{ano}$ de nitrogênio, que se oxidado por 100 mm.ano^{-1} de infiltração de chuvas, pode resultar em uma recarga de 100 mg.L^{-1} de nitrato.

O excesso de nitrato na água de consumo pode provocar efeitos adversos à saúde humana, como a metahemoglobinemia infantil (USEPA, 1991). Isto se dá, quando o NO_3^- ao ser ingerido é transformado em NO_2^- durante o processo de digestão que ocorre geralmente no estômago de crianças. O NO_2^- ao chegar à corrente sanguínea oxida o ferro da hemoglobina ($\text{Fe}^{2+} \rightarrow \text{Fe}^{3+}$), formando a metahemoglobina,



bloqueando o transporte de O_2 .

Em pessoas adultas, o processo de metahemoglobinemia é revertido devido à ação da enzima Redutase da Metahemoglobina (RM), juntamente com a participação do agente redutor Nicotinamida Adenina Dinucleotídeo (NADH), conforme a equação 3.5.



Crianças abaixo de 3 meses de idade, possuem deficiência da enzima RM e do cofator NADH, sendo possível se instalar um quadro de metahemoglobinemia, caracterizada por uma anemia profunda, conhecido como cianose ou “síndrome do bebê azul”, que pode inclusive levar a criança a óbito por asfixia. O nome cianose ou síndrome do bebê azul se dá por causa da coloração azul ao redor dos olhos e da boca do lactente com metahemoglobinemia.

Este processo provoca redução dos níveis de oxigenação das células, inclusive as cerebrais, que podem sofrer anoxia (LAMOND; POWELL; DEVLIN, 1999; LEIFERT et al., 1999) e conseqüentemente transtornos de ordem motora e mental nas crianças. Alguns autores ampliam a faixa etária de perigo de cianose infantil provocado por ingestão de nitratos, considerando a possibilidade destes transtornos em crianças abaixo de 6 meses de idade (ZEMAN; KROSS; VLAD, 2002) .

Mansouri e Lurie (1993), citado por Zeman, Kross e Vlad (2002), definem metahemoglobinemia (MHG) clínica, como uma condição do sangue na qual mais de 2 % do sangue está oxidada a metahemoglobina, contendo ferro férrico (Fe^{3+}), embora considerem que os sintomas clínicos se apresentem apenas quando esta taxa atingir de 3 a 15 %.

Apesar da metahemoglobinemia ser considerada uma situação grave de saúde, o número de casos de internações relatados e documentados nos EUA é baixo, segundo USEPA (1995). Não se obteve registros de internações hospitalares no Brasil por metahemoglobinemia, até porque parece haver um desconhecimento desta situação por parte dos clínicos gerais, que reportam este problema a casos de anemia a infestações por vermes ou outras causas.

Obviamente, os casos de metahemoglobinemia geralmente se associam a vermes intestinais, pois ambos são resultantes de processos de contaminação por dejetos domésticos em áreas urbanas.

De acordo com Johnson e Kross (1990) apud USEPA (1997), erros em diagnósticos de doença provocada por ingestão de nitrato, reportam os casos de morte por metahemoglobinemia de crianças nos EUA a “morte súbita”.

Clinicamente não se recomenda administrar água a crianças lactentes, entretanto, algumas mães ignoram esta recomendação e fornecem chás aos recém nascidos, cuja água pode estar com concentrações elevadas de nitrato.

Em adultos existe a possibilidade do NO_2^- se combinar com aminas, formando nitrosaminas, compostos reconhecidos como carcinogênicos, mutagênicos e teratogênicos (USEPA, 1997). O uso de águas ricas em nitrato pode causar, principalmente câncer gástrico em pessoas com hipocloridria ou que tiveram redução cirúrgica do estômago, por terem

diminuído a produção de suco gástrico e em alguns casos, mortes de fetos (SCRAGG et al., 1982; ALABURDA; NISHIHARA, 1998; HILL, 1999).

De acordo com revisão da literatura de Gupta et al. (2005) apud Kazmi e Khan (2005), foram verificadas alterações patológicas no parênquima pulmonar, além de forte relação entre diarreias recorrentes e consumo de água com altas concentrações de nitrato, entre outros males.

Estudos de alterações sanguíneas em crianças, associadas ao excesso de nitrato nas águas, foram realizados primeiramente em 1945 (BATALHA; PARLATORE, 1993) e desde então, diversos autores em todo o mundo têm desenvolvido trabalhos neste sentido (AYEBO; et al. 1997) o que levou governos e organizações internacionais a estabelecerem valores máximos de NO_3^- em águas utilizadas para consumo humano.

Problemas de consumo de água com altas concentrações de nitrato, não é restrito aos países em desenvolvimento. Países com agricultura muito desenvolvida e com intensa utilização de adubos nitrogenados, têm sérios problemas com o NO_3^- . O US Geological Survey's National Water- Quality Assessment, detectou que 9% dos abastecimentos domésticos e 2% dos abastecimentos públicos americanos excederam o limite de 10 mg.L^{-1} de NO_3^- estabelecido pela USEPA entre 1993 e 2000 (MOORE et al., 2006; NOLAN et al., 2002).

Segundo USEPA (1990) e Baker (1998), águas subterrâneas servidas a 3 milhões de pessoas nos Estados Unidos da América, excedem o limite de nitrato e a situação está se agravando em todo o mundo.

Entretanto, alguns autores, por várias razões, dizem ser difícil demonstrar implicações da ingestão de águas ricas em nitrato com a incidência de câncer e problemas de formação congênita (SCHUBERT et al., 1997). Alegam estes pesquisadores que os seres humanos estão expostos ao nitrito e nitrato de muitas outras fontes que não a água potável, como em embutidos e vegetais hidropônicos. Salientam que muitos fatores dietéticos, tais como antioxidantes, inibem a nitrosamina na formação de nitrito, além do que os estudos epidemiológicos estão limitados por falta de histórico de medições de exposições, pequeno tamanho amostral e confusos, por exposições concomitantes.

Estudos sobre a dissolução e transporte de nitrato em águas subterrâneas originárias de sistemas de deposição "in situ" de efluentes domésticos têm sido efetuados em diversas partes do mundo. Um dos trabalhos pioneiros sobre contaminação de água subterrânea por resíduos domésticos foi realizado em 1959 na área metropolitana de Mineapolis (EUA), revelando

que cerca de 43 % dos poços analisados apresentaram além de nitratos, cloretos e coliformes em quantidades elevadas, segundo Todd e McNulty (1976) apud Araújo (2001).

3.5- Caracterização das águas subterrâneas

Alguns parâmetros, como a temperatura, pH, Eh, condutividade elétrica, oxigênio dissolvido (OD) e carbono orgânico dissolvido (COD), são utilizados para caracterização das águas subterrâneas, sendo considerados muito importantes, em razão do suporte que podem dar às análises químicas e na interpretação final de estudos ambientais.

Sinelli (1979) recomenda que na caracterização química das águas, além dos dados analíticos, devem ser descritas informações a respeito do sistema relacionado, tais como: clima (precipitação e temperatura), topografia (relevo), solo e rocha subjacente (geologia), que permitem uma contextualização dos possíveis problemas.

Numa análise completa de água natural, segundo Setti (1994), mais de 50 constituintes seriam encontrados, tais como sais dissolvidos ionizados, gases dissolvidos, compostos orgânicos dissolvidos, matéria em suspensão, microorganismos e matéria coloidal. Dessa forma, o total de elementos a serem analisados vai depender do que se quer verificar na água e os objetivos do estudo.

Dentre os fatores climáticos, a temperatura exerce uma ação muito importante uma vez que reações químicas são por ela governadas. Em altas temperaturas o intemperismo se processa de forma mais intensa, promove maior desagregação mineral e os fenômenos reprodutivos de microorganismos do solo são intensificados.

A condutividade elétrica (σ) é outro parâmetro de importância utilizado na caracterização das águas. Atualmente o sistema padrão de unidade de condutância adotado em todo o mundo é o Siemens/cm ou seu submúltiplo, o microsiemens/cm ($\mu S \cdot cm^{-1}$), devido a seus pequenos valores.

Sabendo-se que quanto maior a concentração iônica, maior a condutividade e menor a resistividade (MIRLEAN et al., 2000), a medida de condutividade é utilizada para se estimar a concentração de sais na água, correspondendo à capacidade dos íons de conduzirem corrente elétrica. Portanto, devido a esta relação com a dissolução de íons, a condutividade pode ser utilizada para verificar a precisão das análises químicas.

Durante o fenômeno conhecido como intemperismo, as águas de chuva se infiltram e percolam através dos diferentes tipos de rochas do substrato. O oxigênio presente nessas

águas combina-se com o CO₂ atmosférico e com o produzido no solo pela respiração das raízes das plantas e pela oxidação da matéria orgânica, produzindo HCO₃⁻, um ácido fraco que passará a agir no ambiente. Assim, o pH é reduzido ao ser ionizado e libera H⁺ (GOLDEMBERG; VILLANUEVA, 2003), segundo o esquema de reação abaixo:



Esta reação faz com que o pH da água se eleve (WETZEL; LIKENS, 1991), geralmente promovendo um acréscimo da solubilidade das diversas substâncias químicas em solução. Valores de pH maiores que 9,4 indicam que a alcalinidade é devida a hidróxidos e carbonatos; quando os valores estão situados na faixa de 8,3 e 9,4 é determinada por carbonatos e bicarbonatos; quando situados entre 4,4 e 8,3 é devido apenas a bicarbonatos (WETZEL; LIKENS, 1991; SPERLING, 1997).

O tipo mais importante de reação que afeta o pH das águas naturais é a hidrólise causada por carbonatos e bicarbonatos, que eleva o pH para a faixa alcalina, devido a presença de hidroxilas.



Por outro lado, a diminuição do pH é causada, mais freqüentemente, pela presença de ácidos inorgânicos (sulfatos e nitratos) (WINFIELD; LEE, 1999) e orgânicos, tais como o nítrico (oriundo dos fenômenos de nitrificação), o carbônico (procedente da dissolução de CO₂), os húmicos, etc (MIRLEAN et al., 2000; JUNQUEIRA, 2000).

O aumento conjunto do pH e condutividade significa que os sais dissolvidos têm características básicas e quando o pH diminui e a concentração de sais dissolvidos aumenta, é um indicativo de que estes sais têm características ácidas (MIRLEAN et al., 2000).

Em regiões de clima tropical, onde a degradação biológica é mais acentuada que nos climas temperados, a evolução da degradação da matéria orgânica na fase anaeróbica, favorece a produção de ácidos orgânicos e conseqüentemente pHs mais ácidos (FARIAS et al., 2003; MARQUES et al., 2006).

Hedin, Vitousek e Matson (2003) relacionam a produção de ácidos orgânicos e redução de pH ($< 5,0$) nos sistemas amazônicos, com a solubilização do alumínio e consequentemente a elevação das concentrações deste elemento nas águas subterrâneas.

A faixa de variação do pH em águas subterrâneas, segundo Zimbres (2000), geralmente varia entre 5,5 a 8,5. Entretanto, em Rondônia estes valores estão bem abaixo. Campos e Drews (1999), estudando as águas subterrâneas no Distrito de Extrema, Município de Porto Velho (RO), encontraram valores de pH variando de 3,5 à 6,8 com média de 4,7 sendo que 40% das amostras com $\text{pH} \leq 5,0$.

Estudo biogeoquímico conduzido na zona urbana de Porto Velho por Bahia (1997), revelou águas subterrâneas ácidas, com pH variando de 4,0 a 5,7.

Campos, Drews e Scandolaro (1999) avaliando águas subterrâneas do Município de Buritis (RO) encontraram pH médio de 4,86 com 56% das amostras abaixo de 5,0. Águas minerais também são bastante ácidas em Rondônia, com pH de 4,61 para água mineral Lind'água e de 3,78 para Cristal da Amazônia (informações dos rótulos).

3.6- Parâmetros sanitários

São muitos os microorganismos patogênicos que podem estar presentes nas águas subterrâneas. Dentre eles, são particularmente importantes os estreptococos, *Salmonella sp.*, *Shigella sp.*, helmintos (larvas e ovos), protozoários (cistos) e vírus (enterovírus e rotavírus) (GONÇALVES, 2003).

Segundo Wrege (2000) apud Moraes e Jordão (2002), a cada 14 segundos morre uma criança vítima de doenças hídricas, causadas pelo consumo de águas contaminadas, sendo principalmente os esgotos e excrementos humanos as maiores causas de deterioração destas águas nos países em desenvolvimento.

É grande o perigo de uma epidemia, originária do consumo de águas subterrâneas captadas em poços rasos de zona urbana onde não existe um sistema de coleta de esgoto sanitário. As doenças mais comuns causadas por vírus entéricos, são a hepatite infecciosa (vírus da hepatite A), as gastroenterites (*enterovírus e parvovírus*) e as diarreias (*rotavírus e adenovírus*). Somente um indivíduo pode eliminar diariamente através das fezes em média, 10^9 bactérias (não necessariamente patogênicas) e em casos de pessoas doentes, 10^6 vírus por

grama de fezes (LEWIS; FOSTER; DRASAR, 1988), que podem transitar pelo aquífero em razão da deposição de excretas no solo.

O transporte de microorganismos na água subterrânea depende da permeabilidade e da porosidade do solo. Estudos realizados por Peterson e Ward (1989) indicam migrações de bactérias a distâncias de 110 cm em solos argilosos e pouco mais de 120 cm em solos arenosos, entretanto, o Ministério da Saúde (MS, 1994) alerta que esta distância pode chegar a 11 m na água subterrânea com fluxo de 1 a 3 m por dia.

Branco (1991) considera pequena a distância de movimentação de bactérias em solos não saturados, mas de dezenas de metros na movimentação em solos saturados.

Por outro lado, os microorganismos estão sujeitos a diversos processos que podem retardar sua movimentação ou mesmo removê-los da água subterrânea, através da sorção mineral ou por substâncias orgânicas presentes no meio hidrológico, ou mesmo por interação química (MATOS, 2001).

Como a determinação de patógenos em água é um procedimento oneroso e demorado, um parâmetro biológico bastante utilizado para a caracterização sanitária de águas, é o índice coli, que consiste na contagem de bactérias do grupo coliforme (coliformes fecais e coliformes totais). Estas bactérias habitam naturalmente o intestino dos animais homeotermos, inclusive o homem, sem que normalmente lhe causem doenças. Desta forma, quando são encontradas bactérias coli em amostras de água, conclui-se que estas foram contaminadas por fezes, podendo conter outros organismos patogênicos.

Segundo Gonçalves (2003), a densidade típica de coliformes (agentes indicadores) no esgoto bruto é de 10^7 NMP/100 mL de água e que em termos práticos, admite-se que o grau de poluição/contaminação da água é proporcional à densidade destes indicadores presentes.

3.7- A geofísica na análise de contaminação subsuperficial

Desde o início do século XX, vêm sendo desenvolvidos e aplicados métodos geofísicos na investigação de parâmetros subsuperficiais, com arranjos superficiais, portanto de natureza não invasiva.

Os métodos indiretos, com a utilização da geofísica, se fazem cada vez mais presentes nos estudos ambientais, com a possibilidade de obtenção de variação dos parâmetros subsuperficiais verticais e laterais, propiciando economia de tempo e redução de custos.

Apesar da grande importância que as técnicas geofísicas assumiram numa gama de disciplinas, como na hidrogeologia e eliminação de resíduos, a compreensão e interpretação dos dados experimentais dos fenômenos que ocorrem no subsolo ainda é um problema complexo de acordo com Brovelli et al. (2005). Assim, de acordo com Souza, Silva e Iyomasa (1998), o emprego dos métodos geofísicos deve ser executado e analisado tendo como referências os métodos convencionais de investigações diretas, como sondagens mecânicas e trincheiras, que descrevem com precisão as propriedades dos materiais em subsuperfície.

O emprego de cada modalidade geofísica, segundo Souza, Silva e Iyomasa (1998) deve ser pensado em função da natureza dos problemas a serem investigados, relação custo benefício, topografia e conhecimento de dados preexistentes sobre a área. No caso de determinação de plumas de contaminação, por exemplo, análises de amostras da água subterrânea feitas através de poços de monitoramento, devem ser consideradas como elementos importantes para permitirem um diagnóstico mais seguro e preciso de sua extensão e evolução.

O constante avanço tecnológico tem permitido o desenvolvimento de equipamentos, instrumentos e principalmente na área de informática, softwares cada vez mais sofisticados, que possibilitam gerar e analisar com mais facilidade os dados obtidos nos ensaios geofísicos, tornando sua utilização cada vez mais crescente (GALLAS; et al., 2005).

Dentre os métodos geofísicos empregados nos estudos ambientais, destaca-se o geoeletrico, que dentre as diversas propriedades elétricas dos materiais geológicos, utiliza com mais frequência a resistividade elétrica ou seu inverso, a condutividade elétrica.

A resistividade elétrica é a propriedade física dos materiais de se oporem a passagem a corrente elétrica. No meio geológico, este parâmetro é muito sensível à quantidade de água presente nos poros e fraturas dos solos e rochas, bem como na composição do material dissolvido. Quanto maior o teor de umidade dos solos e a quantidade de sais dissolvidos na água, menores serão os valores de resistividade. Essa condição permite então, que através das variações de resistividade de um substrato geológico, possa-se estimar a presença de contaminantes no subsolo, oriundos de águas residuárias e movimentação de chorume em lixões, por exemplo.

Segundo Griffiths e Barker (1993), a principal vantagem do uso da resistividade, é a possibilidade de seu uso em áreas geológicas de substrato complexo, onde a resistividade pode indicar variações horizontais e verticais, através de um modelo bidimensional (2D).

No Brasil, são inúmeros os trabalhos envolvendo resistividade ou condutividade elétrica, seja em prospecção de águas subterrâneas (PANE; PEREIRA, 2005; MENEZES et al., 2005; OLIVA; CHANG, 2007), em problemas relativos à migração de contaminantes oriundos de instalações industriais (CUNHA, 2005), intrusões salinas, aterros sanitários urbanos e industriais (ELIS, 1999; SILVA et al., 2002; ELIS; ZUQUETTE, 2002; MOURA; MALAGUTTI FILHO, 2003; XAVIER; BERKENBROCK, 2005; GALLAS; et al., 2005; MOREIRA; DOURADO; SANTOS, 2007), em migração de necrochorume de cemitérios (MATOS, 2001; SILVA, 2008) ou em problemas de vazamento em postos de combustíveis (COSTA; AZAMBUJA; NANI, 1999; MARQUES, 2007).

Em Rondônia, trabalhos hidrogeológicos com utilização de geofísica, foram efetuados por equipes da Companhia de Prospecção e Recursos Minerais (CPRM) nos Distrito de Nova Califórnia e Extrema (CAMPOS; DREWS, 1999), nas cidades de Campo Novo e Buritis (CAMPOS; DREWS; SCANDOLARA, 1999), apenas com o objetivo de mapear estruturas favoráveis à acumulação de água e para estimar a espessura do manto de intemperismo.

4. DESENVOLVIMENTO METODOLÓGICO E MATERIAIS UTILIZADOS

Tendo em vista que cada levantamento utilizado na caracterização do meio hidrológico possui vantagens e desvantagens em relação a custos e tempo necessário para sua execução, além de característica de escala para serem utilizados e que uma integração de métodos pode dar um resultado satisfatório, optou-se então, neste trabalho, pela aplicação de técnicas hidroquímicas, bacteriológicas e geofísicas para explicar a presença e a extensão da pluma de nitrato nas águas subterrâneas do Bairro Nova Brasília.

A metodologia adotada neste estudo constou de seis etapas:

1- Revisão bibliográfica sobre estudos realizados na área, tais como levantamentos topográficos, descrição litológica de perfis geológicos de poços tubulares, fotografias aéreas, mapas e furos de sondagens, entre outras informações consideradas relevantes.

A partir da base cartográfica e das imagens aerofotogramétricas obtidas, foram elaborados os mapas georeferenciados de localização dos poços amostrados, localização das sondagens e caminhamento elétrico.

2- Informações sobre o sistema de saneamento básico e (re)cadastramento de poços amazonas e tubulares, seguido das amostragens para análises físico-químicas e determinação de parâmetros “in situ”.

3- Durante o ano de 2005 e 2006 foi feito o acompanhamento das precipitações pluviométricas no Bairro, com um pluviômetro instalado na Rua Goiânia, entre as ruas T-3 e T-4.

4- Foram realizadas amostragens da zona não-saturada em perfis de poços amazonas para análise granulométrica e reconhecimento da litologia local.

5- Coleta de água nos poços amazonas e tubulares para análise de coliformes e caracterização sanitária do aquífero.

6- Execução de ensaios geofísicos de sondagem elétrica vertical e caminhamento elétrico.

Constatou-se que poucos trabalhos técnicos de natureza ambiental foram realizados na zona urbana de Ji-Paraná, que pudessem subsidiar esta pesquisa. Trabalhos relevantes, apenas furos de sondagem SPT, no Bairro Vila Jotão (área contínua ao Bairro Nova Brasília), realizados pela CPRM, fotografia aérea da zona urbana de Ji-Paraná (ASINELLI FILHO, 2001), relatório de perfis de poços (Anexos A e B) e mapa planialtimétrico da cidade, além de resultados físico-químicos obtidos das águas subterrâneas do Bairro Nova Brasília, por Silva (2001).

As análises físico-químicas foram feitas objetivando a caracterização hidroquímica das águas do aquífero estudado, no que diz respeito ao pH, oxigênio dissolvido, Eh, condutividade elétrica, e temperatura da água durante a coleta. Os íons avaliados foram: Na^+ , K^+ , Mg^{2+} , NH_4^+ , Ca^{2+} , Cl^- , NO_2^- , NO_3^- , PO_4^{3-} e SO_4^{2-} e alcalinidade.

Também foram feitas análises biológicas, visando detectar a presença de bactérias coliformes, que se constitui numa importante ferramenta indicativa de poluição por fezes.

A análise conjunta da presença destes microorganismos e das condições sanitárias dos poços permite avaliar se houve falha na construção dos poços ou se existe uma migração destes, através do aquífero.

A caracterização do meio geológico permite inferências relativas aos mecanismos de transporte e depuração do sistema. Diante disso, foram realizadas análises (granulométrica e de pH) de amostras de perfil da zona não-saturada de alguns poços instalados na área, com o objetivo de caracterizar a classe textural da subsuperfície local e subsidiar a interpretação dos ensaios geofísicos, além de permitir conclusões a respeito da adsorção de nitrato e vulnerabilidade do aquífero subjacente.

Ensaio geofísico de sondagem elétrica e caminhamento elétrico foram executados, objetivando, através dos contrastes de resistividade, identificar os estratos subsuperficiais. Permitiram ainda, caracterizar as áreas onde existem maiores concentrações salinas, através de anomalias condutivas, resultantes da migração de contaminantes superficiais oriundos dos esgotos domésticos depositados nas fossas.

Finalmente, depois destes dados serem analisados separadamente, procedeu-se a integração dos mesmos, para atender os objetivos propostos deste estudo, indicando áreas de prováveis impactos ocasionados por pluma de nitrato no aquífero do bairro Nova Brasília.

4.1- Parâmetros hidroquímicos analisados

Os dados hidroquímicos das águas subterrâneas do Bairro Nova Brasília, obtidos em amostragens efetuadas no ano de 2000 foram comparados com os dados analíticos obtidos de 2005 e 2006. Os procedimentos de coleta e análises obedeceram à mesma metodologia desenvolvida em 2000, inclusive, quando possível, amostragem nos mesmos pontos. Alguns poços cadastrados em 2000 haviam sido fechados pelos moradores enquanto outros não permitiram a coleta de amostras.

Os pontos escolhidos para amostragem de água para as análises físico-químicas seguiram o método estatístico de “amostragem sistemática” (LANDIM, 1998), procurando

formar uma malha que melhor representasse o aquífero. Sendo o presente estudo realizado na área urbana do município, determinou-se um poço a cada duas quadras alternadamente, em dois sentidos, norte/ sul e leste/ oeste, das ruas e avenidas. Como em todas as quadras existe pelo menos um poço, a escolha do ponto para amostragem foi determinada pelo primeiro poço a ser encontrado de acordo com o sentido de caminhamento na via.

Foram cadastrados 21 poços escavados, tipo “amazonas” (poços escavados com ferramentas manuais, com diâmetro de 0,80 ou 1,00 m revestidos internamente por tijolos ou anéis pré-moldados de cimento) e sete poços tubulares. Para efeito de localização, cada um recebeu um código identificador, precedendo a respectiva numeração pelas três letras “NBE” (Nova Brasília Escavado) e “NBT” (Nova Brasília Tubular).

A Figura 4.1 mostra os pontos selecionados para amostragem físico-química, sendo que alguns destes foram utilizados para pesquisa de coliformes fecais e totais.

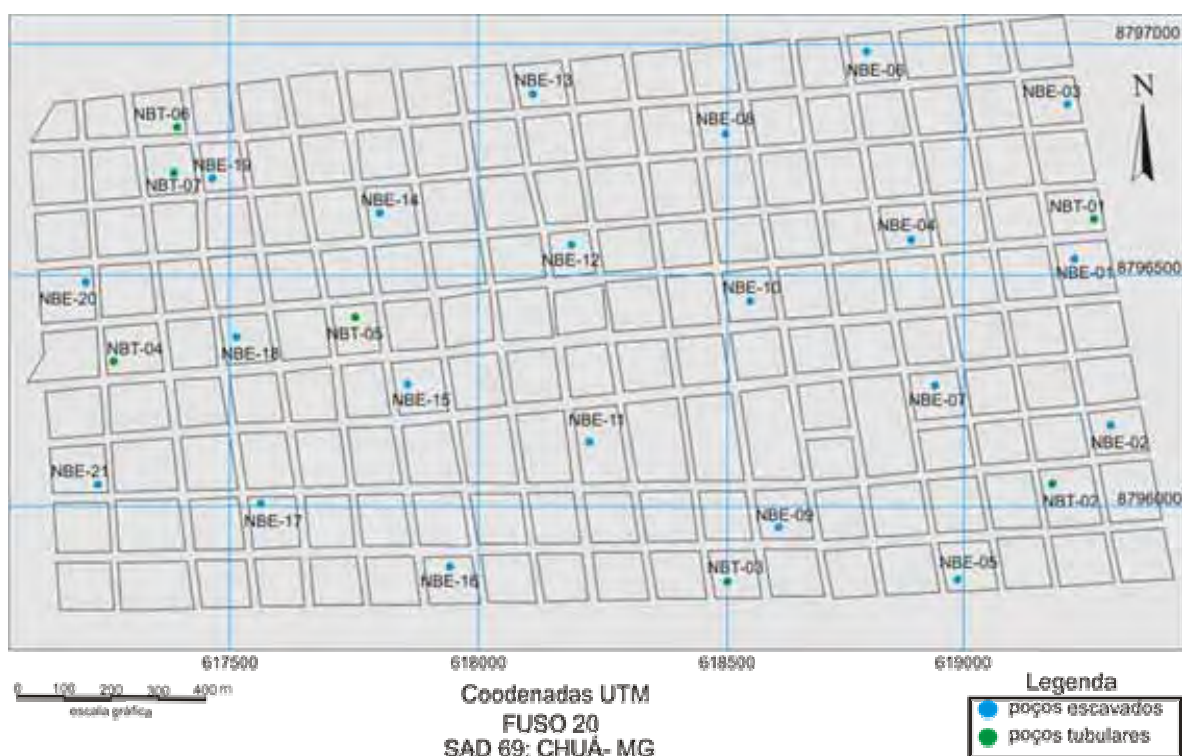


Figura 4.1: Mapa de localização dos pontos amostrados para análises hidroquímicas.

Durante o período de coleta de amostras de água, foram feitas medições do nível d'água dos poços amazonas para determinação da variação do nível do lençol freático, objetivando a construção de mapa potenciométrico e a caracterização do fluxo subterrâneo. As leituras foram feitas durante a elevação e rebaixamento do nível d'água para o cálculo de oscilação do lençol, tomando-se como base a cota topográfica local.

Nas amostras de água coletadas em março e outubro de 2000, as concentrações iônicas foram analisadas pelo Laboratório de Ecologia Isotópica do Centro de Energia Nuclear na Agricultura (CENA/USP), em Piracicaba, SP e o Eh pelo laboratório de controle de qualidade da CAERD em Porto Velho, RO.

As amostras coletadas em novembro de 2005 e em maio de 2006 foram analisadas pelo Laboratório de Hidrogeoquímica (LAPH), do Campus da Universidade Federal de Rondônia (UNIR) em Ji-Paraná. Nas amostras coletadas em maio de 2006, foram analisados apenas os ânions, em razão do grande volume de entrada de amostras no laboratório. Entretanto, como os ânions cloreto e nitrato constituem-se nos elementos centrais deste estudo, considera-se que não se constituiu em entrave nas conclusões.

As amostragens realizadas nestes dois períodos distintos, com maior e menor incidência de chuvas, tiveram por objetivo verificar possíveis variações sazonais das concentrações iônicas nos pontos de coleta. A princípio selecionaram-se os parâmetros indicadores de maior rapidez, menor custo analítico e que melhor refletissem a qualidade das águas estudadas.

Nas coletas de amostras de água, foi utilizada a metodologia descrita no Guia de Coleta e Preservação de Amostras de Água da Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental (CETESB, 1988) para poços freáticos, realizada na saída da bomba usada pelo proprietário do poço. Como os poços estão em constante uso, as coletas foram efetuadas após quinze minutos de bombeamento, dispensando um prolongamento maior (purga).

Para conservação da amostra, adicionou-se 20 mg de Thymol/100 mL de volume do frasco. O Thymol atua como biocida e é alternativo ao uso de clorofórmio e bromofórmio para conservação de amostras de água (GILLET; AYERS, 1991). Posteriormente as amostras foram refrigeradas a 4 °C até serem analisadas.

Nas determinações dos parâmetros laboratoriais efetuadas no LAPH e no CENA para as concentrações de cátions e ânions, foi utilizada a técnica de cromatografia líquida, com supressão de íons, onde a detecção é feita por condutividade elétrica.

O equipamento utilizado pelo LAPH é um DIONEX DX 500 (Figura 4.2) acoplado a um computador e as colunas analíticas são:

- Para ânions: Íon Pac AS11 (4 x 250 mm), supressora CRS-Ultra 4 mm P/N 53946, pré-coluna Íon Pac AG11A 4 x 50 mm (coluna guarda).

-Para cátions: Ion Pac CS12A (4 x 250 mm), supressora CRS-Ultra 4 mm P/N 53948, pré-coluna Íon Pac CG12A 4 x 50 mm (coluna guarda).

Antes de serem analisadas, todas as amostras foram filtradas através de filtros de membrana 0,45 mm (Millipore HAWP).



Figura 4.2: Foto do DIONEX DX 500 pertencente ao LAPH- UNIR/ Ji-Paraná.

De modo geral, a cromatografia líquida é realizada a partir de equipamentos computadorizados, que fazem a separação e medem a concentração de substâncias presentes em diferentes amostras. A técnica se resume na utilização de uma coluna metálica contendo em seu interior um suporte sólido inerte e uma fase estacionária a qual interage de modo diferente com cada um dos diversos analitos presentes em uma amostra.

Com o auxílio de uma mistura de solventes (fase móvel) impulsionada por uma bomba de alta pressão, a amostra é forçada a percorrer todo o interior da coluna, onde ocorre a separação cromatográfica. As substâncias, ao serem arrastadas por esta coluna, são separadas de acordo com características tais como polaridade, tamanho e afinidade com a coluna, entre outras.

O resultado analítico final é dado pelo tempo de retenção, indicado pelo pico máximo da curva, que caracteriza a substância, e a área da curva no gráfico indica a concentração da mesma na amostra.

Não foi possível a realização do balanço iônico das análises químicas (CUSTÓDIO; LLAMAS, 1996), pois nas amostras coletadas não foi determinada a alcalinidade.

Entretanto, foram coletadas amostras especificamente para determinação de alcalinidade no período de estiagem e de chuvas na região no ano de 2000, efetuadas pelo laboratório de controle de qualidade da CAERD em Porto Velho. Devido a distância entre Ji-Paraná e Porto Velho (370 Km) e conseqüentemente o tempo necessário para esta análise, teve-se a preocupação de evitar a presença de ar no recipiente da amostra para não haver interferência nos resultados deste parâmetro.

Para determinação em campo da temperatura da água, assim como do oxigênio dissolvido, usou-se o medidor de oxigênio dissolvido YSI, modelo 58. Para a determinação da condutividade, foi utilizado o condutivímetro COLE-PARMER modelo 01481-61 e para medida de pH, o medidor portátil THERMO ORION modelo 290, todos os equipamentos com compensação automática para temperatura.

Durante a campanha de coleta de amostras de água foi feita medição do nível d'água (NA) dos poços, objetivando verificar sua variação durante o ano. O registro das precipitações pluviométricas também foi efetuado no período compreendido entre setembro de 2004 a julho de 2007, com pluviômetro instalado na Rua Goiânia, entre as ruas T-3 e T-4 para, se necessário a posteriori, estabelecer correlações com os resultados analíticos obtidos.

4.2- Parâmetros textural e pH da zona não-saturada

A amostragem do perfil da zona não-saturada dos poços escavados teve como objetivo determinar a característica textural (com base na análise granulométrica) e o pH em H₂O e em KCl destes solos, para possíveis correlações com as características físico-químicas da água e os ensaios geofísicos efetuados na área do estudo.

Os resultados de pH em H₂O e em KCl permitem avaliar a possibilidade de adsorção de nitrato no aquífero, através do Δ pH. Caso o Δ pH seja positivo haverá adsorção aniônica, caso contrário, sendo negativo, haverá repulsão das cargas negativas e o nitrato permanecerá em solução na água.

Para isso, buscou-se na área estudada, poços cacimba que não fossem totalmente revestidos internamente, para a coleta de amostras ao longo de seu perfil. Foram selecionados inicialmente dois pontos de coleta, previamente cadastrados para análise físico-química NBE-02 (Rua T-19) e NBE-15 (Rua T-07). Posteriormente os poços localizados na Rua Goiânia

(GO-01 e GO-02), um localizado na Rua São Paulo (SP-01) e dois pontos na Rua São Luiz (SL-01 e SL-02).

Após a seleção dos pontos fez-se à coleta de amostras indeformadas de solo, através de um anel volumétrico biselado (anel de Kopecky) a diferentes profundidades para determinação granulométrica e densidade (Figura 4.3).



Figura 4.3: Material utilizado na coleta de amostras dos perfis de poços na área estudada.

Como o resultado químico destas amostras não determinou diferenças marcantes nesses níveis, as demais amostragens (Tabela 4.1) tiveram como objetivo apenas a análise do pH em KCl, pH em H₂O e determinação granulométrica.

Na observação in loco, os poços NBE-02, SP-01 e GO-02 apresentaram camadas visualmente distintas, o que justificou mais de uma coleta em cada um deles.

Tabela 4.1: Pontos de coleta de amostras de solo.

Ponto de coleta	Profundidade (m)
NBE-02A	1,00
NBE-02B	2,00
NBE-02C	7,60
NBE-15A	1,00
NBE-15B	2,00
SP-01A	3,50
SP-01B	5,00
GO-01	8,00
GO-02A	3,60
GO-02B	6,20
SL-01	5,25
SL-02	4,27

Na Figura 4.4 pode ser vista a distribuição espacial dos pontos amostrados para análise textural.



Figura 4.4: Mapa de pontos de coleta de amostras de solo da zona não-saturada.

Devido às diferenças visuais nos perfis dos poços, foram realizadas coletas de solo a profundidades distintas para melhor caracterização dos estratos.

Como a maioria dos poços são revestidos internamente, foram consideradas também as informações dos moradores sobre o material retirado durante a escavação dos poços, o que facilitou a análise do comportamento textural e geofísico da área.

Após serem destorroadas, as amostras de solo foram passadas em peneira de 5 mm, sendo destinadas à determinação de análise granulométrica ou frações texturais (areia, silte e argila).

Apesar de que métodos expeditos podem ser utilizados em campo de acordo com a experiência do profissional e a necessidade de rapidez na determinação deste parâmetro, salienta-se neste caso, que uma classificação expedita pode ser discrepante em relação aos dados laboratoriais.

A determinação da textura, que se refere à distribuição de partículas argila, silte e areia do solo, foi determinada após a operação realizada em laboratório, denominada análise mecânica ou granulometria do solo. Os percentuais das frações argila, silte e areia obtidos foram plotadas em diagrama próprio para este tipo de classificação (triângulo de Shepard), o qual estabeleceu as classes texturais para as amostras.

A determinação dos valores de pH e textura das amostras das zonas insaturadas do solo foram efetuadas pelo laboratório de solos do Departamento de Engenharia Agrônômica da Universidade Luterana do Brasil (ULBRA) de Ji-Paraná, utilizando-se metodologia descrita pela EMBRAPA (1997).

4.3- Parâmetros microbiológicos monitorados

Visando caracterizar a qualidade sanitária do aquífero, foram coletadas amostras de água dos poços cacimba e tubulares do Bairro Nova Brasília para análises bacteriológicas, que foram realizadas no laboratório do hospital universitário da Universidade Luterana do Brasil (ULBRA) de Ji-Paraná.

Os procedimentos de coletas também obedeceram às recomendações do Guia de Coleta e Preservação de Amostras de Água (CETESB, 1988). As amostras foram coletadas diretamente na saída do poço após 15 minutos de bombeamento e armazenadas em frascos previamente esterilizados, sendo imediatamente fechados e acondicionados em caixa de isopor com gelo e encaminhadas dentro do prazo máximo de 4 horas ao laboratório para as análises de coliformes fecais e totais.

No Laboratório, as amostras foram submetidas aos testes bacteriológicos para determinação de coliformes totais (CT) e coliformes fecais (CF). Utilizou-se para isso, a Técnica de Tubos Múltiplos, que consiste na determinação do número mais provável (NMP) de coliformes em uma dada amostra. Nela, os volumes decrescentes da amostra (diluições decimais consecutivas) são inoculados em meio de cultura adequado ao crescimento dos microorganismos pesquisados, sendo que cada volume é inoculado em série de tubos. A combinação dos resultados positivos e negativos é usada na determinação do NMP de coliformes/100ml de amostra de água. O NMP corresponde a uma estimativa da densidade destas bactérias pesquisadas a partir da combinação de resultados positivos e negativos. Descrição detalhada desta técnica pode ser vista em Brasil (2004).

Não houve possibilidade de realizar análises bacteriológicas em todos os pontos previamente selecionados onde foram feitas amostragens para determinações de parâmetros físico-químicos, em razão da indisponibilidade do laboratório da ULBRA para o volume de amostras solicitado. Assim, foram analisadas 14 amostras, considerado número suficiente para a avaliação do aquífero no aspecto sanitário e de possível migração de microorganismos em subsolo.

4.4- Estudos geoeletricos

No presente trabalho foi aplicado o método geoeletrico de resistividade com desenvolvimento de dez ensaios de sondagem elétrica vertical e duas linhas de caminhamento elétrico, buscando obter a malha mais representativa possível da área estudada.

Levando-se em conta as limitações do método em zonas urbanas, foi prevista no planejamento dos ensaios, a realização em ruas não pavimentadas e de menor trânsito de veículos, considerando a interferência destes fatores no desenvolvimento dos trabalhos.

Os métodos geoeletricos têm por base de sua aplicação, a propriedade física conhecida como resistividade elétrica e como princípio, a injeção de corrente elétrica no solo, com descrição pormenorizada em diversos autores como Keller e Frischknecht (1966), Orellana (1972), Figuerola (1974) e Loke (2003).

4.4.1- Princípios teóricos do método geoeletrico

Para facilitar a compreensão sobre os termos básicos empregados no estudo das modalidades geoeletricas no decorrer das discussões deste trabalho, adotar-se-á aqui a

identificação das diversas modalidades existentes, baseadas em apenas três critérios, propostos por Braga (1999), quais sejam:

- Método: Função do parâmetro medido (Resistividade, Cargabilidade, Potencial Espontâneo e eletromagnético);
- Técnica: Tipo de investigação, horizontal ou vertical (Sondagem, Caminhamento ou Perfilagem);
- Arranjo: Tipo de disposição dos eletrodos no desenvolvimento da técnica (Schlumberger, Wenner, Dipolo-Dipolo, Axial, etc.).

Os fenômenos de condução de corrente elétrica foram estudados e inicialmente definidos empiricamente por Georg Ohm, para uma grande classe de materiais (materiais ôhmicos), estabelecendo a relação:

$$V = R \cdot I \quad (\text{equação 4.1})$$

Esta é a chamada Lei de Ohm e é aplicável aos materiais condutores. Nela, a constante de proporcionalidade R é chamada resistência, cuja unidade é dada em ohms (Ω), a diferença de potencial em volts (V) e a corrente em ampéres (I), que flui através da seção de um fio condutor.

Entretanto, ao se considerar uma fonte de corrente elétrica pontual no espaço condutor, homogêneo e isotrópico, a corrente não flui por um único caminho (como num fio), mas sim ao redor da fonte, em semicírculos. Dessa forma o potencial em um ponto (V) qualquer deste espaço é dado por:

$$V(r, \phi, \varphi) = \frac{\rho \cdot L}{A} I \quad (\text{equação 4.2})$$

sendo ρ a resistividade do meio e (r, ϕ, φ) as coordenadas esféricas do ponto de observação, como pode ser visto na Figura 4.5.

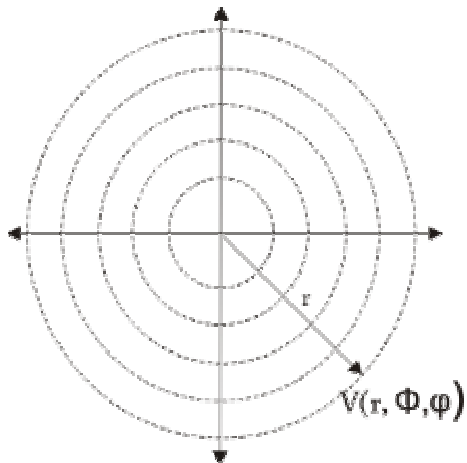


Figura 4.5: Campo de força gerado por uma carga pontual de intensidade I .

Neste espaço tridimensional, considerando o comprimento L como sendo o raio da circunferência e $4\pi r^2$ a área da esfera, a equação 4.2 resulta em:

$$V(R, \phi, \varphi) = \frac{\rho \cdot r}{4\pi r^2} I \quad (\text{equação 4.3})$$

Que na sua forma simplificada pode ser escrita como:

$$V(R, \phi, \varphi) = \frac{\rho}{4\pi r} I \quad (\text{equação 4.4})$$

Considerando a Terra como o corpo condutor homogêneo e isotrópico descrito acima e um eletrodo de injeção de corrente cravado em sua superfície, obtém-se um esquema ilustrado pela Figura 4.6.

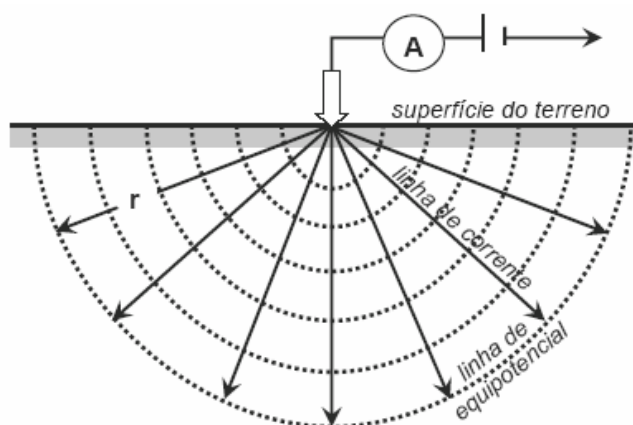


Figura 4.6: Injeção de corrente elétrica no semi-espço terrestre (BRAGA, 2006).

Como a área de um hemisfério é dada por $2\pi r^2$, então o potencial medido no ponto de observação V da Figura 4.5, quando substituído na equação 4.4, resulta em:

$$V(r, \phi, \varphi) = \frac{\rho I}{2\pi r} \quad (\text{equação 4.5})$$

Na equação 4.5 a resistividade é por definição, uma grandeza elétrica característica dos diversos tipos de materiais da natureza. Ela indica a resistência elétrica em Ohms (Ω), apresentada por um corpo de 1 cm de comprimento e 1 cm² de área de seção transversal, à temperatura de 20 °C.

Pode-se então, calcular a resistividade de uma rocha, conhecendo-se as outras unidades mencionadas acima, obtendo-se dessa forma a unidade de resistividade usual, que é dada em ohm.m ($\Omega \cdot m$).

4.4.2- Mecanismos de propagação de corrente elétrica no solo

O mecanismo de propagação de corrente elétrica nos diferentes tipos de materiais geológicos relaciona-se com o tipo de condutividade, podendo ser afetado pela presença de minerais condutores em sua matriz (condução eletrônica) ou devido ao deslocamento de íons dissolvidos na água (condução eletrolítica).

Outro mecanismo de condução de corrente elétrica é a eletrônica, que se dá em condutores metálicos ou semicondutores, que permitem que os elétrons de valência se movimentem livremente na rede cristalina que eles formam. Devido à facilidade de movimentação eletrônica neste retículo, a condutividade dos metais é muito elevada e, conseqüentemente, menor será a resistividade.

Entretanto, a condução eletrolítica, é a que mais influencia a variação de condutividade dos solos e rochas, sendo que o aumento da quantidade de água e/ou de sua salinidade são os responsáveis pela diminuição da resistividade. Assim, regiões subsuperficiais contaminadas se relacionam a baixas resistividades em razão do aumento de sua carga iônica (GALLAS et al., 2005).

Diversos outros fatores fazem com que a resistividade varie entre amplos valores para um mesmo tipo de rocha.

Tabelas apresentando variações de solos e rochas, podem ser vistas em diferentes autores, tais como: Braga (2006), Figuerola (1974), Orellana (1972) e Telford, Geldart e Sheriff (1990), entre outros.

De acordo com Loke (2000), os fatores porosidade, saturação, resistividade dos fluídos dos poros e a fase sólida, exercerão influência significativa na resistividade final de uma rocha e grandes contrastes poderão ser esperados em áreas aluvi-coluvionares.

4.4.3- Ensaios geofísicos realizados

Foram realizados 10 ensaios de sondagem elétrica vertical (SEV) e duas linhas de caminhamento elétrico. As SEVs foram executadas utilizando-se o arranjo Schlumberger, com abertura máxima de eletrodos AB de 300 m. Nas linhas de caminhamento elétrico efetuadas, o arranjo adotado foi o dipolo-dipolo, com 20 m de espaçamento entre eletrodos. A disposição dos ensaios foi feita de modo a obter uma malha que melhor representasse a área estudada, conforme se vê na Figura 4.7.

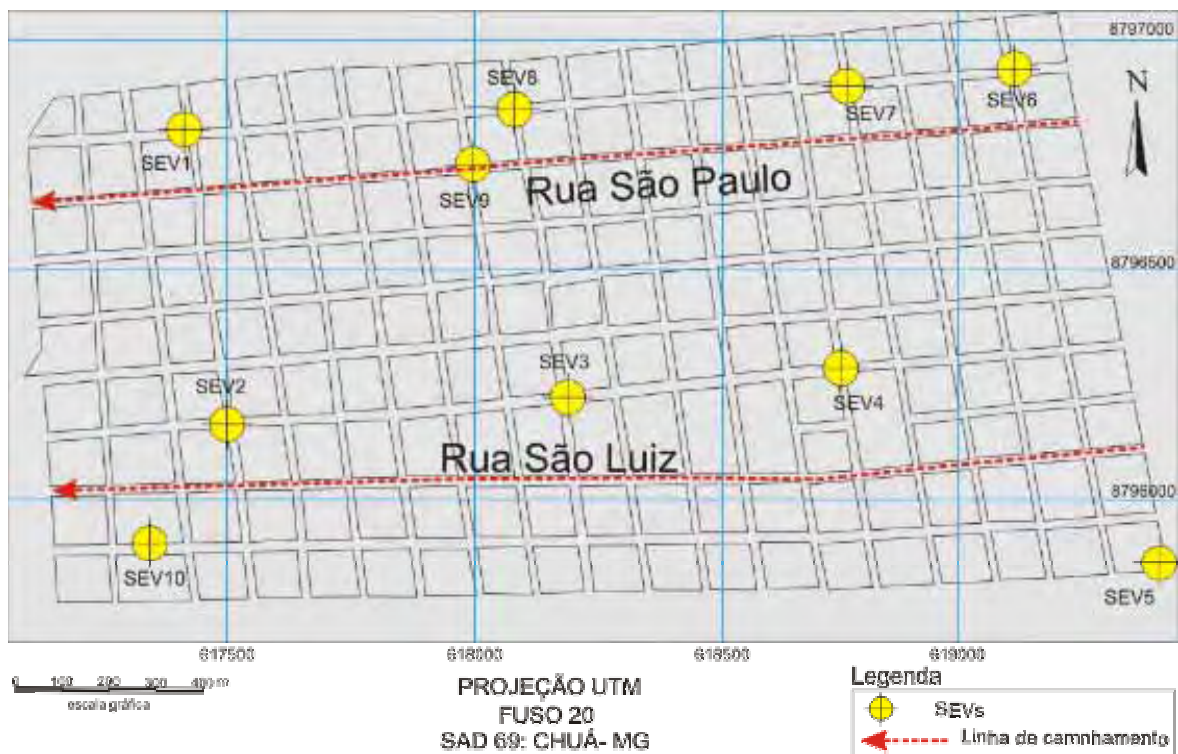


Figura 4.7: Mapa de localização das sondagens e linhas de caminhamento elétrico efetuadas no Bairro Nova Brasília.

Em ambos os casos, o equipamento geofísico utilizado foi o resistímetro da Terrameter SAS 4000 composto de módulo receptor e transmissor e demais acessórios (Figura 4.8 e Figura 4.9), pertencente ao Departamento de Geologia Aplicada (IGCE/UNESP), Rio Claro.



Figura 4.8: Equipamentos utilizados nos ensaios geofísicos em Ji-Paraná, RO.



Figura 4.9: Foto do resistímetro Terrameter SAS 4000 em operação.

4.4.4- Sondagem elétrica vertical

A sondagem elétrica vertical foi realizada de acordo com os princípios gerais do método, com um dispositivo constituído de dois eletrodos de emissão de corrente, designados por A e B, de dois eletrodos de potencial para recepção de corrente emitida, designados de M e N e o resistímetro, equipamento responsável pela leitura dos sinais elétricos.

Existem diversos dispositivos ou arranjos, utilizados para SEVs, sendo que os mais empregados são o Wenner e o Schlumberger.

No arranjo Schlumberger, os eletrodos de potencial M e N permanecem a uma distância fixa, sempre que possível, enquanto os eletrodos de corrente A e B se movimentam simetricamente em sentido oposto a uma distância sempre crescente L (Figura 4.10).

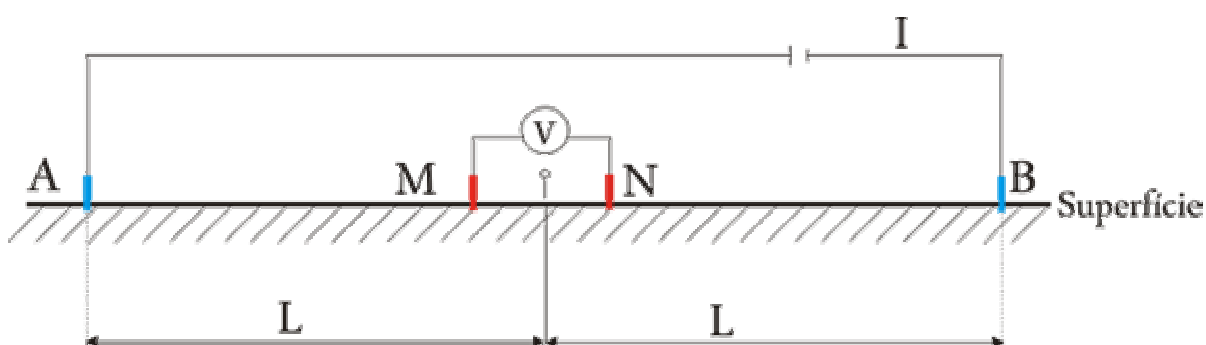


Figura 4.10: Esquema de SEV com arranjo Schlumberger.

Dessa forma, este arranjo permite uma movimentação mais rápida no desenvolvimento dos trabalhos de campo em oposto ao arranjo Wenner, que exige mais tempo e maior número de pessoas envolvidas no ensaio em razão da movimentação dos quatro eletrodos, sendo, portanto, em muitos casos, o mais usado (MORRIS; RONNING; LILE, 1997). Com base neste pressuposto, optou-se no âmbito deste trabalho, pela execução das sondagens elétricas com o arranjo Schlumberger, que segundo Yadav, Singh e Srivastava (1997) é amplamente utilizado em investigações de águas subterrâneas.

No desenvolvimento das sondagens, os eletrodos foram cravados no solo e dispostos geometricamente em linha na superfície do terreno, objetivando determinar as variações físicas verticais da subsuperfície no centro do arranjo, segundo o esquema ilustrado pela Figura 4.11. No arranjo adotado, o cálculo da resistividade se dá a cada movimentação dos

eletrodos, quando uma corrente elétrica é injetada no solo pelos eletrodos A e B e lida a diferença de potenciais pelo equipamento geofísico apropriado, entre os eletrodos M e N em diferentes profundidades.

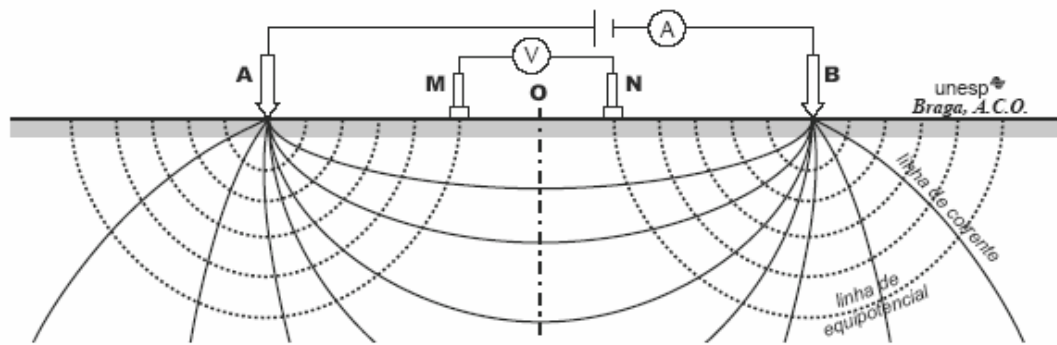


Figura 4.11: Esquema de sondagem elétrica vertical (BRAGA, 2006).

Como o arranjo de sondagem elétrica é formado por um par de eletrodos para medição da diferença de potencial, esta relação é fornecida pela seguinte equação:

$$\Delta V = V_M - V_N \quad (\text{equação 4.6})$$

Considerando a distância entre os eletrodos A e M a distância entre os eletrodos A e N, obtêm-se para V_M :

$$V_M = \frac{\rho I}{2\pi} \left(\frac{1}{AM} - \frac{1}{AN} \right) \quad (\text{equação 4.7})$$

e do mesmo modo se obtém para V_N :

$$V_N = \frac{\rho I}{2\pi} \left(\frac{1}{AN} - \frac{1}{AM} \right) \quad (\text{equação 4.8})$$

Adotando-se o mesmo procedimento em relação ao eletrodo B e combinando-se as relações obtidas com base no princípio matemático da superposição, onde o potencial é avaliado como sendo a soma dos potenciais de cada eletrodo, têm-se finalmente:

$$\Delta V = \frac{\rho I}{2\pi} \left(\frac{1}{AM} - \frac{1}{BM} - \frac{1}{AN} + \frac{1}{BN} \right) \quad (\text{equação 4.9})$$

o que resulta na resistividade expressa em:

$$\rho = K \frac{\Delta V}{I}, \quad (\text{equação 4.10})$$

onde K é um fator geométrico que depende do arranjo adotado, dado por:

$$K = 2\pi \left(\frac{1}{AM} - \frac{1}{BM} - \frac{1}{AN} + \frac{1}{BN} \right)^{-1} \quad (\text{equação 4.11})$$

Sabendo que o subsolo não pode ser considerado homogêneo e sim heterogêneo e anisotrópico, a resistividade obtida de um determinado volume de material com as técnicas disponíveis, representa sua resistividade aparente (ρ_a). Essa resistividade aparente, pode ser entendida como a média ponderada de todas as resistividades verdadeiras dos materiais englobados pelas linhas de correntes. De acordo com exposto, fica a equação 4.11 reescrita como:

$$\rho_a = K \frac{\Delta V}{I} \quad (\text{equação 4.12})$$

Assim, aumentando-se a distância entre os eletrodos de corrente A e B, o volume total de superfície medida aumenta, e conseqüentemente pode-se alcançar profundidades cada vez maiores e, de acordo com o valor da resistividade calculada, evidenciar as diferentes camadas do substrato.

As variações de resistividade se apresentam de acordo com as diferentes camadas litológicas atravessadas, influenciadas pela presença dos diferentes tipos de minerais, água, concentrações salinas, matéria orgânica, plumas de contaminantes, etc.

De acordo com os procedimentos até aqui descritos, os valores de resistividades encontrados nas SEVs foram anotados em planilha de campo e plotados em gráfico bilogarithmico, onde as diferentes distâncias $AB/2$ correspondem ao eixo das abscissas e os valores das ordenadas correspondem aos valores da resistividade, que resultaram em curvas representativas do ensaio.

A curva bilogarítmica (Figura 4.12) permite a representação de variações de grande amplitude e mantém sua forma, qualquer que seja a normalização das grandezas, tornando as curvas independentes das unidades, o que permite a comparação por sobreposição das curvas teóricas, além do que, realça as estruturas geoeletricas.

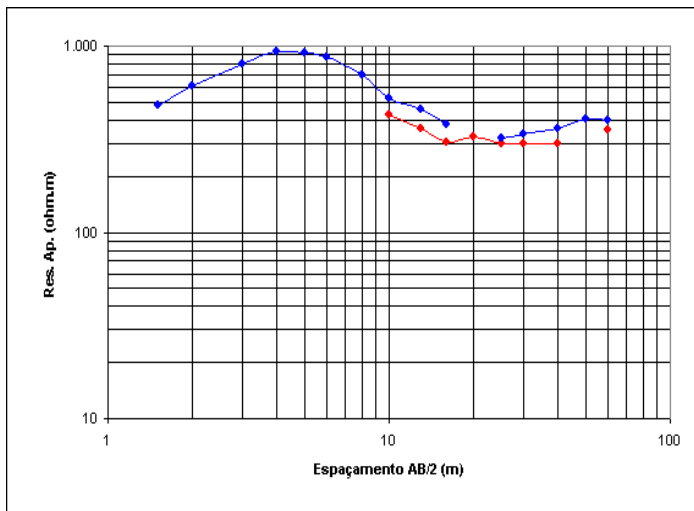


Figura 4.12: Gráfico bilogaritmico de campo representativo de uma SEV.

A profundidade teórica de investigação da SEV é governada principalmente pela abertura dos eletrodos AB e vai depender das resistividades presentes, podendo, de acordo com Braga (2006), ser adotado $AB/4$ como a profundidade atingida em uma primeira avaliação.

A profundidade atingida pode ser influenciada por fatores, tais como as resistividades das camadas de solo/rocha, ruídos naturais e artificiais (rede de alta tensão, por exemplo), heterogeneidades geológicas laterais, topografia da superfície e do substrato geológico e presença de camadas finas de resistividades distintas.

De posse das curvas de campo obtidas nos ensaios, procedeu-se à análise morfológica da curva, buscando uma correlação com os dados geológicos da área, obtendo-se um modelo geoeétrico inicial.

Para a interpretação dos dados de campo, através das curvas traçadas no gráfico, recorreu-se inicialmente ao uso de ábacos ou curvas padrão, no método conhecido como de superposição ou ponto auxiliar, descritos entre outros autores, por Orellana (1972), Figuerola (1974) e Vogelsang (1995), como modelo de partida.

Na interpretação final das SEVs foi utilizado o software IX1D for Windows versão 2.04 da Interpex Limited (software manual, 2002), que executa inversão de dados de entrada com base no método dos mínimos quadrados simples (SASAKI, 1992), modelando a resistividade do arranjo Schlumberger.

No processo de inversão, os dados de campo foram inseridos na planilha do software utilizado, gerando uma curva que foi ajustada por iteração, modificando-se os valores dos parâmetros, procurando obter o menor erro possível entre os dados medidos e a resposta do modelo teórico, de acordo com Basokur (1999) e Olayinka e Weller (1997). O processo foi encerrado quando o conjunto se mostrou satisfatório, obtendo-se um modelo computacional das curvas de resistividades elétricas com suas respectivas camadas e espessuras.

Posteriormente, de posse de novas informações sobre a litologia local, procedeu-se um refinamento das interpretações realizadas até então, para evitar incorrer em erros que poderiam gerar diferentes modelos para a mesma curva teórica.

4.4.5- Caminhamento elétrico

Foram realizados na área de estudo, duas linhas de caminhamento elétrico, sendo uma na Rua São Luiz, com 2320 m de comprimento e outra na Rua São Paulo, com 2300 m.

A técnica do caminhamento elétrico permite a utilização de uma grande variedade de configurações de arranjos de eletrodos, sendo que neste estudo, utilizou-se o arranjo dipolo-dipolo, com cinco níveis de investigação, alcançando-se uma profundidade teórica de 34 m.

O equipamento utilizado para esta finalidade, injeta uma corrente elétrica no solo, através de dois eletrodos de corrente (dipolo) A e B. Dois outros eletrodos (M e N) medem a diferença de potencial que se estabelece entre eles (ΔV), resultante da passagem da corrente elétrica (I), a cada nível teórico de profundidade investigado.

As resistividades aparentes são obtidas a partir da equação 4.12,

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

vista anteriormente:

$$\text{onde: } K = 2 \pi \cdot Gx \quad (\text{equação 4.13})$$

com

$$G = \frac{1}{\frac{1}{n} - \frac{2}{n+1} + \frac{1}{n+2}} \quad (\text{equação 4.14})$$

sendo K um fator geométrico que depende da disposição dos eletrodos AB e MN na superfície do terreno, “ x ” o espaçamento entre os dipolos AB e MN da configuração adotada e “ n ” os níveis teóricos de investigação correspondentes.

No esquema ilustrado pela Figura 4.13, quando se emite corrente elétrica no solo através dos eletrodos de corrente A e B, as leituras de ΔV são lidas entre o centro do dipolo AB e MN (distância crescente R), numa projeção gráfica de ponto médio a 45° (LOKE, 2000).

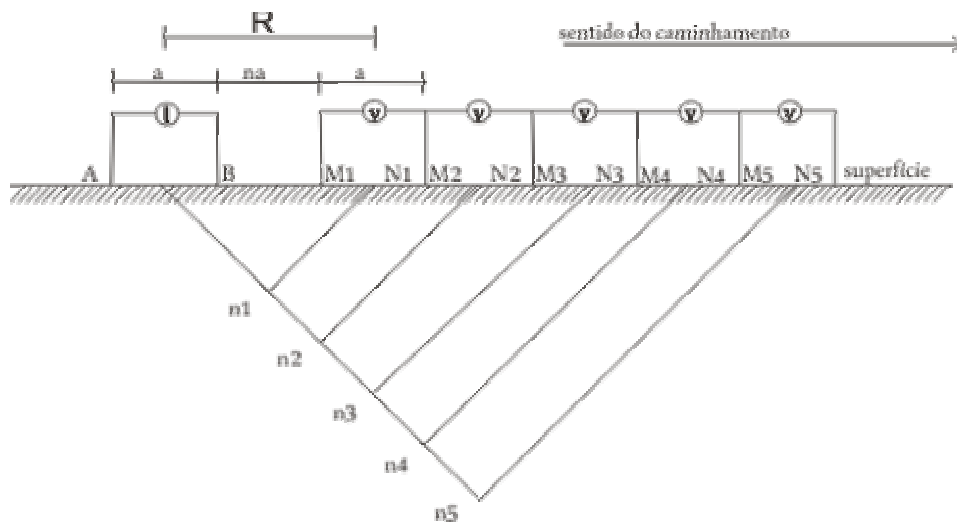


Figura 4.13: Esquema gráfico de caminhamento arranjo dipolo-dipolo.

À medida que o arranjo é deslocado para a direita, cada vez mais perfil é incorporado ao ensaio de campo, gerando posteriormente uma seção geométrica da área.

Os valores aparentes de resistividades obtidos nos diferentes níveis foram plotados na planilha de campo, para serem posteriormente interpretados. O software utilizado para a inversão dos dados de campo em resistividades aparentes foi o Res2Dinv v. 3.5-2D Resistivity and IP Inversion, Geotomo Software- Malásia, obtendo-se modelos matemáticos, cujas rotinas de inversão são baseadas no método dos mínimos quadrados, gerando modelos de perfis, onde altos valores de resistividade indicam que o material é muito resistivo e baixos valores indicam material muito condutivo à corrente elétrica.

Descrições mais detalhadas do método de inversão no Res2Dinv, podem ser vistas em Loke (2000).

O programa utilizado, após algumas iterações, criou modelos de seção transversal de valores de resistividades aparentes medidos e calculados e comparou estas seções criando um modelo final de inversão (imageamento 2D).

Esta representação permitiu evidenciar anomalias resistivas relacionadas à geologia em subsuperfície.

Alguns resultados de concentrações de nitrato obtidos em poços analisados nas proximidades do transecto, também permitiram melhores inferências sobre a relação dos contaminantes e o meio geológico.

5. RESULTADOS E DISCUSSÕES

Neste capítulo, são inicialmente apresentados e discutidos separadamente os dados da litologia local, os resultados físico-químicos das águas dos poços, os aspectos sanitários (bacteriológicos) e os ensaios geofísicos. Posteriormente, buscou-se estabelecer uma correlação entre estes dados, principalmente os valores de nitrato encontrados em poços, com as seções geoelétricas da Rua São Luiz e da Rua São Paulo.

5.1. Análise litológica do aquífero.

A litologia da área é muito heterogênea e complexa, apresentando na porção leste (a parte mais alta do Bairro), litofácies predominantemente arenosas em toda a zona não-saturada dos poços observados. Entretanto, camadas areno-siltosas, camadas lateríticas e cascalheiras foram encontradas nas escavações de vala realizadas nas ruas Manoel Franco e Jorge Teixeira e em escavações de fossas.

Apenas sete poços foram encontrados em condições que permitissem coleta de amostras para análise textural. Neste aspecto, dois problemas foram detectados: Um se refere às condições de escavação da parte mais alta do Bairro, onde devido a alguns acidentes de desmoronamento ocorridos nesta região (porção leste do Bairro), quase todos os poços são escavados pelos profissionais, de dentro da manilha de cimento. Portanto, o revestimento interno impede que se tenha acesso a seu perfil. O outro problema, diz respeito ao NA pouco profundo da parte mais baixa da área (porção oeste), o que torna, obviamente, muito reduzida a zona não-saturada, com pouca exposição do perfil para análise. Entretanto, esses pontos bem distribuídos na área, foram de grande valia na interpretação da litologia e sua correlação com os ensaios geofísicos.

As amostras do perfil da zona não-saturada dos poços cacimba analisadas em laboratório, apresentaram predominância da fração areia (Tabela 5.1), confirmando a análise empírica inicial, de solos arenosos com alta permeabilidade.

Tabela 5.1: Parâmetros físico-químicos de camadas de solos do Bairro Nova Brasília.

Amostras	Prof. (m)	pH		Δ pH	Areia(%)	Silte(%)	Argila(%)
		H ₂ O	KCl				
NBE-02A	1,00	6,10	5,50	-0,60	71,00	25,50	3,50
NBE-02B	2,00	6,00	5,29	-0,71	71,40	21,60	7,00
NBE-02C	16,00	5,77	4,56	-1,21	79,50	18,50	2,00
NBE-15A	1,00	6,69	6,29	-0,40	61,70	36,30	2,00
NBE-15B	2,00	6,27	6,16	-0,11	59,90	37,10	3,00
SP-01A	3,50	6,85	6,81	-0,04	81,40	17,60	1,00
SP-01B	5,00	4,63	4,02	-0,61	43,30	52,20	1,50
GO-01	8,00	4,85	4,70	-0,15	82,50	16,20	1,30
GO-02A	3,60	4,91	4,41	-0,50	71,00	26,50	2,50
GO-02B	6,20	4,36	4,15	-0,21	48,10	51,40	0,50
SL-01	5,25	5,97	6,03	0,06	82,80	15,70	1,50
SL-02	4,27	4,60	4,60	0,00	72,20	23,50	1,30

Com base na tabela acima, foi construído o Diagrama de Shepard (Figura 5.1), onde 50 % das amostras revelaram substrato arenoso, 33,33 % de areno-siltico e 16,66 % silte-arenoso. Todas essas classes texturais são consideradas de alta permeabilidade, o que diminui o tempo de residência das águas infiltradas, facilitando a chegada de elementos químicos nocivos ao aquífero, ao mesmo tempo em que facilita o trânsito de microorganismos.

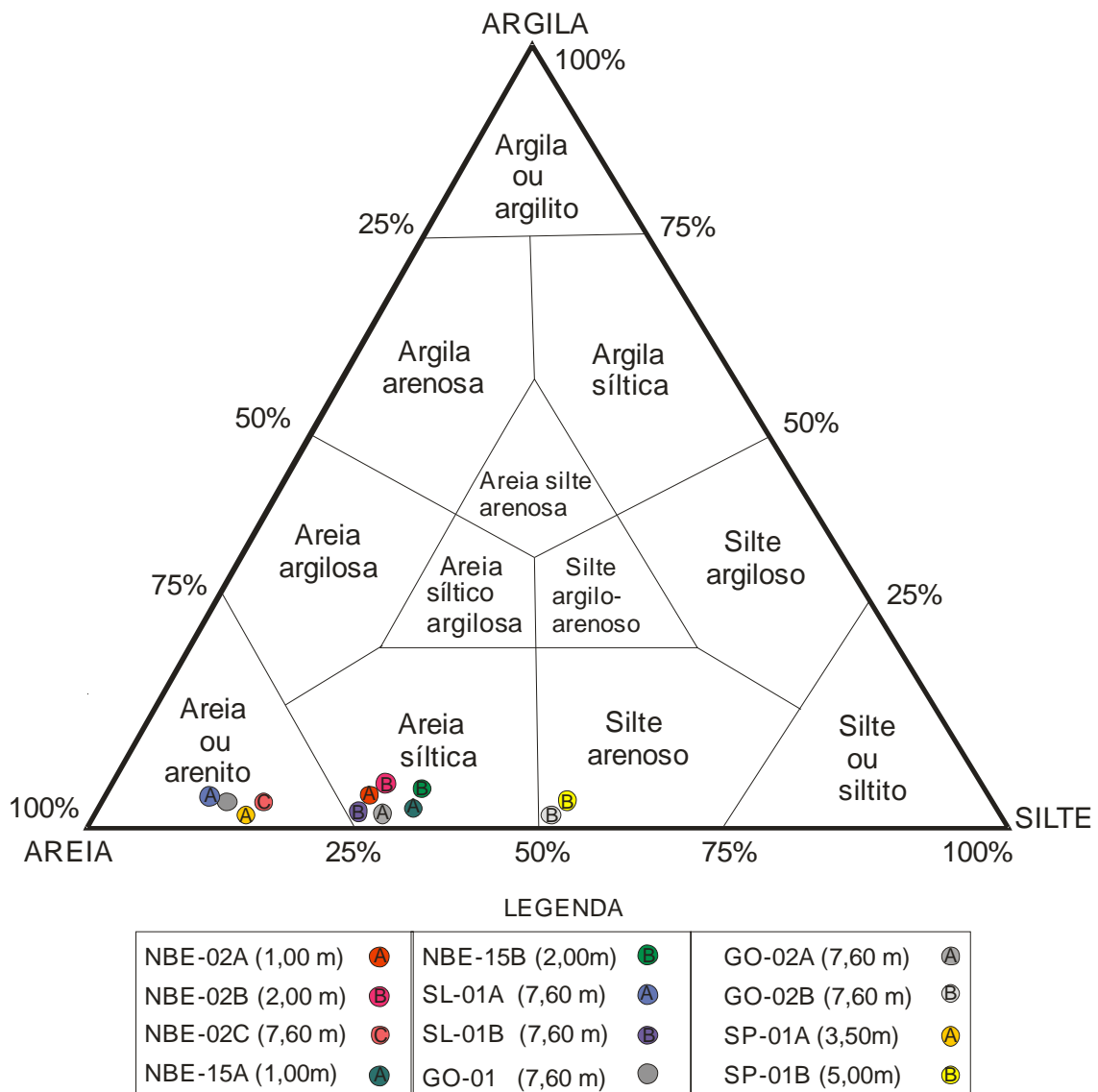


Figura 5.1: Diagrama Triangular de Shepard para o subsolo do Bairro Nova Brasília.

Além das frações areia, silte e argila, verificam-se na parte mais baixa do bairro (oeste), camadas de cascalho aluvial e cascalho lateríticos.

O percentual de cada fração presente numa amostra fornece uma idéia do comportamento físico do solo, no tocante as suas características hidráulicas. Quanto maior o percentual da fração areia, mais baixa a capacidade de retenção de água, portanto, maior a taxa de drenagem. Além disso, a decomposição da matéria orgânica se processa numa velocidade maior, o que aumenta o potencial de lixiviação de contaminantes.

Sob esta óptica, a capacidade de retenção de contaminantes nos horizontes analisados é baixa, tornando extremamente vulnerável o aquífero do Bairro Nova Brasília aos processos de contaminação advindos da deposição de resíduos orgânicos e produtos químicos domésticos depositados em fossas escavadas na região.

Além disso é grande a possibilidade de resíduos diversos, tais como produtos organoclorados e hidrocarbonetos originários de postos de lavadores de veículos, oficinas mecânicas e postos de combustíveis, chegarem ao aquífero.

Os valores de pH analisados nestas amostras revelaram solos mais ácidos na área de menor elevação do Bairro, onde estão localizados os pontos SP, GO e SL.

Em todos os pontos e à todas as profundidades amostradas, o ΔpH , isto é, a diferença entre o pH em KCl e o pH em H_2O é negativo, exceto no SL, onde está próximo da neutralidade (Tabela 5.1). Portanto, o ΔpH indica que o íon nitrato, por ser também de carga negativa, não está sendo adsorvido nessas camadas de solo, facilitando sua permanência em solução na água infiltrada.

A fim de fornecer uma visão geral das heterogeneidades dos estratos mais superficiais encontrados na área pesquisada, são apresentados alguns perfis de poços, como os da Figura 5.2.

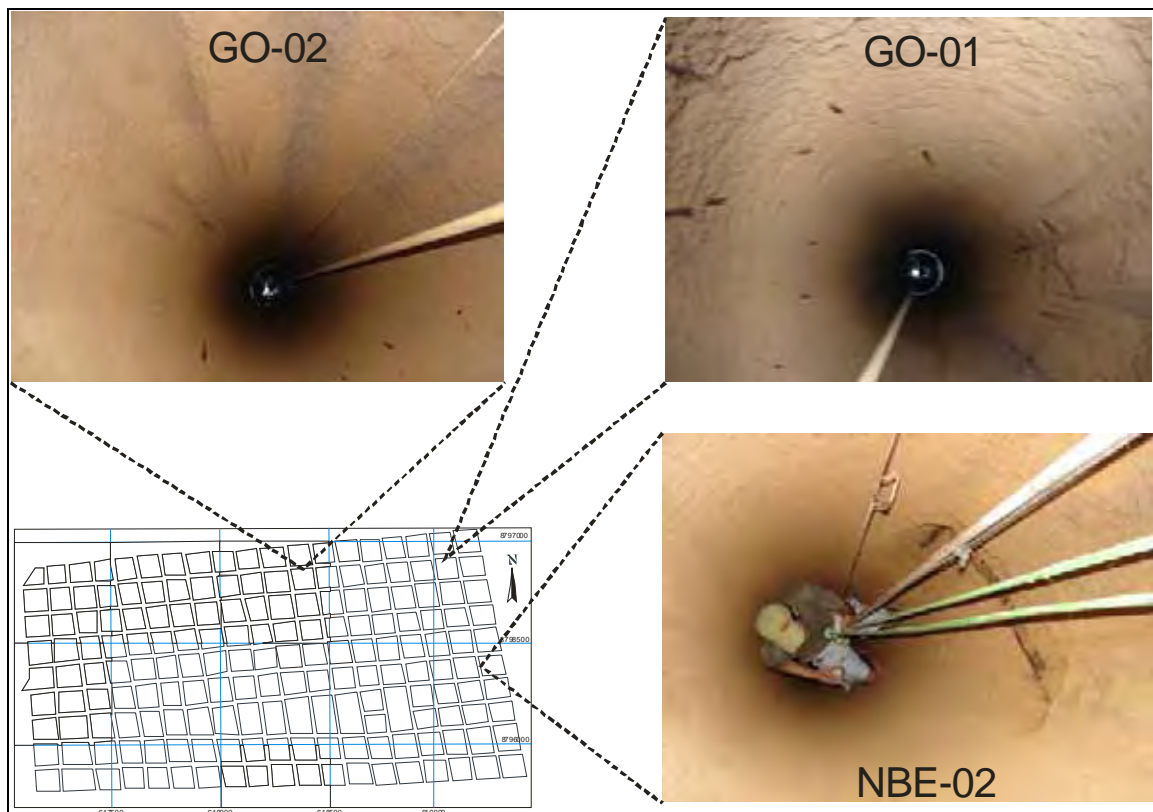


Figura 5.2: Pontos de amostragens de solo na Rua Goiânia e Rua T-19, localizados nas cotas mais elevadas da área estudada.

Observa-se que os poços da Figura 5.2 estão localizados na porção mais elevada do bairro, onde o NA é mais profundo.

O perfil arenoso da parede dos poços tornou o procedimento de amostragem extremamente perigoso. A coleta foi realizada com anel biselado para determinação da densidade da amostra, entretanto o grande volume de trabalho no laboratório não permitiu essa análise.

Para uma segunda amostragem no poço NBE-02 e nos outros poços selecionados, foi solicitada a colaboração do corpo de bombeiros de Ji-Paraná, em razão da dificuldade da operação e perigo de desabamento das paredes (Figura 5.3).

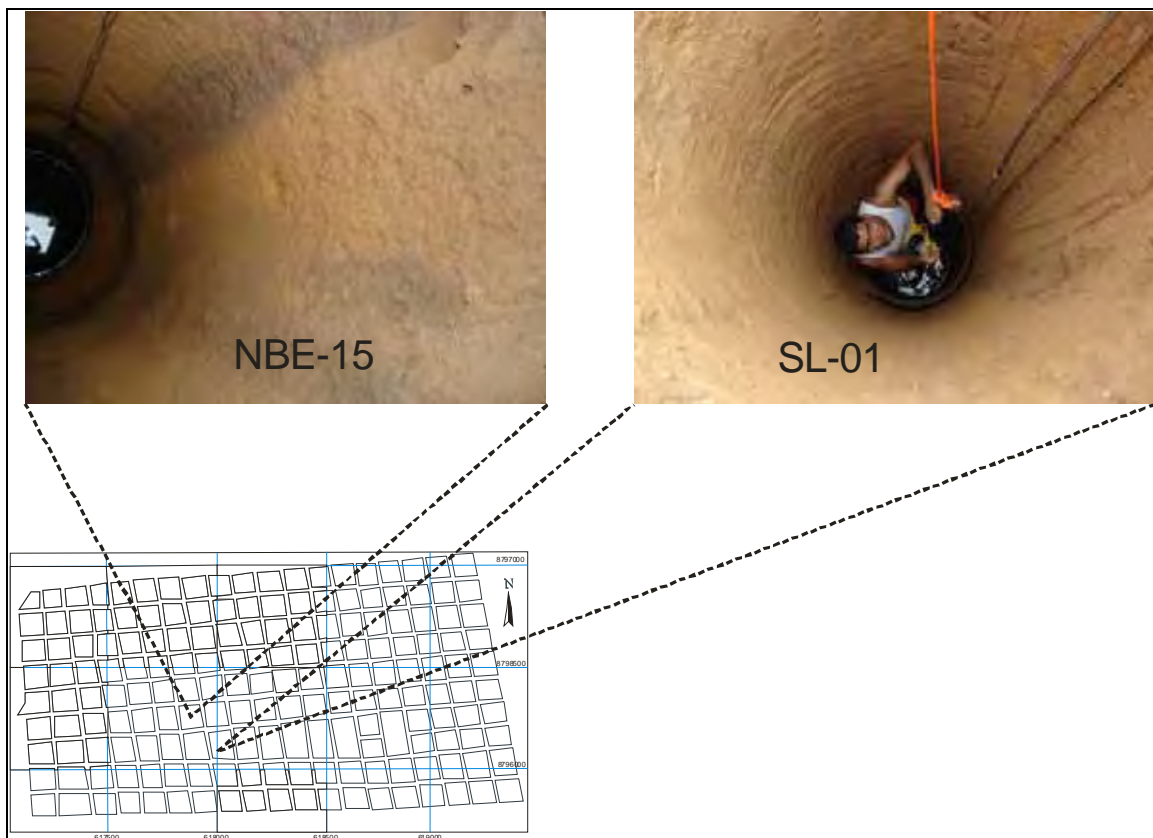


Figura 5.3: Pontos amostrados na Rua T-7 e na Rua São Luiz.

Observa-se ainda nesta zona a textura areno-síltica desagregando facilmente, no perfil do poço NBE-15 e o perfil arenoso do poço SL-01, escavado recentemente.

A Figura 5.4 mostra perfis da vala escavada na Rua Manoel Franco para a instalação de uma galeria de águas pluviais durante a realização deste estudo.

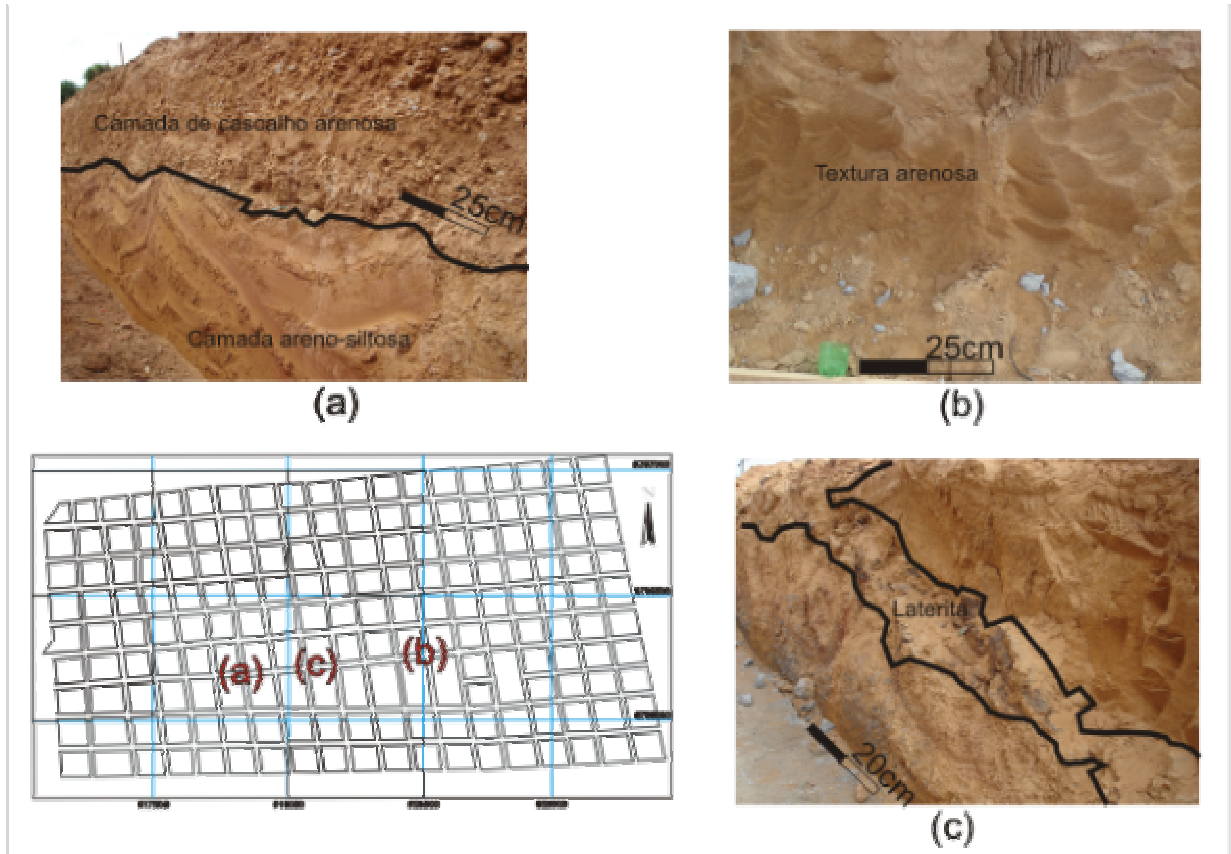


Figura 5.4: Perfis obtidos em escavação de canal na Rua Manoel Franco.

Neste trecho da Rua Manoel Franco (sentido EW), ilustrado pela Figura 5.4 é observado uma grande variação nos perfis, com zonas laterizadas (c) e trechos mais ou menos arenosos (b).

Entre as Ruas T-7 e T-8 (transversais sentido NS no mapa), na figura anterior, pode ser vista uma camada de cascalho com matriz arenosa se sobrepondo a uma camada areno-siltosa (a), com características de terraço fluvial sub-recente (QHT) descrito por Scandolara (1997).

Entre as Ruas T-9 e T-10 é evidenciada na Figura 5.4 (c), uma camada de lateritos imaturos em mergulho EW/NS bastante fraturada, com espessura média de 0,80 m sobrepondo-se a uma camada de cascalho fino, bem distribuído numa matriz arenosa média parcialmente recoberta por uma camada arenosa, caracterizando um perfil bastante preservado. É possível identificar neste perfil os horizontes mosqueado, colunar e concrecionário-colunar, característico da Formação Cenozóica (TQli) descrita por Scandolara (1996).

O grau de fraturamento da camada laterítica, não impede o movimento descendente da água advinda da superfície, mas pode, segundo Bertolo et al. (2006) provocar a adsorção de

nitratos. Esse tipo de adsorção foi observado por Kinjo e Pratt (1971), apud Oliveira; Vilela; Ayarza, 2000) em solos de região tropical, ricos em óxidos de ferro, de alumínio e materiais amorfos, que segundo Raij e Camargo (1974) apud Alcântara e Camargo (2005) teria o efeito de retardar o movimento do íon em relação à água.

Este fenômeno ocorre quando as cargas eletrostáticas positivas destes sítios, atraem os íons nitrato de cargas negativas.

A Figura 5.5 mostra uma fossa em construção a noroeste da área, com um horizonte areno-siltico sobre um horizonte de cascalho fino com matriz arenosa. Observa-se a coloração avermelhada, característica do solo laterizado.

A menos de 100 m deste ponto, o poço SP-01 onde se visualiza um primeiro horizonte de cascalho uma matriz de areia grossa, que em termos hidrodinâmicos, é extremamente condutor. A sudoeste, o canal de águas pluviais em construção na Rua Manoel Franco, onde se vê o NA a 2 m de profundidade.

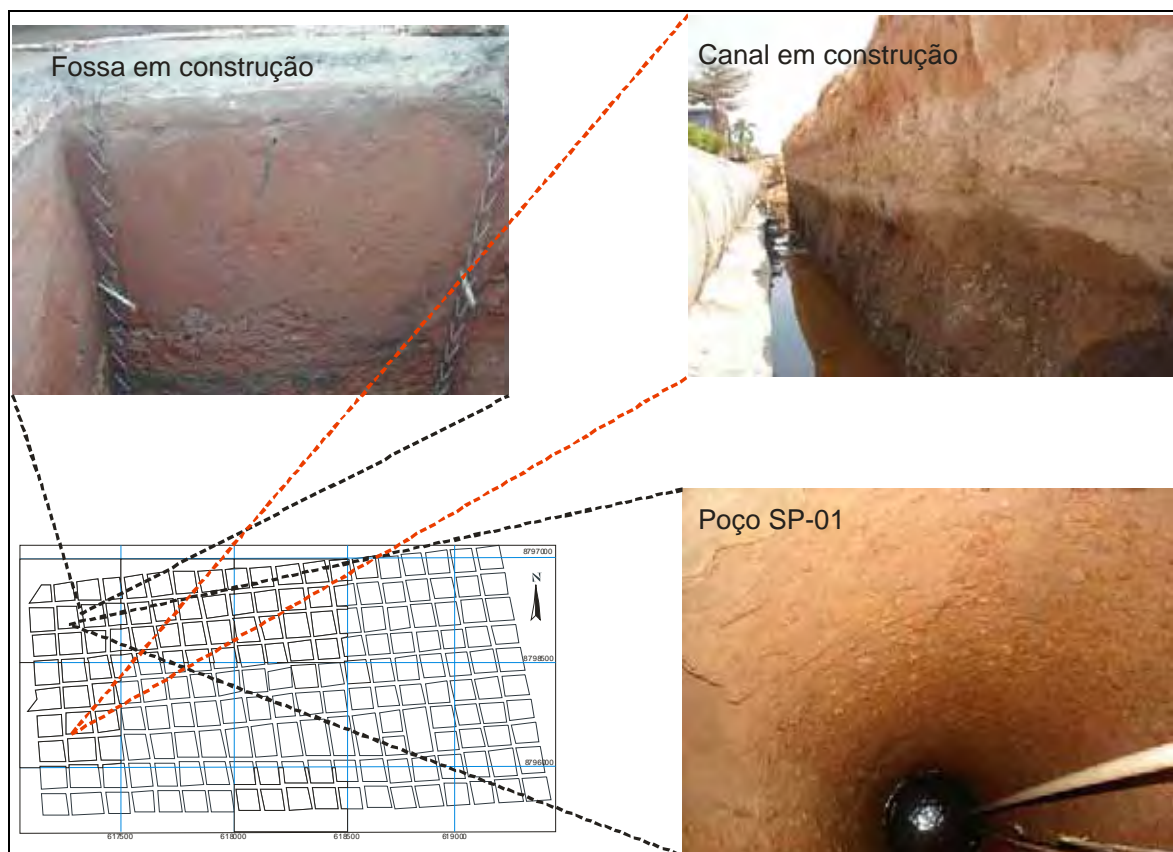


Figura 5.5: Zona com camadas de cascalho.

O poço SP-01 apresentou uma primeira camada de cascalho com matriz areia até a profundidade de 3,60 m (SP-01A) e a segunda camada areno-sílica (SP-01B) até o NA situado a 5,50 m de profundidade.

Dados de poços da zona urbana de Ji-Paraná cadastrados no Sistema de Informações de Águas Subterrâneas (SIAGAS) apresentam vazão de poço aluvionar de 3,72 m³/h (poço 1100000409), enquanto os poços fissurais sob o manto granular têm vazão variando entre 1,2 m³/h (poço 11000001147), 2,2 m³/h (poço 1100000409) e 5 m³/h (poços 110000143, 1100001141 e 11000004615).

A heterogeneidade textural do aquífero no Bairro Nova Brasília destaca áreas com permeabilidade hidráulicas distintas, o que resulta em diferentes velocidades do movimento da água, estando ainda sujeita principalmente a variações da espessura da cobertura de sedimentos.

O mapa potenciométrico da área foi construído a partir da diferença entre as cotas obtidas e as medições dos níveis d'água nos poços cadastrados. Tomou-se para isso o NA medido nos poços em novembro de 2006, produzindo o modelo representado na Figura 5.6.

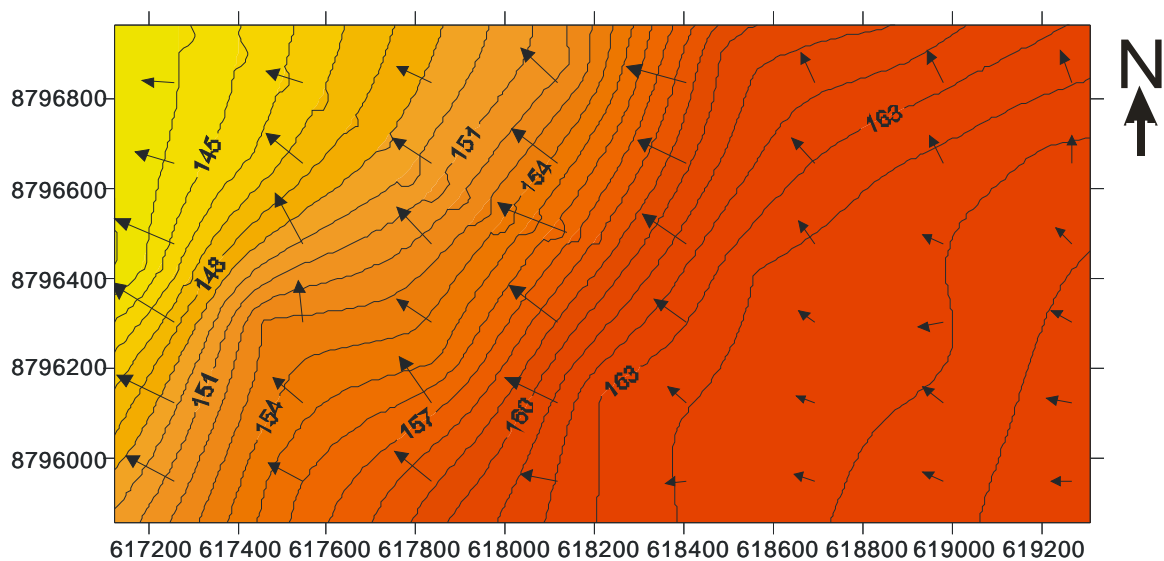


Figura 5.6: Mapa potenciométrico do Bairro Nova Brasília com indicativo de sentido de fluxo.

A superfície potenciométrica apresenta sentido de fluxo preferencial NW, se assemelhando bastante com a tendência de movimentação das águas pluviais de escoamento, determinada pelo mapa topográfico, tendo como nível de base o Córrego Pintado.

No mapa potenciométrico, observam-se zonas onde teoricamente o fluxo d'água se dá em maiores ou menores velocidades, determinado pelas distâncias entre as isolinhas. As zonas

de maiores velocidades são caracterizadas pelas menores distâncias entre as isolinhas, enquanto as menores velocidades de fluxo são caracterizadas pelas maiores distâncias. Conclui-se, portanto que na parte mais alta do Bairro, o fluxo d'água subterrâneo é mais lento que nas demais.

Os fluxos supostamente mais rápidos, podem são observados nas proximidades da região central, determinada pelas coordenadas UTM X (617700 a 618400), Y(87966100 a 8797000) e na região oeste, coordenadas X(617200 a 617500), Y(87966200 a 8796500).

5.2. Parâmetros hidroquímicos obtidos.

Em se tratando de estudos de impactos ambientais em águas subterrâneas, uma análise mais criteriosa é feita em relação aos íons da série nitrogenada (nitrato, nitrito e amônio) e o cloreto, pois estes são os que melhores refletem as alterações do ambiente provocadas pela intervenção humana, no que se refere à deposição de águas residuárias domésticas. Todavia, a média das concentrações iônicas analisadas estão apresentados nos apêndices B e C, mesmo alguns não sendo objeto de discussão mais aprofundada neste texto, mas podendo servir possivelmente para análises posteriores.

Com relação às coletas efetuadas em 2005 e 2006, havia uma expectativa da elevação das concentrações iônicas de nitrato, uma vez que o processo de deposição de dejetos domésticos, através do sistema de fossas implantados na região, ainda persiste, pois não foi construído o sistema de esgoto público na área estudada. Entretanto essa hipótese não foi confirmada após a confrontação com os resultados obtidos em 2000. Houve inclusive, em alguns poços, a redução destas concentrações. Obviamente, os diversos fenômenos bio-físico-químicos, de transporte e velocidade de fluxo, entre outros que ocorrem no solo e na água infiltrada, podem tanto aumentar quanto diminuir a concentração de um determinado íon no aquífero.

Altas concentrações de NO_3^- e baixas concentrações de NH_4^+ e NO_2^- verificadas nas amostras (Figura 5.7), indicam predominância de ambiente oxidante, conforme ficou evidenciado em estudos experimentais conduzidos por Wilhelm, Schiff e Cherry (1996) e Varnier (2007). Estes autores comprovaram que nas proximidades de fossas, o ambiente redutor mantém elevadas concentrações de amônio, e à medida que o efluente solubilizado se afasta é oxidado, elevando a concentração de nitrato.

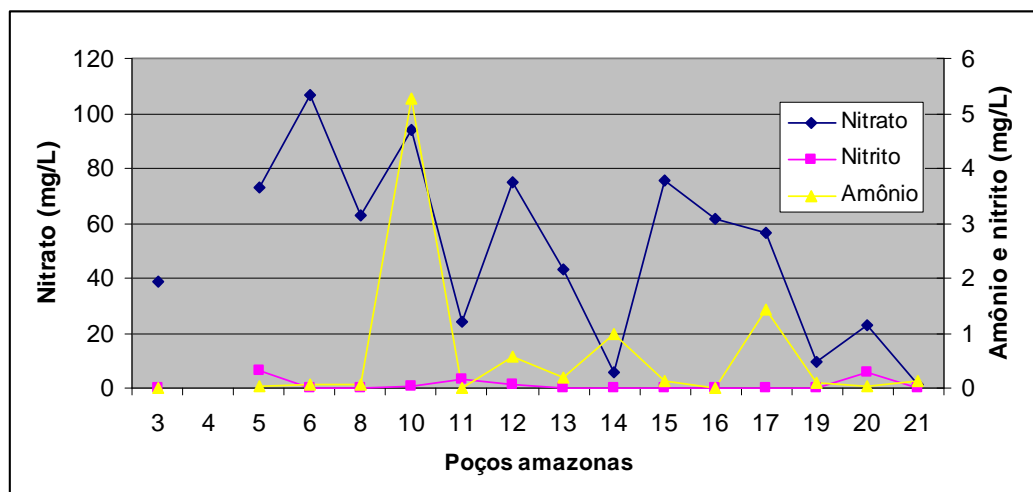


Figura 5.7: Gráfico de concentrações de nitrato, nitrito e amônio em amostra coletadas em novembro de 2005.

O poço NBE-10 foi o que apresentou maiores concentrações de NH_4^+ em todas as análises efetuadas, tanto em 2000 quanto em 2005, revelando a contribuição de foco de contaminantes localizadas a pequena distância e um foco secundário mais distante, revelado pela alta concentração de nitrato.

É importante frisar, que de acordo com Custódio e Llamas (1996), concentrações de NH_4^+ em águas subterrâneas acima de 0,06 mg/L já indicam contaminação, valor superado pelos poços NBE-10, NBE-12, NBE-13, NBE-14 e NBE-17, conforme se observa na figura anterior.

O poço NBE-12, com 7 m de profundidade, parece sofrer influência de dejetos de animais domésticos (cães e galinhas) criados em sua proximidade, refletindo nos níveis de amônio.

Os poços NBE-14 e NBE-17 possuem graves problemas higiênico-sanitários, onde a inexistência de laje de proteção sanitária ao seu redor permite a entrada de águas superficiais. Aproximadamente a 3 m do poço NBE-17 existe um galinheiro e um canil, que contribuem para a elevada concentração de amônio na amostra analisada.

O íon NO_2^- se apresentou em concentrações muito baixas em todas as amostras, pois como era de se esperar, ele é rapidamente oxidado a NO_3^- , permanecendo em quantidade significativa, apenas nas proximidades das fossas, devido o ambiente ser naturalmente redutor.

A maior concentração de NO_2^- na amostragem de 2005 ocorreu no ponto NBE-05, onde as condições higiênicas insuficientes nas suas imediações contribuíram para o valor de $0,30 \text{ mg.L}^{-1}$ na análise.

A condição higiênica insuficiente referida acima implica que, apesar de existir uma laje de proteção sanitária na boca do poço, esta não é suficiente para impedir a entrada de águas superficiais. Além do que, existe um banheiro improvisado a menos de 5,00 m de distância e um tanque que despeja as águas servidas sobre o solo, muito próximo ao poço (Figura 5.8).



Figura 5.8: Foto do poço NBE-05.

Observa-se no gráfico (Figura 5.9), que o poço NBE-10 apresentou uma redução significativa da concentração de nitrato na amostra de 2000 para a de 2005 devido ao fechamento de uma sorveteria instalada a aproximadamente 6,00 m de distância. Cessada a deposição dos resíduos da sorveteria na fossa, houve provavelmente uma dispersão/diluição dos elementos altamente nitrogenados ali depositados, reduzindo sua concentração na água. O mesmo raciocínio também pode ser utilizado para explicar a redução de cloreto e sulfato neste poço.

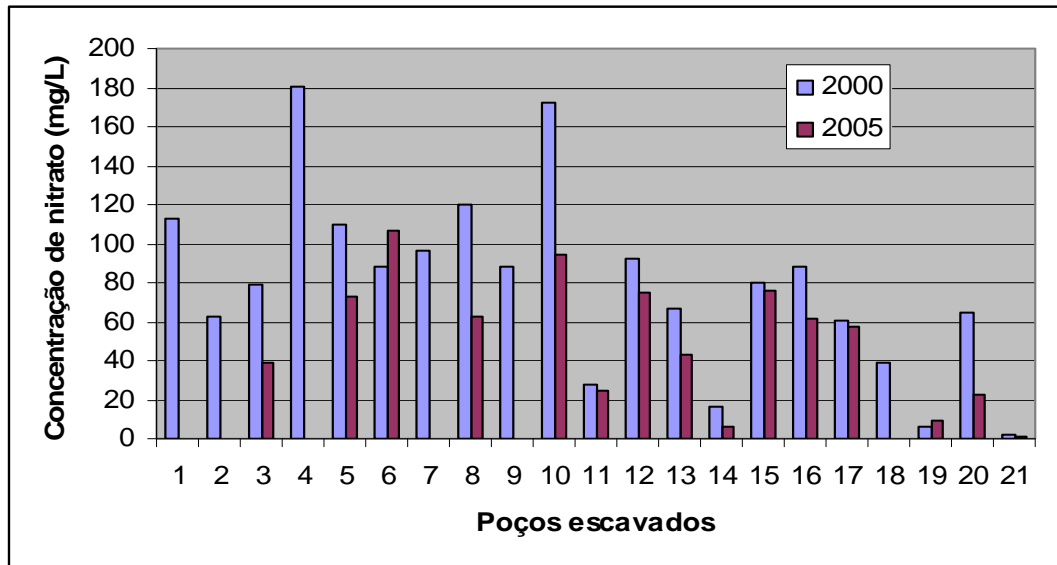


Figura 5.9: Concentrações de nitrato nos poços escavados do Bairro Nova Brasília em outubro de 2000 e novembro de 2005.

Os poços tubulares também não apresentaram grande variação nas concentrações de nitrato, conforme pode ser visto na Figura 5.10.

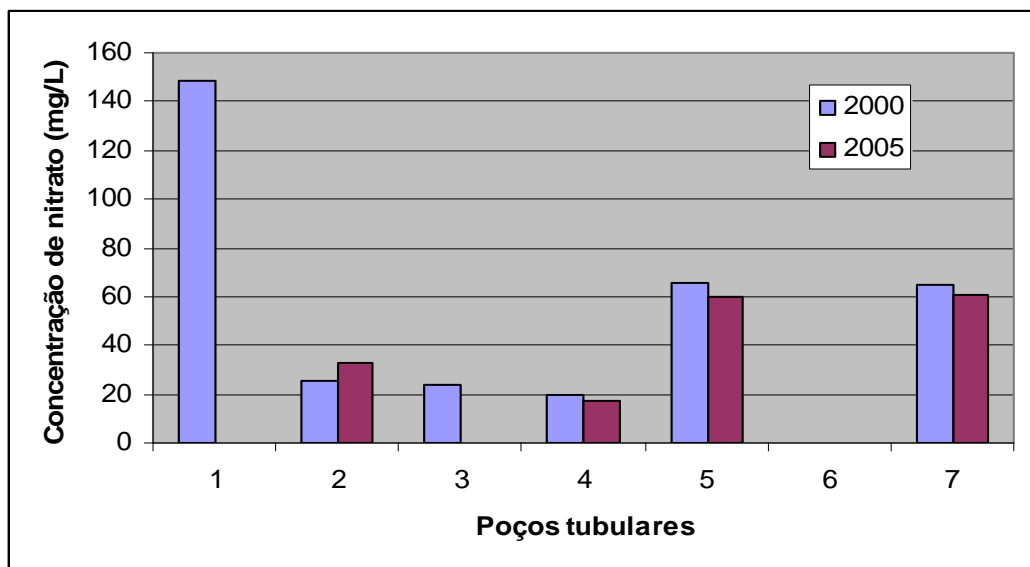


Figura 5.10: Concentrações de nitrato nos poços tubulares do Bairro Nova Brasília no início do período chuvoso de 2000 e 2005.

A Figura 5.11 fornece uma visão espacial das concentrações de nitrato em 2005 dos pontos amostrados. Estes dados, obtidos mais próximos da época da realização dos ensaios geofísicos, que serão tratados em tópico mais adiante, servirão para a análise em profundidade da migração deste íon.

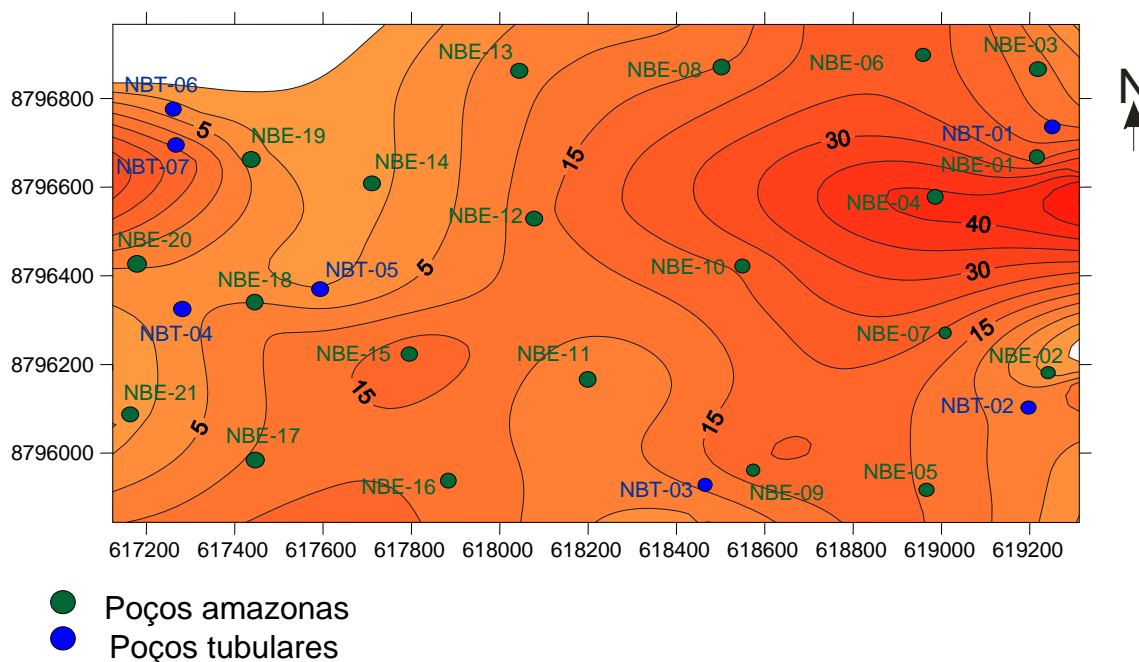


Figura 5.11: Mapa de isolinhas das concentrações de nitrato (em mg/L) em amostras realizadas em 2005.

Maior concentração de nitrato é observada na porção leste da área estudada, onde os solos mais arenosos do Bairro, com maior permeabilidade, contribuem para que os contaminantes superficiais sejam lixiviados com mais facilidade até o lençol, conseqüentemente elevando as concentrações de NO_3^- e Cl^- das águas desta zona.

Concentrações de cloreto, particularmente diferenciadas nas duas amostragens, são observados nos poços NBE-03, NBE-05, NBE-08, NBE-10, NBE-13, NBE-14, NBE-20, NBT-01 e NBT-06, enquanto que maiores alterações de nitrato são observadas nos poços NBE-03, NBE-05, NBE-10, NBE-12, NBE-14 e NBE-20. Observa-se ainda que em quase todos os pontos amostrados, nas diferentes épocas, o cloreto e nitrato seguiram um mesmo padrão, se reduzindo ou aumentando conjuntamente nas amostras.

Como a principal fonte de Cl^- no solo e na água subterrânea é decorrente de atividades antrópicas (salvo em áreas costeiras com intrusão marinha ou em sedimentos de depósitos onde outrora houve contato com água salgada), sua variação nas amostras é função do tipo dos despejos realizados nas fossas próximas aos poços. A Figura 5.12 mostra as isolinhas de concentrações de cloreto na área estudada.

O poço NBE-10, que apresentou elevada concentração de íon Cloreto, 171,41 mg/L em 2000 e diminuiu para 50,10 mg/L em 2005, decréscimo similar ao de nitrato, que pelo mesmo motivo, teve redução em razão da desativação de uma sorveteria em suas imediações.

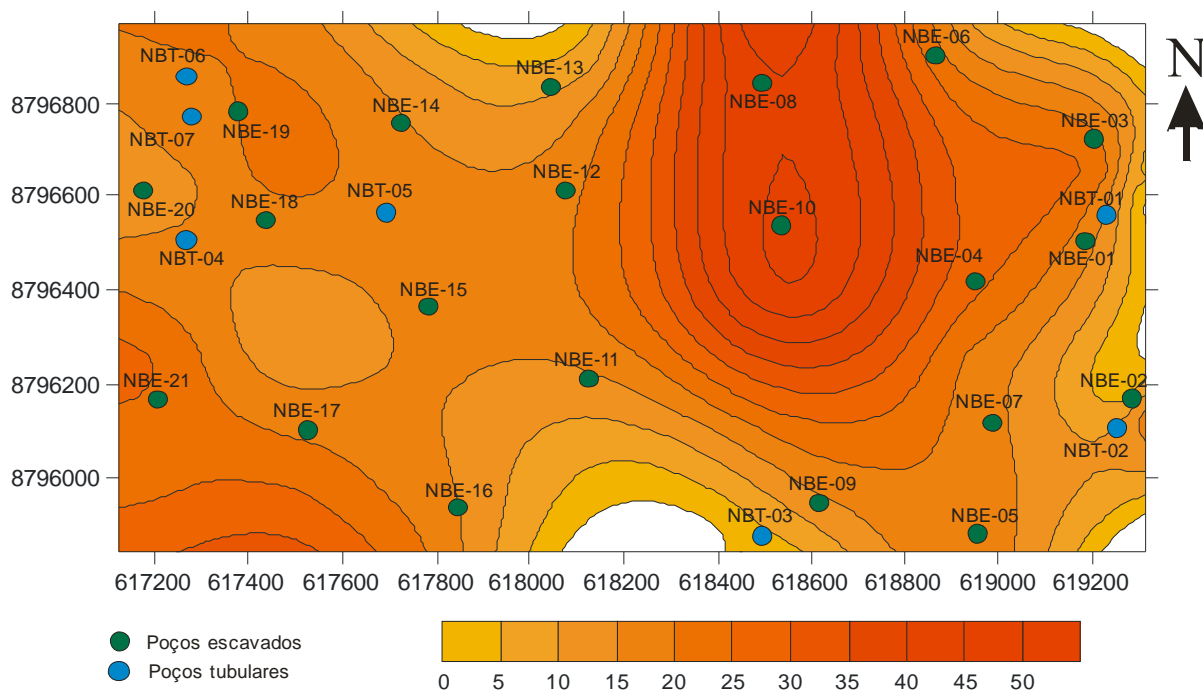


Figura 5.12: Mapa de isolinhas de concentração de cloreto (em mg/L) no Bairro Nova Brasília em novembro de 2005.

Os dados físico-químicos obtidos mostram que houve inversões significativas na relação $N-NO_3^-/Cl^-$ nas amostragens efetuadas em 2000 e 2005 nos poços amazonas NBE-05, NBE-08, NBE-11 e NBE-12 e que existe uma tendência de diminuição de nitratos em relação aos cloretos nestes pontos.

Se for considerado que os íons nitrato e cloreto não são adsorvidos pelas partículas de solo e que suas velocidades de diluição e propagação através do fluxo subterrâneo são iguais, segundo Legault, Lebedin e Stewart (2002), então é de esperar que suas concentrações nas amostras analisadas sejam também aproximadamente iguais (razão $NO_3^- - N/Cl^-$ igual a 1).

Com base nesta relação, pode-se caracterizar zonas do aquífero onde provavelmente está ocorrendo nitrificação ou desnitrificação, pois apenas os valores de nitrato serão afetados neste processo.

Portanto, onde os dados são suficientes, é razoável afirmar que está ocorrendo denitrificação nos pontos NBE-3, NBE-6, NBE-15 e NBT-2, pois a relação $N-NO_3^-/Cl^-$ é maior que 1, conforme se observa nas tabelas 5.2 e 5.3.

Tabela 5.2: Razão entre cloreto e nitrato nos poços amazonas.

ANO	POÇOS AMAZONAS														
	03	05	06	08	10	11	12	13	14	15	16	17	19	20	21
2000	1,7	1,2	1,7	3,4	0,3	1,1	2,6	0,6	0,3	1,6	1,0	0,5	0,2	0,4	0,05
2005	2,7	0,9	1,3	0,3	0,4	0,5	0,7	0,9	0,01	1,1	1,0	0,5	0,1	0,3	0,01

Tabela 5.3: Razão entre cloreto e nitrato nos poços tubulares.

ANO	POÇOS TUBULARES		
	02	04	05
2000	2,65	0,18	1,09
2005	1,81	0,16	0,97

Verificou-se que as concentrações de nitrato nas águas subterrâneas estudadas não têm como fator principal o aporte atmosférico, em razão de que em diversos lugares do mundo as concentrações de nitrato em águas de chuva não são muito diferentes das regiões mais antropizadas da Amazônia, como por exemplo, os resultados obtidos nos estudos de Rogora e Mosello (2007), Mazloum (2005), Marques et al. (2006), Lara et al. (2001) e Lara et al. (2005) apud Andreae et al., 2001.

Em Rondônia, onde o uso do fogo como procedimento de manejo da agropecuária ainda é bastante utilizado, Lara et al. (2001) encontraram deposição de $5,7 \text{ Kg.N.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$, praticamente os mesmos valores encontrados no Estado de São Paulo ($5,6 \text{ Kg.N.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$), muito superior aos $2,9 \text{ Kg.N.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$ encontrado em regiões mais preservadas da Amazônia.

Coclui-se portanto, que as fossas são as principais fontes de nitratos na água subterrânea local.

5.2.1. Oxigênio Dissolvido (OD)

O oxigênio, quando em subsuperfície, é consumido pelas raízes das plantas, microorganismos e em menor quantidade, pelas reações de oxidação dos compostos inorgânicos (JURY et al., 1991; apud VARNIER, 2007).

A concentração de oxigênio dissolvido (OD), segundo Souza e Foresti (1999), é um dos fatores que afeta o processo de denitrificação. Altas concentrações de OD favorecem a estabilização do NO_3^- e as baixas concentrações ($< 1 \text{ mg.L}^{-1}$) contribuem para a sua redução.

Não foram observadas grandes variações nas concentrações de OD nas águas amostradas dos poços amazonas em 2000 (Figura 5.13) ou nos poços tubulares em 2005 (Figura 5.14) comparativamente aos períodos de chuva e estiagem na região.

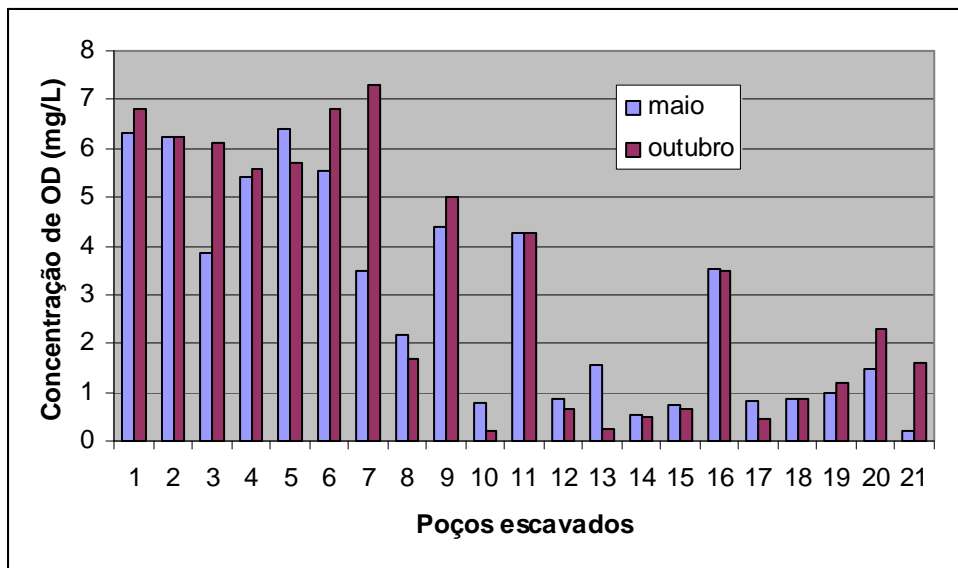


Figura 5.13: Variações de OD em poços escavados no ano de 2000.

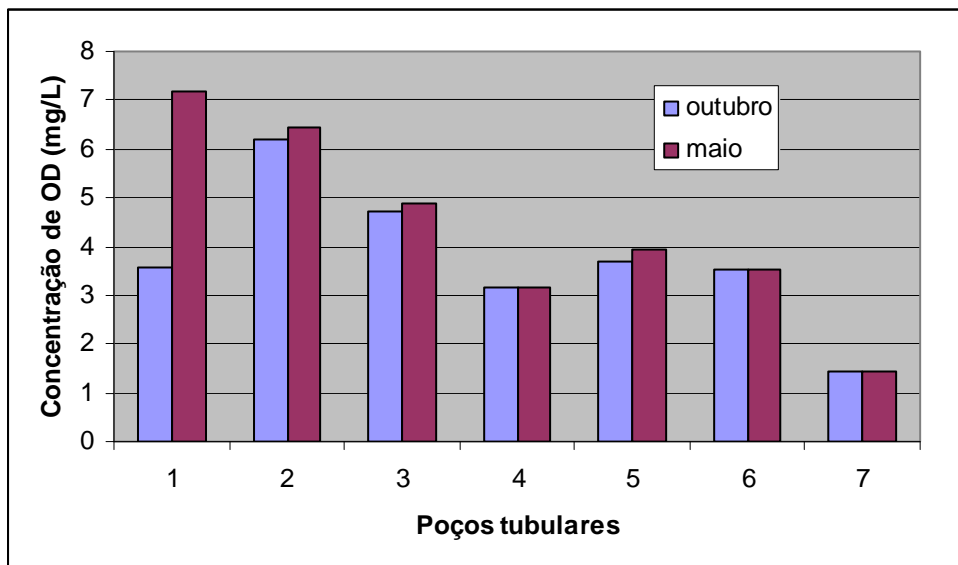


Figura 5.14: Concentrações de OD em poços tubulares em novembro de 2005 e maio de 2006.

Verifica-se na Figura 5.13 uma pequena tendência de redução do OD no período chuvoso de 2000, com as maiores variações nos pontos NBE- 03, NBE- 07, NBE-13 e NBE-21.

Numa comparação entre os valores médios de OD encontrados em 2000 e 2005 (figura 5.15) é verificada uma diminuição de concentração deste parâmetro no aquífero, especialmente nos poços amazonas 2, 3, 4, 5, 6, 9, 11 e 16, que são mais profundos e se situam na parte mais alta do Bairro.

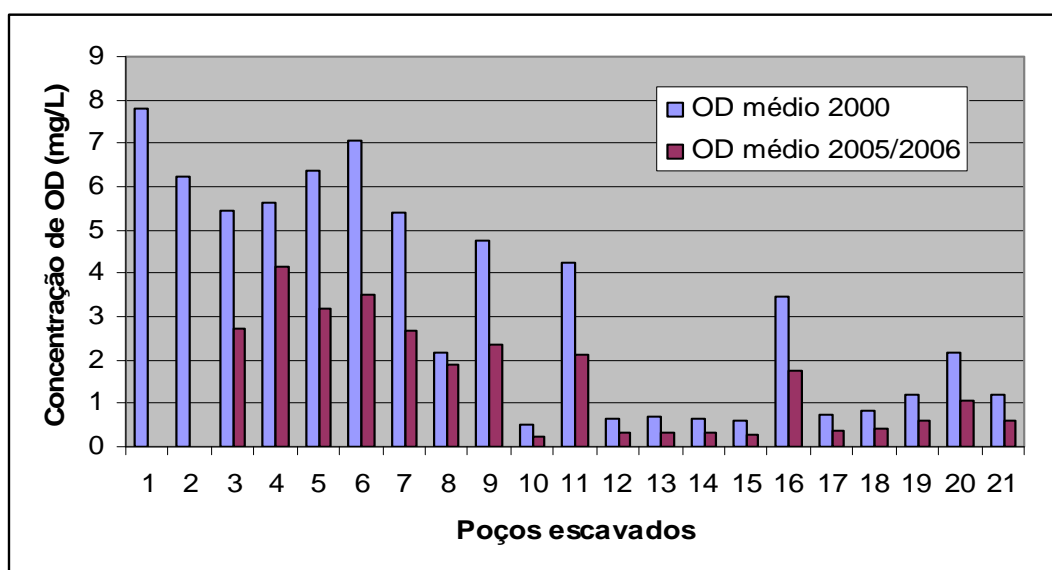


Figura 5.15: Comparação de variação média de OD nos poços amazonas entre 2000 e 2005/2006.

Os baixos valores médios de OD nos poços 10, 12, 13, 14, 15, 17, 18, 19 e 21 (menores que $1,0 \text{ mg.L}^{-1}$) nos dois períodos de coletas, indicam nesta zona de pouca profundidade do NA, um ambiente anaeróbico, portanto, facilitador do processo de desnitrificação, pois as bactérias desnitrificadoras tendem a utilizar o oxigênio presente no NO_3^- como alternativa ao O_2 livre, reduzindo o nitrato a NO_2^- .

Se na análise do ambiente fosse levado em consideração apenas o teor de oxigênio dissolvido, poderia afirmar-se de imediato que prevalecem no aquífero, zonas de oxidação. Entretanto, as observações de Stumm e Morgan (1970), Brownlow (1979) e Faure (1991), sugerem que o teor de O_2 dissolvido não é um parâmetro suficientemente adequado para definir se o ambiente é oxidante ou redutor.

A variação de OD nos poços tubulares foi muito pequena, exceto no NBT-01. Não foi possível a medição de OD no ponto NBT-07, pois não houve possibilidade de acesso à boca do poço.

5.2.2. pH

A reação de ionização da água pode ser representada pelo esquema abaixo:



Considerando a reação a 25°C, a constante de equilíbrio é dada como:

$$K = [\text{H}^+] [\text{OH}^-] = 10^{-14} \quad (\text{equação 5.2})$$

Disso se observa que para uma água pura, $[\text{H}^+] = [\text{OH}^-]$, quando o pH será igual a 7 e pela consideração acima, ele é considerado neutro.

O pH medido nos poços em 2005 e 2006 (mínimo de 3,86 e máximo de 6,47 com média de 4,30) não apresentou grandes variações em relação às medições verificadas no mesmo período do ano de 2000 (mínimo de 3,69 e máximo de 6,64 com média de 4,74). As amostras revelam águas ácidas, sendo que as medidas de pH superiores a 6,0 podem ser devido às condições higiênicas dos poços, que permitem a entrada direta de água contendo sabão, que eleva a alcalinidade da água.

É comum o pH apresentar variações a cada medida realizada, sobretudo por conta do caráter dinâmico das águas subterrâneas, notadamente dos aquíferos livres de pouca profundidade, localizados em regiões de alta precipitação pluviométrica, como é o caso de Ji-Paraná, como se vê na Figura 5.16.

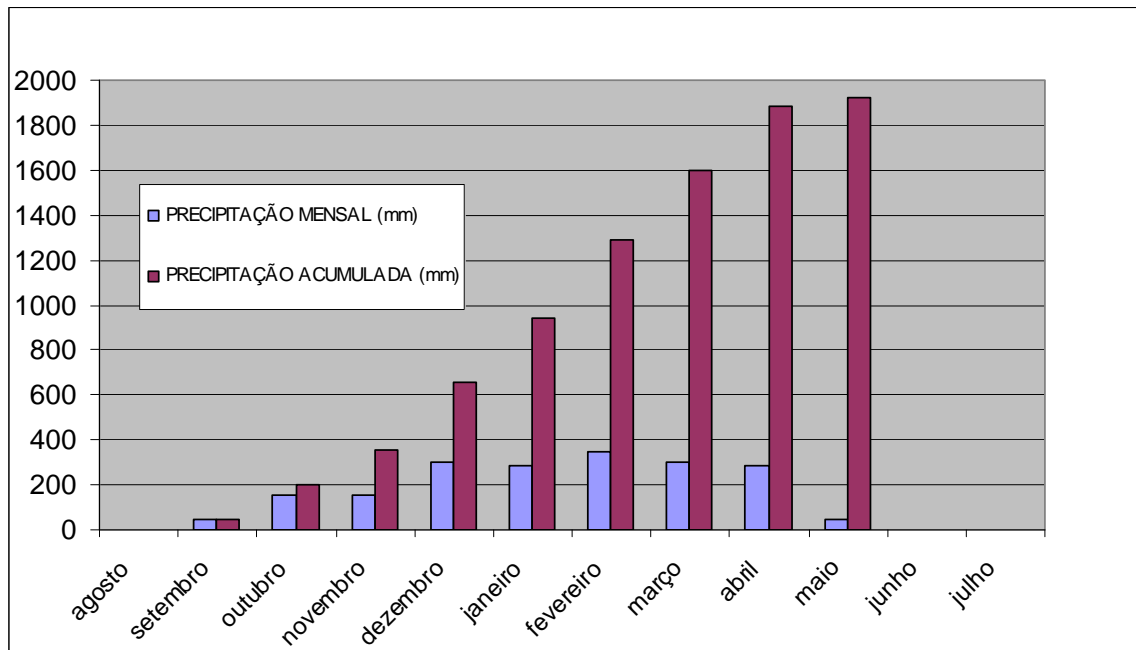


Figura 5.16: Precipitação mensal e acumulada no Bairro Nova Brasília entre agosto de 2005 e julho de 2006.

As figuras 5.17 e 5.18 apresentam medidas do pH efetuadas em novembro de 2005 e maio de 2006, respectivamente, início e final da época chuvosa na região, onde se observa que existem variações significativas nestes valores. Isso se deve a influência das reações bio-físico-químicas que ocorrem no aquífero, principalmente a nitrificação, entre outros fatores.

Em novembro de 2005 estes valores foram em média 4,65 e no final das chuvas de 2006 de 5,35. Portanto, coerentes com os valores de alcalinidade (onde preponderaram os valores de HCO_3^-) encontrados em 2000 (Apêndice B).

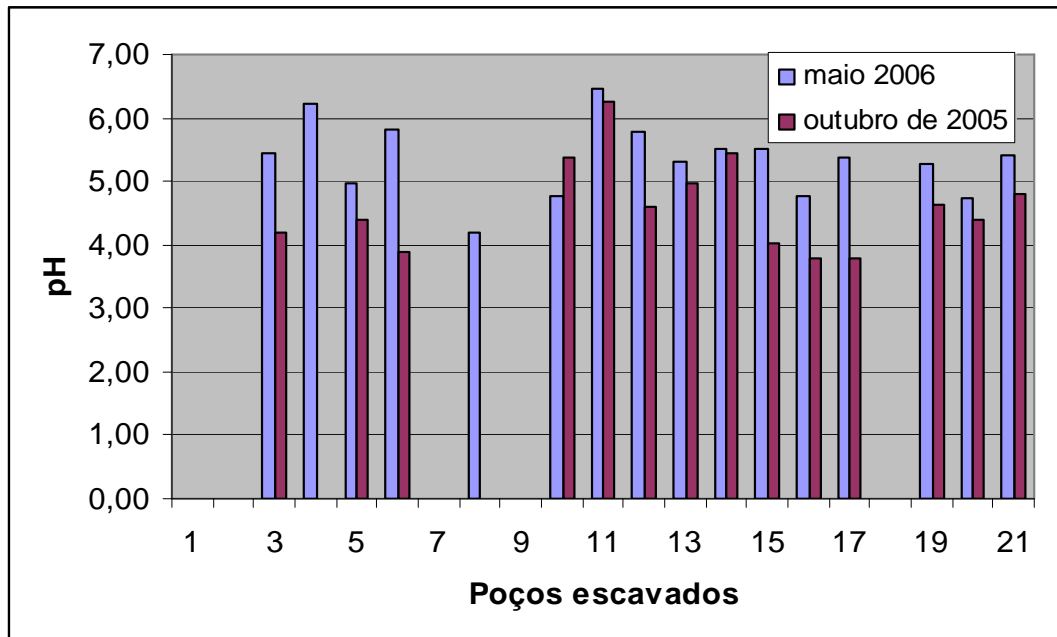


Figura 5.17: Variações sazonais de pH em poços amazonas amostradas do Bairro Nova Brasília.

Observa-se que os valores de pH são fortemente influenciados pela recarga, pois apresentam valores superiores no período das chuvas locais, quando está ocorrendo a elevação do nível d'água do aquífero. Esta elevação do NA provoca uma diluição dos contaminantes (principalmente NO_3^- e Cl^-) localizados na zona não-saturada, provenientes das fossas, que em maiores concentrações no aquífero, reduzem o pH das amostras.

Inversamente, na estiagem, o NA ao se rebaixar é desconectado da frente de contaminação, as concentrações de NO_3^- e Cl^- são reduzidas nas águas do aquífero e o pH se eleva.

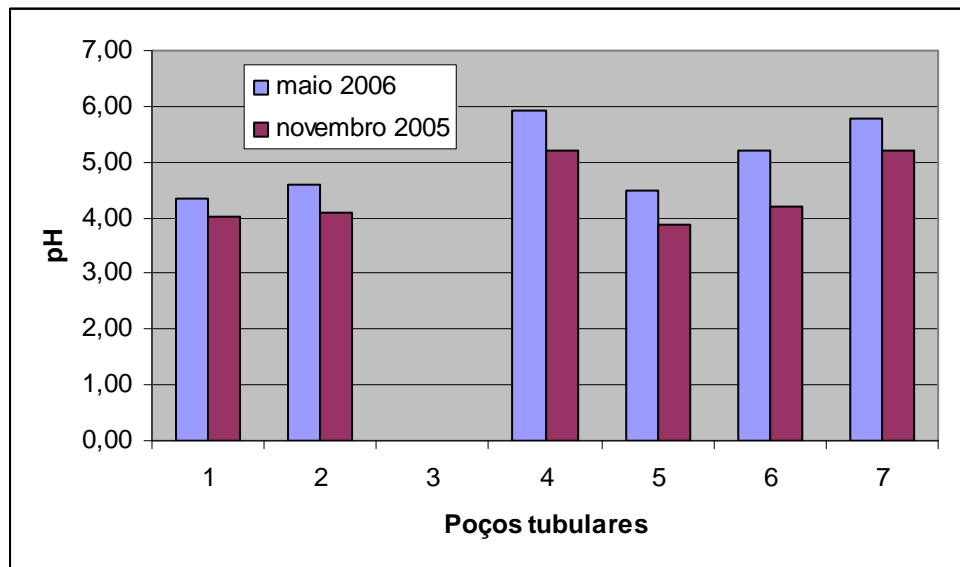


Figura 5.18: Variações sazonais de pH em poços tubulares amostrados no Bairro Nova Brasília.

5.2.3. Condutividade

As medidas de condutividade das águas, realizada “in situ”, variaram de 44,9 a 679 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ nos poços amazonas (Figura 5.19). Valores relativamente altos de condutividade foram encontrados no poço NBE-06 e NBE-08, no período final das chuvas.

Os maiores valores de condutividade no início do período chuvoso foram verificados nos poços NBE-10 e NBE-12.

De forma geral é observada a elevação de condutividade no período final das chuvas, em maio de 2006 para os poços amazonas e pequena variação de condutividade nestes poços durante o início da estação chuvosa.

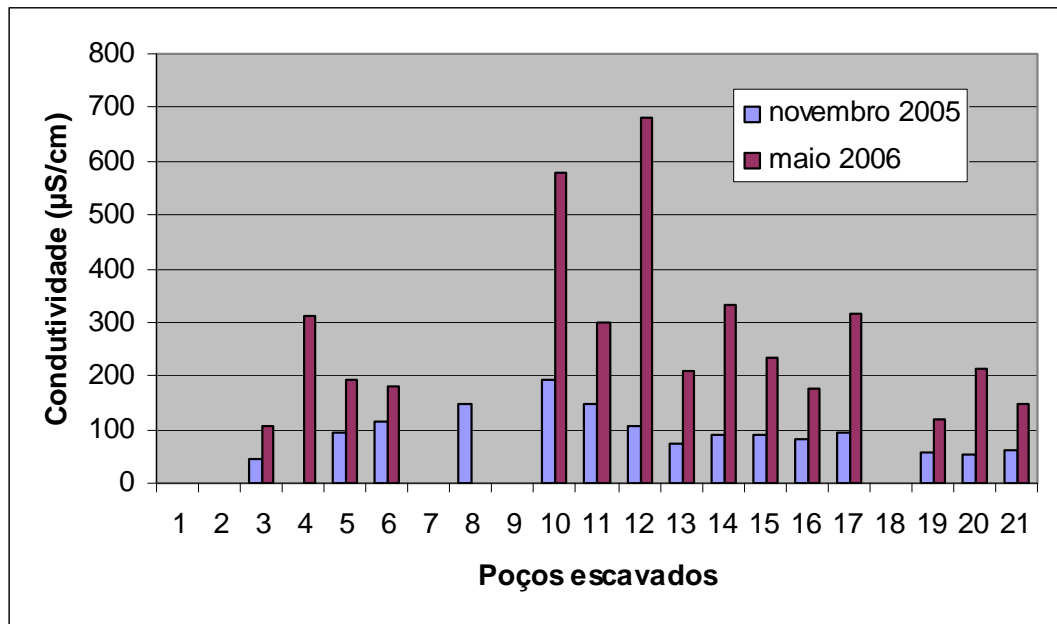


Figura 5.19: Condutividade ($\mu\text{S/cm}$) de poços amazonas em novembro 2005 e maio 2006.

Nos poços tubulares a condutividade variou de 37,4 a 200 $\mu\text{S.cm}^{-1}$ (figura 5.20) no mês de novembro de 2005 e de 130 a 239 $\mu\text{S.cm}^{-1}$ no mês de maio de 2006. Observa-se uma redução proporcional em todos os poços no mês de novembro.

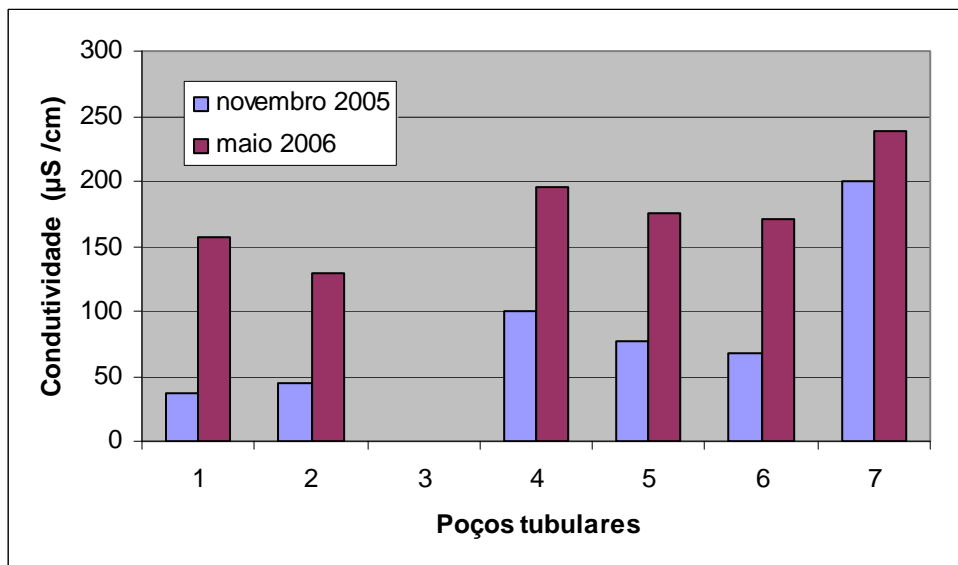


Figura 5.20: Condutividade ($\mu\text{S/cm}$) dos poços tubulares em novembro de 2005 e maio 2006.

As figuras 5.19 e 5.20 indicam que durante o rebaixamento do aquífero (período de descarga) ocorre uma maior concentração dos íons em solução o que provoca o aumento de condutividade das águas analisadas.

Uma boa correlação é obtida entre condutividade e concentrações de nitrato e principalmente com o cloreto nos poços analisados. Exceto nos poços NBE-14, NBE-19 e NBE-21 as concentrações de Nitrato são maiores que as de cloreto (Figura 5.21).

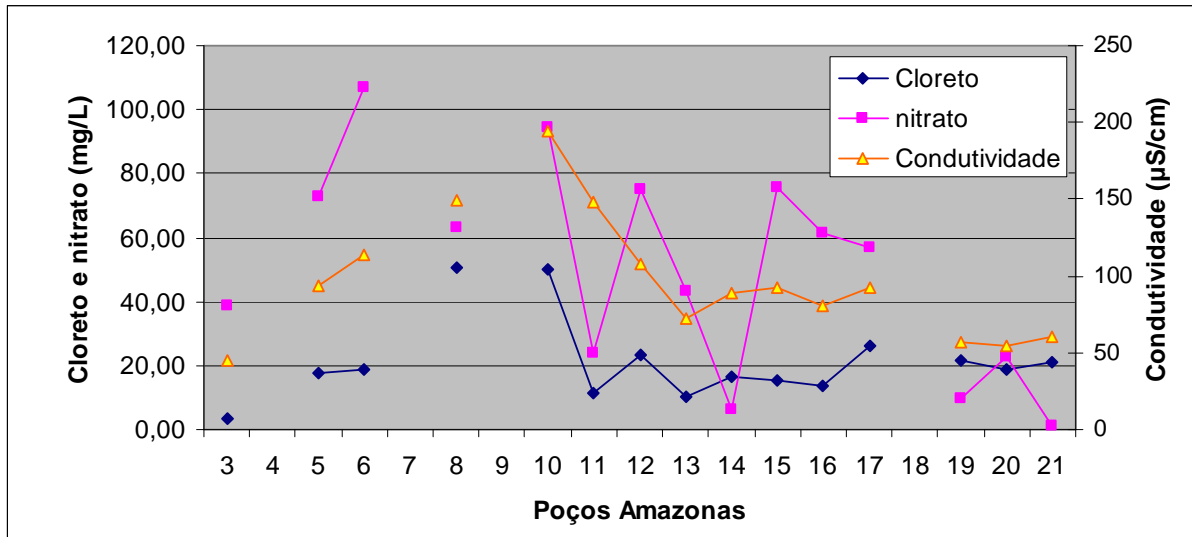


Figura 5.21: Correlação entre nitrato (mg/L), cloreto (mg/L) e condutividade (μ S/cm) nos poços amazonas em novembro de 2005.

No poço NBE-14, figura anterior, com baixas concentrações de cloreto e nitrato, a condutividade elétrica parece ser influenciada pelas cargas de sulfato, sódio, potássio e cálcio. Da mesma forma, as maiores influências na condutividade do poço NBE-21 parecem ser do sódio e cálcio que se apresentaram em maiores concentrações, como pode ser visto no Apêndice D.

A boa correlação de nitrato e cloreto com a condutividade elétrica também pode ser observada nas amostragens efetuadas em maio de 2006 (Figura 5.22).

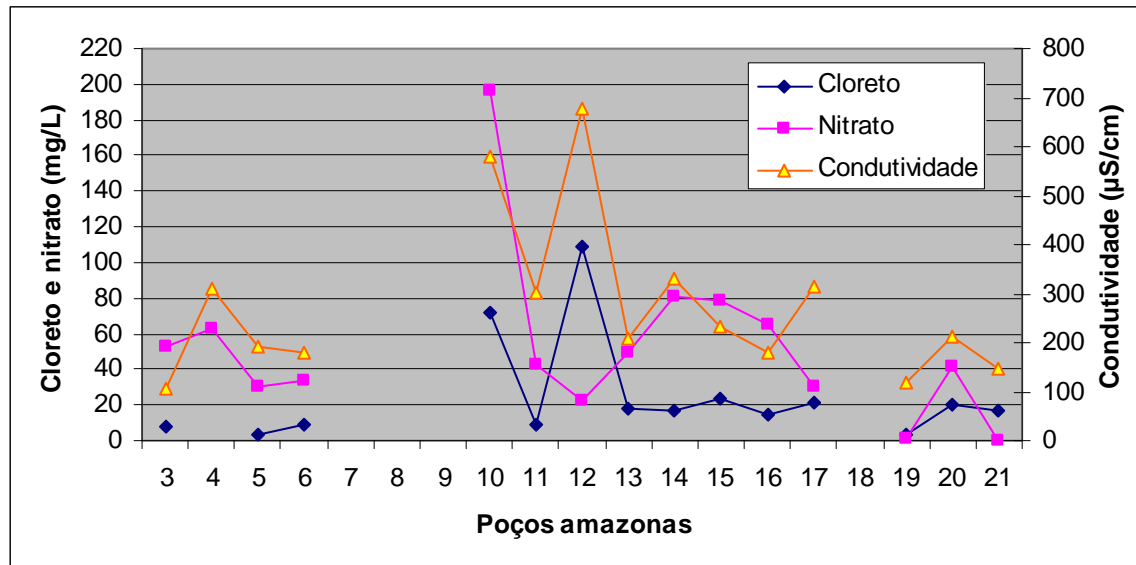


Figura 5.22: Correlação entre nitrato (mg/L), cloreto (mg/L) e condutividade (μ S/cm) nos poços amazons em maio de 2006.

Numa comparação dos valores de condutividade obtidos nas diferentes épocas, percebe-se uma elevação substancial deste parâmetro na época de maior pluviosidade na região.

Como em ambas as figuras anteriormente apresentadas podem ser observados que os íons nitrato e cloreto influenciam fortemente a condutividade das águas analisadas, as relações condutividade/ Cl^- e condutividade/ NO_3^- podem ser utilizadas como boas indicações de anomalias de qualidade das águas subterrâneas analisadas.

A Figura 5.23 fornece uma visão espacial da condutividade das águas analisadas no Bairro Nova Brasília.

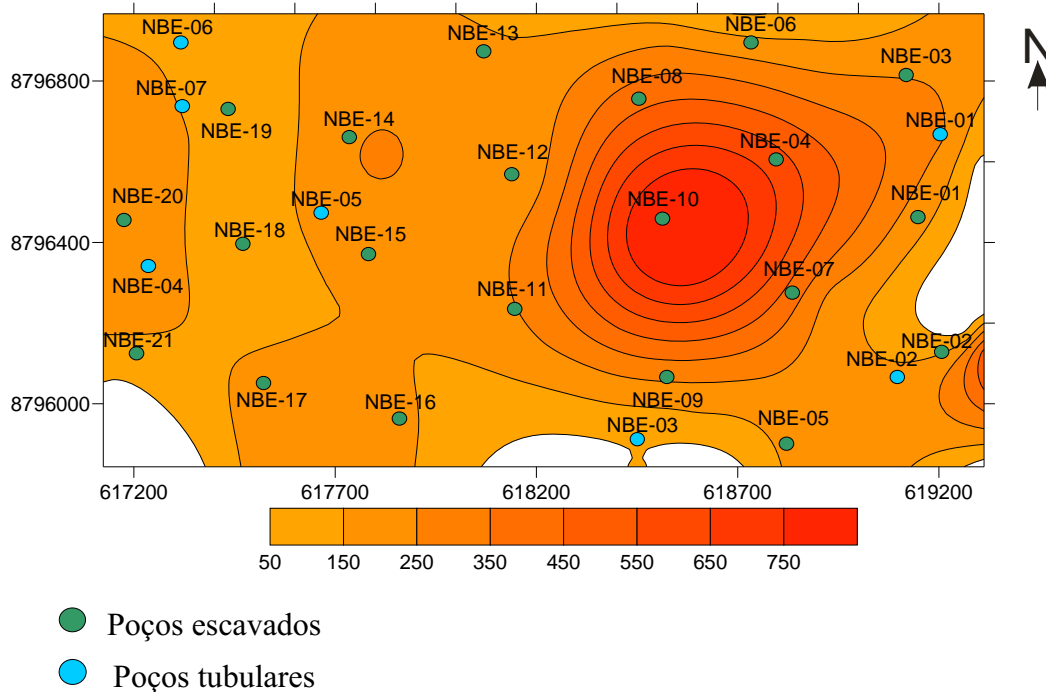


Figura 5.23: Mapa de isolinhas de condutividade elétrica ($\mu\text{S/cm}$) das águas da área estudada.

5.2.4. Eh

O potencial de oxi-redução (Eh) determina a característica do ambiente quanto à fugacidade de oxigênio (reduztor/oxidante), que controla inúmeros processos químicos que ocorrem na natureza.

Os valores encontrados para o Eh no período chuvoso foram significativamente mais elevados do que os verificados no período de estiagem, com nítida influência de dissolução de contaminantes para estes valores.

Diferenças mais acentuadas para este parâmetro, no período de estiagem e chuvas na região, são observados nos poços NBE-04, NBE-10, NBE-12, NBE-14 e NBE-21, com valores variando de 104 a 920 mV no verão e de 137 a 770 mV no período chuvoso (Figura 5.24).

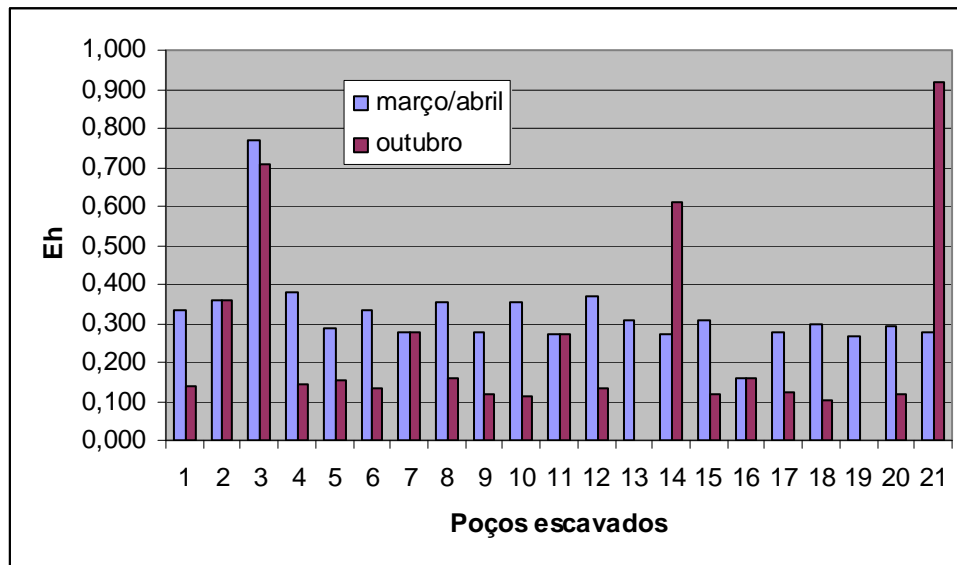


Figura 5.24: Sazonalidade do potencial redox (Eh) nos poços amazonas amostrados em março/abril e outubro de 2000.

Os valores médios do Eh medidos em 2000 foram utilizados no Diagrama de Krauskopf (1972), para juntamente com o Ph médio obtido no mesmo ano, fazer a caracterização do ambiente, que se revelou, no geral, como ambiente medianamente redutor-ácido, conforme se vê na Figura 5.25.

Não foi possível determinar o parâmetro Eh no ano de 2005 e 2006 por não se dispor do equipamento necessário na ocasião.

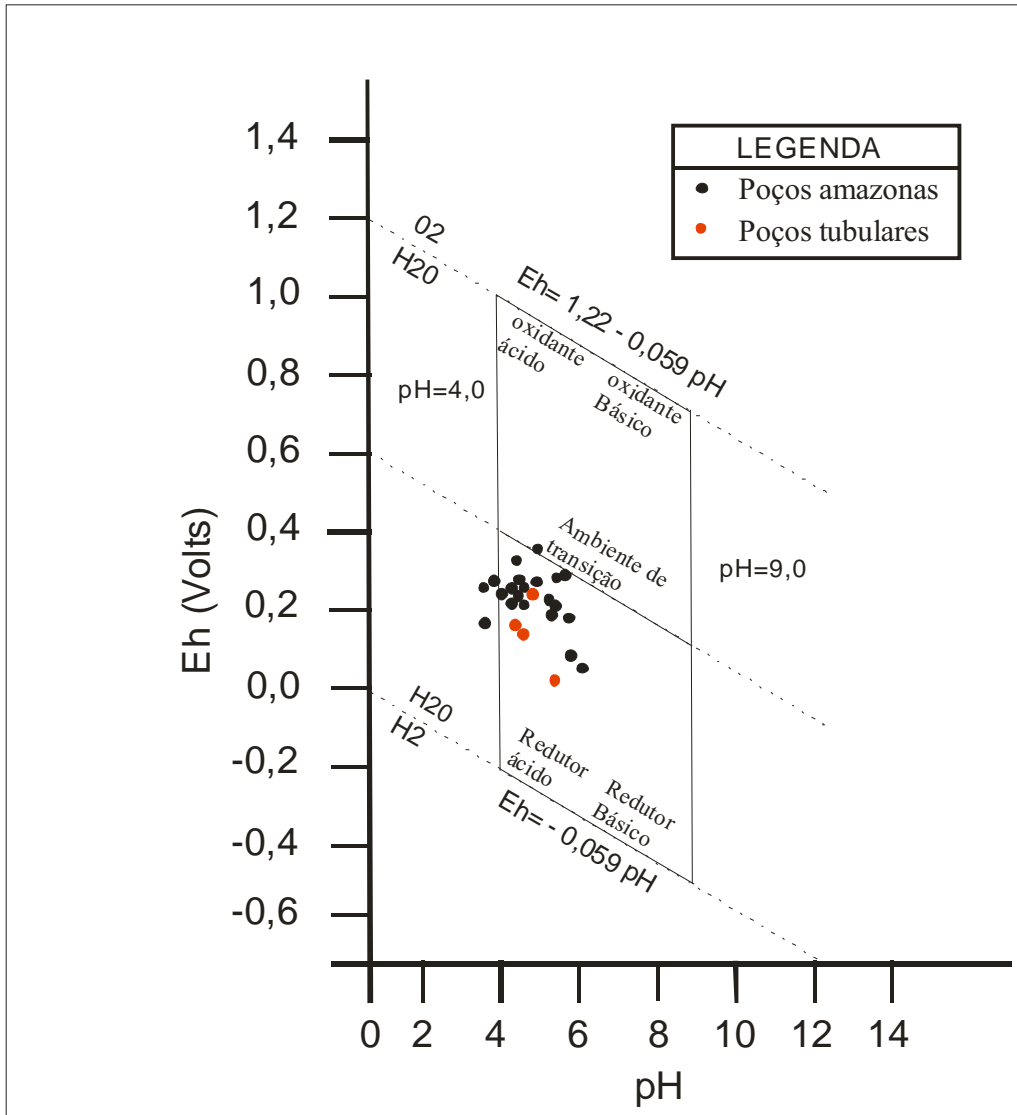


Figura 5.25: Diagrama Eh-pH de Krauskopf para o aquífero estudado.

5.3. Análises microbiológicas

Todos os poços analisados apresentaram contagens para coliformes totais e apenas dois não apresentaram contagens para coliformes fecais (Tabela 5.4). Com exceção de alguns poços que se apresentam em condições higiênicas inadequadas, com intrusão de águas superficiais, pode-se concluir através da análise deste parâmetro, que existe um trânsito de bactérias através do aquífero. Essa afirmação é feita com base nos poços, que apesar de bem protegidos da entrada de contaminantes por selo sanitário, apresentaram bactérias coliformes nas análises.

É importante ressaltar que a Portaria 518, de 25 de março de 2004, estabelece que não deve haver presença de bactérias do grupo coliforme em amostras de 100 mL de água para consumo humano. Portanto, todas as amostras analisadas são consideradas impróprias ao uso sem um tratamento prévio.

Tabela 5.4: Resultados bacteriológicos dos poços do Bairro Nova Brasília.

AMOSTRA	PROFUNDIDADE (m)	DATA	COLIFORMES TOTAIS NMP/100ml	COLIFORMES FECAIS NMP/100ml
NBE-15	8,00	09/08/2006	1609	6
NBE-05	16,80	09/08/2006	46	S/C
NBE-20	9,50	09/08/2006	34	6
NBT-05	18,00	09/08/2006	1609	7
NBT-01	35,00	09/08/2006	2	S/C
NBE-22	18,00	29/08/2006	14	8
NBT-04	36,00	29/08/2006	2	S/C
NBE-16	10,53	29/08/2006	14	11
NBE-14	5,00	29/08/2006	17	14
NBE-13	5,00	29/08/2006	17	11
NBT-07	13,50	13/09/2006	17	14
NBE-12	9,00	13/09/2006	11	9
NBE-04	11,50	13/09/2006	9	7
NBE-09	13,50	13/09/2006	14	8

NMP: Número Mais Provável

S/C: Sem Crescimento

Observa-se na tabela 5.4 que o poço NBE-15 e o poço NBT-05 apresentaram as maiores contagens de Coliformes totais, em razão de suas péssimas condições higiênicas. Inclusive a presença de baratas, encontradas no poço NBE-15, certamente contribui para o aumento de bactérias na água e conseqüentemente a possibilidade de doenças.

Aliás, cuidados higiênicos são rotineiramente negligenciados nas construções de poços cacimba, como se observa na Figura 5.26 (poço NBE-15), a entrada de águas superficiais, caracterizada pelas manchas escuras na sua parede. Estas manchas são resultantes de águas com alta concentração de matéria orgânica.



Figura 5.26: Foto do interior do poço NBE-15.

O poço NBE-20 (Figura 5.27), apesar de ser totalmente revestido por manilhas, não possui laje de proteção sanitária e está localizado num jardim próximo a um canil. Como a concentração de nitrato neste poço está abaixo do VMP, provavelmente a presença de bactérias se deve a contaminação por fezes de cães.



Figura 5.27: Foto do poço NBE-20.

O poço NBT-05 (Figura 5.28), além da pouca profundidade (18 m) e de não possuir laje de proteção sanitária adequada, está localizado a menos de 4 m de uma fossa. Apesar de não haver informações sobre seu sistema construtivo, suspeita-se que também não tenham sido utilizados os procedimentos técnicos construtivos necessários, como o selamento do poço.



Figura 5.28: Foto do poço tubular NBT-05.

O grande número de bactérias do grupo coliformes, indicativas de contaminação por fezes animais, encontradas nos poços NBE-15 e NBT-05 sugerem a possibilidade de trânsito de bactérias patogênicas e vírus no aquífero, cujas presenças poderiam ser detectada através de uma análise mais específica.

Portanto, se for adotada a recomendação da União Européia ou o Decreto 32.955/91 do Estado de São Paulo como critério para utilização destas águas, não existiriam poços amazonas na área em foco que pudessem ser considerados seguros quanto à migração de bactérias ou vírus.

Diante das considerações acima, não se pode ter como segura a extração de águas subterrâneas de poços localizados em zona urbana densamente povoada, onde as dimensões dos terrenos têm áreas em torno de 300 m² e desprovidos de rede de esgoto.

As distâncias dos poços relativamente próximos às fossas (entre 10 a 35 m), tornam potencialmente perigosa a ingestão destas águas, principalmente os de profundidades inferiores a 10 m.

O nível d'água medidos nos poços ao longo do ano pode chegar a poucos centímetros de profundidade no final da época chuvosa (0,65 m em março no poço NBE-21). Isso facilita os processos de contaminação das águas subterrâneas.

Nesse aspecto, particularmente os poços NBE-17, NBE-19 e NBE-21, são extremamente vulneráveis pela pouca profundidade e nível d'água quase aflorando à superfície, estando mais sujeitos a contaminação por águas que percolam da superfície.

De acordo com os resultados obtidos nas análises bacteriológicas, não é possível estabelecer uma distância sanitária segura entre poços e fossas, em razão da pouca profundidade do NA e da textura arenosa que prevalece no aquífero. Além disso, a presença de horizontes de cascalho mais grosseiros existentes em alguns pontos facilitam o transporte subsuperficial de microorganismos, como se observa na Figura 5.29.

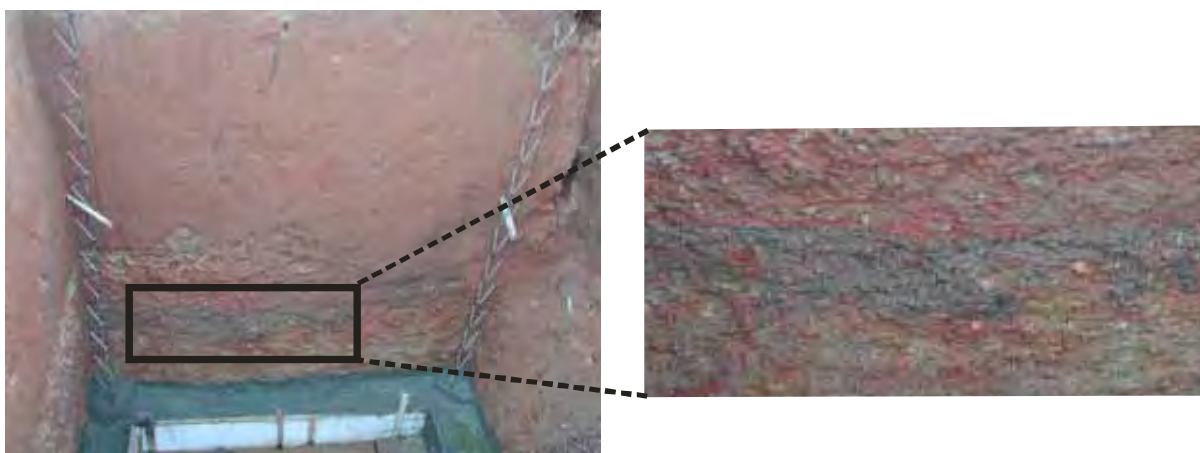


Figura 5.29: Foto com detalhe de transporte de chorume de fossa.

A fossa negra em construção (figura anterior), mostra no detalhe, a migração de chorume de outra fossa antiga e desativada, situada a aproximadamente 1,5 m de distância (à direita na figura), onde se percebe o movimento preferencial horizontalizado do chorume na camada de cascalho.

5.4. Levantamentos geoeletricos

5.4.1. SEVs

As dez SEVs realizadas na área estudada visaram caracterizar a litologia local através de um padrão de variações geoeletricas verticais, buscando definir o topo rochoso, a zona saturada e possíveis áreas impactadas por carga iônica relacionadas à pluma de contaminação provenientes das fossas instaladas na região, que se relacionam a anomalias de baixa resistividade.

Foram efetuadas 10 sondagens elétricas na área, representadas na figura 5.30 que fornece uma visão da distribuição espacial do conjunto, indicando a direção e permitindo a comparação entre as aberturas máximas dos eletrodos. A SEV 5 teve a maior abertura de eletrodos AB (300 m) e a menor na SEV 1 (60 m).

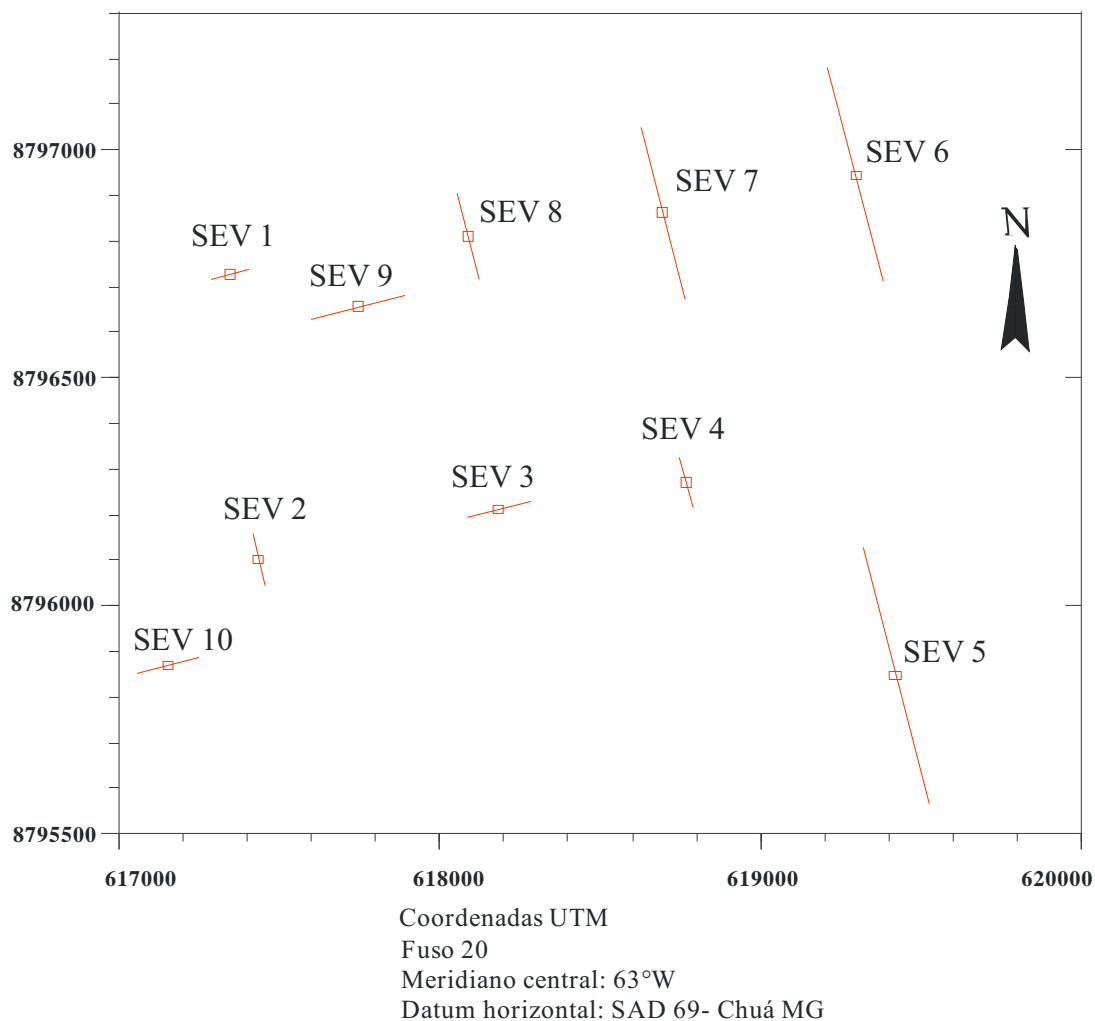


Figura 5.30: Mapa de localização das sondagens elétricas efetuadas mostrando a abertura AB e o azimute.

Apesar de existirem alguns poços tubulares no Bairro, apenas dois com descrição geológica (Anexos A e B) foram encontrados. Um localizado a aproximadamente 100 m da SEV 4 e o outro a aproximadamente 250 m da SEV 1.

Os perfis de poços amazonas e as escavações para construção de galerias de esgoto na área estudada se constituíram em suporte valioso na modelagem dos ensaios geofísicos, ao exporem algumas características da litoestratigrafia local. Isso permitiu sanar algumas das dificuldades inicialmente encontradas na interpretação geoeétrica, pela já exposta, carência de estudos geológicos na área.

As SEVs foram localizadas em linha paralela aos caminhamentos, exceto a SEV 9 que foi executada sobre o caminhamento da Rua São Paulo. Apesar disso, os resultados obtidos nas sondagens e no caminhamento, foram considerados bastante coerentes. A distância entre as SEVs e as linhas de caminhamento foi de aproximadamente 100 m, sendo que a SEV 5 distou 200 m da linha São Luiz.

No Apêndice E podem ser vistos todos os modelos de SEV processados, obtidos dos ensaios efetuados no Bairro Nova Brasília.

Altos valores de resistividade em algumas camadas geoeétricas sugerem a presença de lentes ou corpos lateríticos, conforme se detectou em escavações efetuadas na área estudada, refletindo principalmente na segunda camada da SEV 1, SEV 3, SEV 5 e SEV 7 e na terceira camada das SEV 5 e SEV 7. Estas estruturas podem ser vistas na Figura 5.31.



Figura 5.31: Foto de bloco de laterita localizado em escavação na Rua Manoel Franco esquina com Rua T-10.

Verifica-se uma boa correlação dos ensaios geoeétricos com os resultados das análises granulométricas dos perfis de poços amazonas, das escavações de fossas, das litofácies mostradas pelas escavações das Ruas Manoel Franco e Jorge Teixeira, além da

descrição litológica do poço da Geonorte (2003) e de informações verbais sobre perfurações de poços tubulares na região.

Na construção do poço NBT-06, por exemplo, a rocha alterada foi encontrada a aproximadamente 20 m de profundidade, sendo que a perfuração prosseguiu até a profundidade de 73 m, com captação de água em fraturas.

O poço NBT-07 está localizado a aproximadamente 80 m da SEV1 e sua perfuração atingiu a rocha alterada a 17 m (sendo esta a profundidade do poço).

O nível d'água detectado pelas sondagens mostrou-se bastante coerente com o mapa potenciométrico elaborado através das medidas efetuadas nos poços amazonas da região.

O mapa potenciométrico é um valioso indicativo de possíveis fluxos de contaminantes. Dessa forma, desempenha papel importante tanto na calibração das SEVs como nas análises de zonas de anomalias condutivas detectadas no imageamento elétrico 2D, que será discutido adiante neste texto.

Apesar das limitações impostas por ruídos, com influências horizontais (ou laterais) na interpretação das SEVs, que podem ser interpretadas erroneamente como variações de resistividade vertical, a técnica se mostrou adequada para os levantamentos, principalmente quando os perfis foram confrontados com os resultados dos imageamentos.

Após o processamento computacional das sondagens, foram obtidos dois conjuntos de modelos geoeletricos: de quatro camadas para a SEV 4, SEV 6 e SEV 9 e de cinco camadas para a SEV 1, SEV 2, SEV 4, SEV 6, SEV 7, SEV 8 e SEV 10. Estes modelos sugerem as seguintes considerações a respeito das camadas geoeletricas:

- Nas SEVs efetuadas (Apêndice F), a primeira camada corresponde primordialmente ao material de cobertura das ruas (material de empréstimo), de composição saibrosa com valores de resistividades bastante variáveis. Essa variação se deu principalmente em função do teor de umidade e matéria orgânica presentes. Os valores de resistividade obtidos para essa camada variou entre 100 e 480 Ω .m.

- A segunda camada corresponde ao material arenoso ou cascalho com areia, que apresentou valores de resistividade variando entre 80 e 2500 Ω .m. Estes valores com discrepâncias significativas, ocorreram provavelmente devido a influência de corpos lateríticos, que elevaram a resistividade na SEV 3 e provavelmente na SEV 1 e SEV 5.

Os baixos valores de resistividades para a segunda camada, observados na SEV 2 (250 Ω .m) e SEV 10 (80 Ω .m), foram influenciados pela presença do NA muito superficial no centro dos arranjos (0,90 m e 1,80 m de profundidade respectivamente da SEV 2 e SEV 10).

- A terceira camada correspondeu, na maioria das SEVs, à zona saturada. Nesta camada, a resistividade também foi muito variável, entre 50 e 1900 $\Omega.m$. Ressalta-se entretanto, que o valor de 1900 $\Omega.m$ corresponde à zona não-saturada da SEV 7.

Os baixos valores de resistividade verificados na zona saturada são creditados à possível presença da carga iônica em solução na água, proveniente das fossas. A profundidade do NA detectado pelas sondagens variou entre 0,90 m e 17,00 m compatíveis com as medições realizadas em poços existentes nas proximidades dos ensaios.

- Na quarta camada a resistividade variou entre 50 $\Omega.m$ (SEV 7) e 800 $\Omega.m$ (SEV 5), podendo o primeiro valor ser associado a presença de pluma de contaminação e o segundo valor correspondendo ao embasamento rochoso alterado.

- As resistividades na quinta camada variaram de 230 $\Omega.m$ na SEV 2 a 800 $\Omega.m$ na SEV 7, indicando o topo rochoso.

Os modelos geoeletricos obtidos das sondagens efetuadas refletem uma litologia bastante heterogênea, caracterizada pela cobertura coluvionar/aluvionar que ocorre na área, além da menor ou maior concentração salina nos solos e nas águas.

É importante notar, que a técnica de sondagem elétrica, apesar do constante desenvolvimento dos equipamentos de campo e softwares interpretativos empregados, possui limitações. Por isso ele fornece uma resistividade aparente de uma determinada camada, que sofre influência de todo o meio geológico circundante e de possíveis contaminantes presentes.

As curvas das sondagens terminam por um ramo ascendente que, na grande maioria têm inclinação próximo de 45°, indicando a presença de um embasamento resistivo representativo da rocha alterada ou rocha sã.

Diante do exposto acima, é proposta uma interpretação das SEVs, organizadas em conjuntos com morfologia que se assemelham, representativas da subsuperfície do Bairro nova Brasília (Tabela 5.5).

Tabela 5.5: Dados obtidos e interpretados pelo conjunto formado pelas SEVs 1, 3, 4, 6 e 8.

Camadas	Profund. (m)	Resistividade ($\Omega.m$)	Interpretação
1	< 1,20	100 - 420	Solo superficial com material de empréstimo cascalhento.
2	1,20 – 3,60	680 – 2500	Estrato predominantemente arenoso insaturado com presença de lateritos.
3	3,60 – 16,80	130 – 400	Estrato predominantemente arenoso saturado
4	16,80 – 35,50	70 - 680	Areia/rocha em decomposição ou fraturada
5	> 35,50	280 - 690	Embasamento rochoso granítico fraturado

5.4.2. Caminhamento elétrico

Os ensaios de caminhamento elétrico efetuado nas ruas São Luiz (Figura 5.32) e São Paulo (Figura 5.33) tiveram como objetivo a construção de um modelo geoeletrico bidimensional (imageamento elétrico 2D), onde as diferentes resistividades pudessem realçar as zonas de possível presença de contaminantes oriundos das fossas (configurando anomalias de baixa resistividade), bem como a sua profundidade e extensão no aquífero.

A possibilidade do caminhamento elétrico em fornecer informações das variações de resistividade lateral em subsuperfície, aliado aos resultados obtidos das análises físico-químicas, permitiu uma boa interpretação das características do aquífero estudado.



Figura 5.32: Foto ilustrativa do ensaio de caminhamento elétrico na Rua São Luiz.



Figura 5.33: Foto ilustrativa do ensaio de caminhamento elétrico na Rua São Paulo.

No procedimento de interpretação dos ensaios, o processo de inversão foi realizado pelo software Res2Dinv que resultou, respectivamente, num erro RMS de 40,1 % para a Rua São Luiz e de 31,7 % para a Rua São Paulo.

Os valores RMS obtidos, relativamente altos, podem ser interpretados de acordo com Bentley e Gharibi (2004), como indicativo de áreas de significativas heterogeneidades, o que é próprio do ambiente de aquífero colúvio-aluvionar da área estudada.

Considera-se ainda que erros RMS altos sejam característicos de ensaios geoeletricos realizados em área urbana, devido à existência de altos níveis de ruído, como linhas de alta tensão, tubos enterrados, etc. Outras possíveis causas do percentual de erro RMS podem ser devido à presença de corpos subsuperficiais lateríticos, que estabelecem um alto contraste de resistividade e das ruas pavimentadas onde o arranjo eletródico teve que cruzar.

Na análise das seções 2D efetuadas, é proposto um modelo interpretativo com base nas seguintes considerações:

- O background de resistividade da região varia de 350 e 800 $\Omega.m$, refletindo a predominância de textura arenosa da área.

- Anomalias de baixa resistividades, valores menores que 60 $\Omega.m$ são consideradas pelo modelo proposto, como de áreas de possibilidade de maiores concentrações iônicas, indicativas de pluma de contaminação ou presença de argilas.

- As resistividades entre 60 e 200 $\Omega.m$ são consideradas áreas de impacto iônico mediano, produzido pela pluma contaminante e entre 200 e 800 $\Omega.m$, caracterizadas como de baixa concentração iônica.

- Resistividades situadas na faixa de 800 a 1000 $\Omega.m$, representam zonas de alteração da rocha granítica.

- Resistividade entre 1000 e 2000 $\Omega.m$ caracterizam zonas de fraturamento e valores acima de 2000 $\Omega.m$ se relacionam à rocha sã.

De acordo com as considerações acima, foram obtidos modelos interpretados 2D dos caminhamentos elétricos efetuados na Rua São Luiz e Rua São Paulo. A este modelo, foram sobrepostas as SEVs obtidas e a indicação de localização do perfil dos poços perfurados pela Geonorte (Anexos A e B), objetivando facilitar a visualização e inferências dos fenômenos hidrogeológicos e de contaminação que ocorrem na aérea. Este modelo apresentado na Figura 5.34, se constitui na base de toda a discussão que se segue:

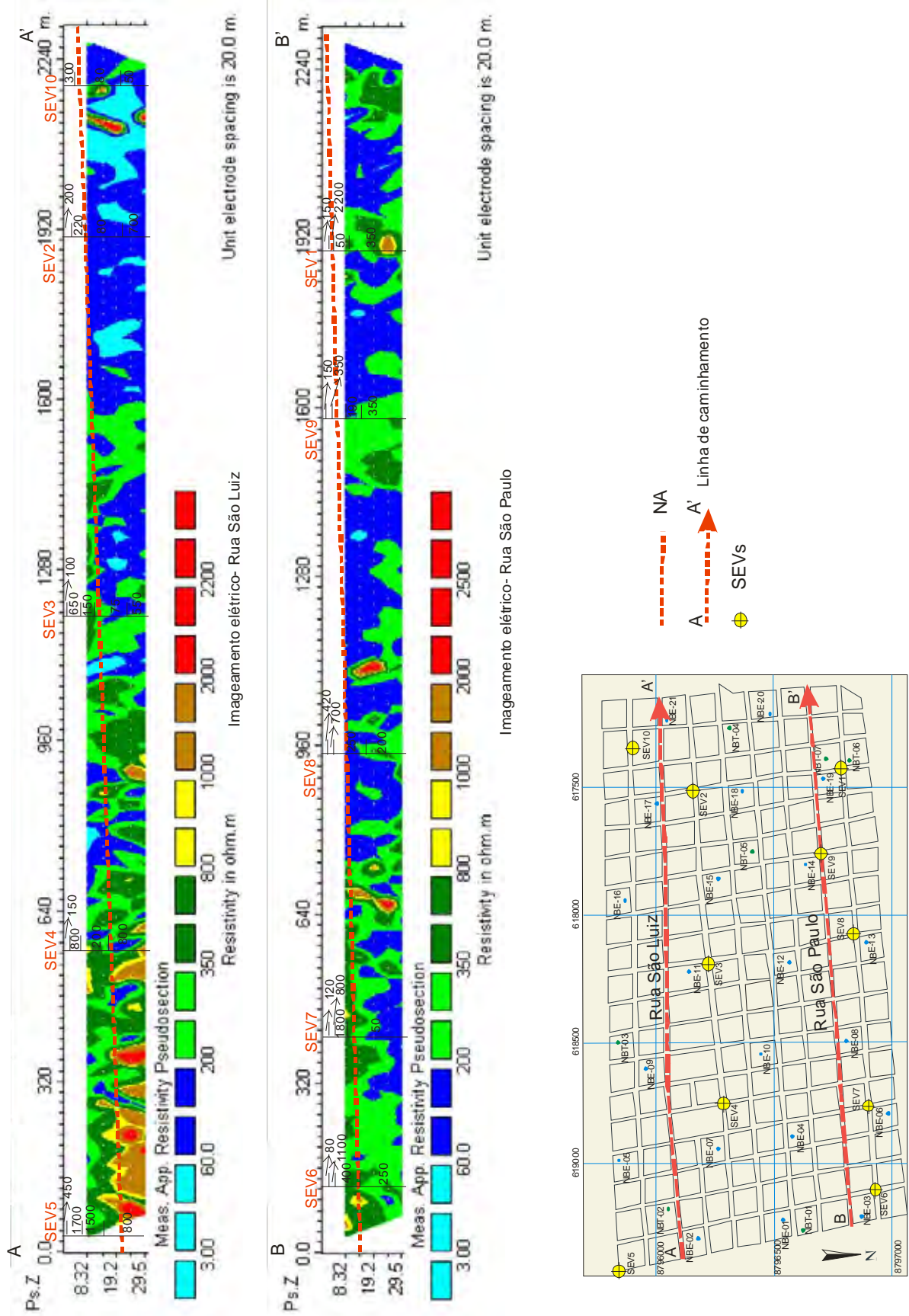


Figura 5.34: Mapa de localização e imageamento elétrico 2D realizados nas ruas São Luiz e São Paulo em Ji-Paraná, RO.

O modelo integrado dos dados geoeletricos, ao ser relacionado com as inúmeras fossas, que são preferencialmente construídas em frente das residências, portanto próximas à linha eletródica, permite as seguintes análises:

- A influência direta das fossas na camada mais superficial da seção, caracteriza-se pelas anomalias de baixas resistividades, inferiores a $60 \Omega.m$, como a observada na Rua São Luiz entre 750 e 800 m, atingindo uma profundidade de aproximadamente 10 m, chegando ao lençol freático. Esta anomalia se correlaciona muito bem com o processo de contaminação, provocado pelo grande volume de dejetos depositados no subsolo pelas fossas de dois condomínios próximos à linha eletródica (figura 5.35).

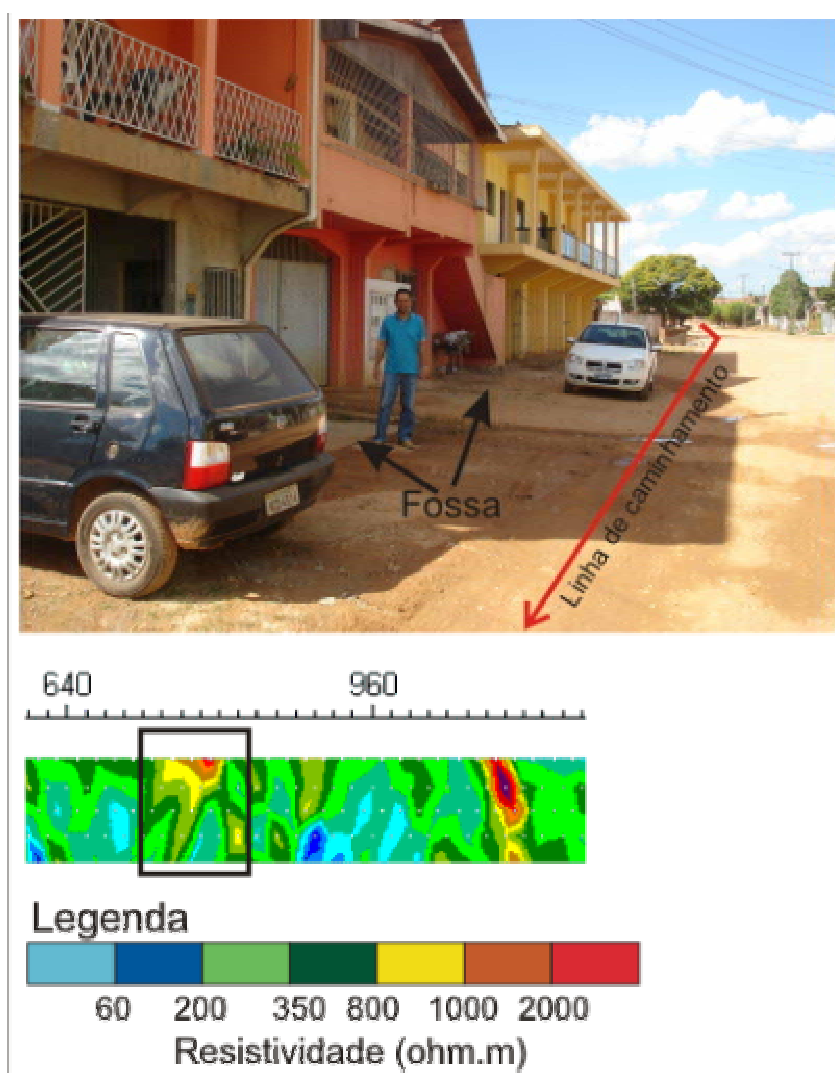


Figura 5.35: Influência de contaminantes oriundos de fossas localizadas entre as Ruas T-13 e T-14 no imageamento da Rua São Luiz.

Neste ponto do modelo proposto, na área imediatamente abaixo da fossa, a resistividade tende a aumentar de forma gradativa à medida que a pluma se dispersa na zona saturada. Observa-se ainda o caminho preferencial da pluma no meio hidrogeológico.

O poço NBE-09, localizado 80 m a montante do ponto em foco, apresentou no resultado analítico efetuado em 2000, 87,9 mg/L de NO_3^- e condutividade de 143 $\mu\text{S}/\text{cm}$. O poço NBE-11, apresentou 28,17 mg/L de NO_3^- e condutividade de 148 $\mu\text{S}/\text{cm}$ em suas águas.

- Anomalias de resistividade situadas na faixa compreendida entre 60 e 200 $\Omega\cdot\text{m}$ mais superficiais (contínuas à faixas de resistividade $< 60 \Omega\cdot\text{m}$), vistas ao longo das linhas de caminhamento, refletem a diluição das águas residuárias ionizadas no meio estratificado insaturado e saturado. Esta faixa de resistividade predomina em todos os níveis da Rua São Paulo, notadamente onde o NA é mais superficial, a partir dos 740 m.

- À medida que essas águas residuárias percolam mais na subsuperfície, progressivamente promovem a diminuição da resistividade natural da camada circundante (background), reduzindo-a para a faixa situada entre 200 e 350 $\Omega\cdot\text{m}$. Esta faixa de resistividade atinge profundidade superior a 20 m em ambas as seções e também são consideradas impactadas pelas águas superficiais, que se supõe a princípio, contendo ainda valores significativos de nitrato.

O poço NBE-14 localizado a 30 m da seção realizada na Rua São Paulo (a 1580 m na linha), apresentou 80,6 mg/L de nitrato, bastante coerente com a faixa de resistividade neste local.

Obviamente não se está descartando a possibilidade de que algumas dessas áreas com resistividades inferiores a 350 $\Omega\cdot\text{m}$ sejam influenciadas pela presença de litofácies com maior percentual de argila.

- Resistividades entre 800 e 1000 $\Omega\cdot\text{m}$ nas maiores profundidades, interpretados no modelo como rochas alteradas, são vistas principalmente no início da seção efetuada na Rua São Luiz e em pontos isolados da Rua São Paulo.

- Zonas resistivas entre 1000 e 2000 $\Omega\cdot\text{m}$, representam ocorrências de rochas fraturadas, que até a profundidade alcançada pelo ensaio, aparecem em pontos isolados no modelo.

- Zonas altamente resistivas acima de $2000 \Omega.m$ são interpretadas como rocha sã, do topo do embasamento granítico, que aparece apenas no início da seção da Rua São Luiz ou de blocos rochosos isolados, como os que aparecem no imageamento da Rua São Paulo.

- Parecem existir alguns fluxos transversais preferenciais de pluma contaminante, caracterizados por zonas de resistividades abaixo $200 \Omega.m$ que não possuem, no imageamento 2D, conexão direta com a superfície. Estes possíveis fluxos, visualizados ao longo da modelagem 2D, aparecem até os 1600 m na Rua São Luiz e nos primeiros 600 m da Rua São Paulo, abaixo do segundo ou terceiro níveis geoeletricos.

Na seção geoeletrica da Rua São Luiz, observa-se a presença de zonas de anomalias de baixa resistividade ($< 60 \Omega.m$), entre 1660 e 1760 m e entre 2000 e 2200 m, dentro da zona saturada. Nesta área o NA é muito superficial e praticamente os despejos domésticos são realizados dentro da zona saturada, isso reduz os processos de atenuação que normalmente ocorrem na zona de oxidação, intensificando portanto, a concentração dos contaminantes no aquífero.

Esta região da Rua São Luiz (Figura 5.36), recebe grande volume de água escoada superficialmente. Portanto, ocorre ali, grande fluxo de matéria orgânica por essa via. A associação de fossas e fluxo de escoamento das águas superficiais parece contribuir para as baixas resistividades detectadas no ensaio.



Figura 5.36: Fotos da Rua São Luiz, entre as Ruas T-2 e T-3 com escavação realizada pela CAERD ao fundo.

O processo de contaminação nesta região do Bairro é agravado pela condições hidrogeológicas, onde o substrato é constituído basicamente de cascalheira, conforme pode

fica evidenciado pela escavação realizada para conserto de tubulação da rede de distribuição de água da CAERD (Figura 5.37).



Figura 5.37: Foto de escavação realizada na Rua São Luiz com detalhe da presença de seixos e matriz areno-siltosa.

De modo geral, a análise das escavações das valas para implantação dos canais pluviais da Rua São Luiz e Rua Jorge Teixeira e dos perfis dos poços da região, discutidas no item 5.1, mostram solos predominantemente arenosos e areno-siltosos, reconhecidos como de alta e mediana condutividade hidráulica respectivamente, o que facilita a percolação de contaminantes, refletindo em baixas resistividades no imageamento elétrico.

Outro fator que corrobora decisivamente no processo de contaminação das águas subterrâneas da região, refletindo na baixa resistividade da zona saturada das áreas mais elevadas do Bairro é a utilização de poços amazonas abandonados, em alguns casos, servindo como depósitos de lixo e/ou esgotos domésticos. Dessa forma, existe a agravante dos produtos serem lançados diretamente no lençol freático, livres da camada de retenção/depuração dos contaminantes, onde liberam os subprodutos de sua degradação.

O imageamento 2D, no início da Rua São Luiz, mostra estruturas geométricas alongadas e bem encaixadas sugerindo a existência de zonas de falhamentos, indicativas de

fraturamento que parecem permitir a migração de contaminantes. A concentração de 39,9 mg/L de nitrato do poço NBT-02, distante 40 m desta linha, com 39 m de profundidade, reforça esta hipótese.

Dessa inferência, conclui-se que não existe uma distância segura na locação de poços nesta região de textura predominantemente arenosa, sejam eles amazonas ou tubulares rasos, pois como se vê, a anomalia condutiva persiste até próximo do limite de profundidade alcançado pelo método.

Diversos pontos de anomalias condutivas são observados ao longo da pseudo-seção geoeletrica da Rua São Paulo. Alguns não mostram conexão direta com a superfície, conduzindo à hipótese de movimento de fluxo da água subterrânea fortemente ionizada, perpendicular à linha de caminhamento

Supõe-se que o produto das dissoluções dos elementos contidos nas fossas chegam ao lençol freático e cruzam a linha eletródica, produzindo uma redução da resistividade, detectada no ensaio geofísico.

Um conjunto de fossas negras localizadas na Rua São Paulo (880 m na linha de caminhamento), teve influência direta na redução da resistividade, sendo bem detectada pelo método geoeletrico (Figura 5.38).

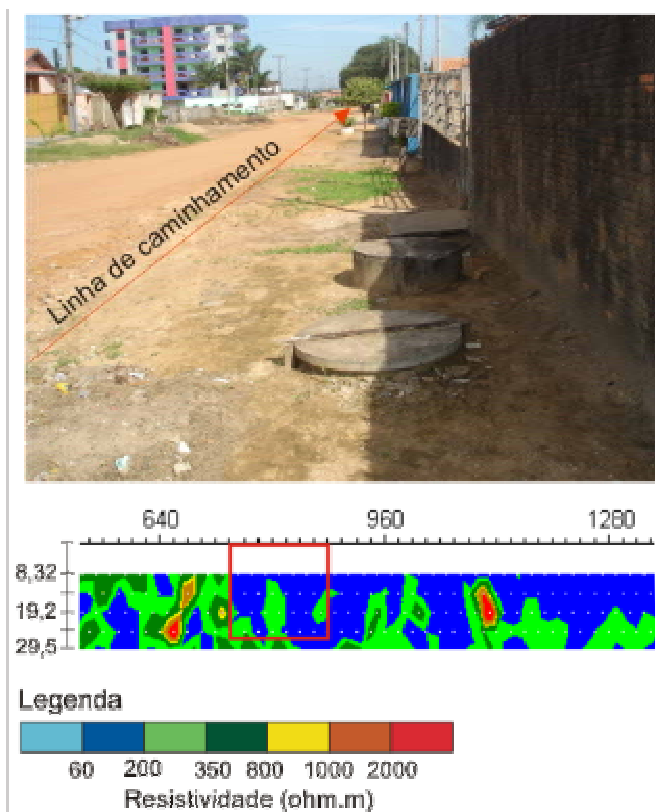


Figura 5.38: Fossas negras localizadas na Rua São Paulo, entre as Ruas T-13 e T-14 com influência direta no ensaio geoeletrico.

Observa-se que a anomalia condutiva indicativa de contaminantes, originária das fossas (figura anterior) persiste no aquífero a mais de 20 m de profundidade. Nesta localidade, o NA encontra-se a aproximadamente 10 m de profundidade.

O poço NBE-08, localizado a 80 m na direção de fluxo das fossas indicadas na figura anterior, apresentou 63 mg/L de NO_3^- e 50,57 mg/L de Cl^- . Estes valores elevados são indicativos de que a água subterrânea local encontra-se bastante comprometida por contaminantes superficiais e estabelecem uma boa relação com a aplicação do método geoeletrico.

Outros pontos de anomalias condutivas detectadas na seção estão localizados ao redor de 1780 m, entre 1980 e 2080 m e a 2150 m na seção, também sofrendo influência direta das inúmeras fossas localizadas à frente das residências.

O poço NBT-06 (17 m de profundidade e a 50 de distância da seção entre 1980 e 2080 m), apresentou em todas as análises, altos teores de nitrato e cloreto, portanto, bastante coerente com a anomalia condutiva, indicando que a extensão da contaminação vai além do 5º nível geoeletrico.

As variações de resistividade em profundidade determinados pelos modelos de SEVs obtidas e pelo imageamento 2D, permitem estabelecer correlação com as áreas de maiores concentrações de nitrato, conforme os resultados hidroquímicos obtidos em amostragens de água dos poços amazonas e tubulares existentes na região.

O imageamento geoeletrico não definiu muito bem o nível d'água em razão do espaçamento de 20 m entre os eletrodos. Um espaçamento menor, de 10 m, poderia sanar este problema. Contudo, o NA ficou muito bem determinado pela malha de poços amostrados na área.

6. CONCLUSÕES

O presente estudo teve por objetivo a caracterização do aquífero do Bairro Nova Brasília, considerando o meio urbano e suas interações diretas com as águas subterrâneas, no contexto biogeoquímico e físico e, assim, contribuir para a tomada de decisões de autoridades locais, no que diz respeito a ações de saúde pública.

A consecução dos objetivos propostos foi realizada através da aquisição e processamento de dados envolvendo levantamento de pontos de água e suas particularidades; coleta de amostras de água e de solos para a obtenção de parâmetros físico-químicos e biológicos; na aquisição e interpretação de dados geofísicos rasos através de métodos elétricos no ambiente urbano e finalmente o processamento e interpretação conjunta das informações multidisciplinares.

Dessa forma, após o conjunto de procedimentos acima analisados, conclui-se que:

1- Os resultados dos processos estruturais e intempéricos diversos geraram fraturas e alterações químicas/dissoluções, resultando num aquífero livre, à medida que as fraturas constituem um prolongamento em profundidade do manto de intemperismo. Portanto, o aquífero do Bairro Nova Brasília, pode ser classificado como freático associado a uma zona saturada da camada de sedimentos e rocha alterada (poços tubulares rasos e do tipo cacimba) e às fraturas do embasamento do Complexo cristalino Jamari (alcançado em alguns poços tubulares mais profundos). A cobertura aluvionar caracteriza-se por ser um meio hidráulicamente descontínuo, heterogêneo e anisotrópico, de natureza complexa, apresentando em alguns pontos, materiais grosseiros (cascalhos), areias e areias siltosas, com concreções lateríticas em algumas áreas. Desta forma, não apresenta parâmetros hidrodinâmicos constantes, pois a porosidade não está distribuída homogeneamente por todo aquífero e conseqüentemente a condutividade hidráulica não pode ser extrapolada para uma determinada espessura do aquífero.

2- De acordo com a revisão bibliográfica, a entrada de nitrato em precipitações atmosféricas na área, é condizente com o verificado em outras regiões. Portanto, o NO_3^- na água subterrânea, não é controlado pelo aporte atmosférico de nitrogênio. Sua presença em altas concentrações nas águas estudadas é resultante dos processos de decomposição do grande volume de matéria orgânica introduzida no solo pelas descargas dos esgotos domésticos nas inúmeras fossas implantadas no Bairro Nova Brasília.

3- Não se observou nas análises químicas, um padrão de aumento nas concentrações de NO_3^- nas amostras de água coletadas entre o ano de 2000 e 2006. Isso pode ser devido a duas causas:

a) Ao fluxo hidrodinâmico, que promove a dispersão do contaminante, onde o clima quente e úmido, com alta pluviosidade, é o principal fator que também afeta a qualidade das águas subterrâneas da área estudada.

O grande volume de chuvas que precipita na região funciona como importante fator de dispersão hidrodinâmica de poluentes através do fluxo subterrâneo, promovendo a diluição das concentrações iônicas no aquífero, em particular de nitrato, fato este comprovado pelas análises realizadas 2005 e 2006, que não mostram acréscimo significativo das espécies químicas avaliadas em 2000 e 2001. Entretanto, é de se esperar que todos os agentes químicos em solução no aquífero tenham como destino final o Rio Machado, de acordo com o que determina o gradiente hidráulico da área. Apesar de não existir nenhum núcleo urbano às margens deste Rio até sua foz, no Rio Madeira, os ribeirinhos e o meio aquático à jusante da cidade de Ji-Paraná, poderão futuramente sentir os efeitos da carga poluidora que chega ao Rio, como resultante da interação das águas subterrâneas com as superficiais.

b) À possível presença de carbono orgânico dissolvido em quantidades ideais, que pode ser considerado responsável pela denitrificação das águas, ao permitir a ação de bactérias denitrificadoras. O grande volume de matéria orgânica depositada no solo, através das fossas, aumenta a relação carbono/nitrogênio, promovendo a redução do nitrato. Este processo transforma o NO_3^- em gás nitrogênio (N_2), espécie volátil, o que mantém mais ou menos constantes as concentrações de nitrato na água subterrânea em algumas zonas do aquífero.

5- A elevada acidez das águas, dentre outros fatores, se deve ao processo de nitrificação que ocorre no aquífero.

6- Entre as variáveis condicionantes da qualidade do aquífero, a construção de novas fossas e a desativação de outras mais antigas, também são fatores que podem estar provocando alterações nas concentrações de cloreto e nitrato nos pontos amostrados. Fatores como distância, idade e sistema construtivo das fossas, profundidade dos poços também são elementos responsáveis pelas características finais do aquífero.

9- A contagem de coliformes nas amostras de água dos poços, indica que surtos epidemiológicos podem ocorrer na região em razão da possibilidade da presença de

organismos patogênicos no aquífero, processo favorecido pela má construção e instalação de poços, além do substrato arenoso altamente permeável e pouca profundidade do lençol freático.

10- A maioria dos poços visitados e os cadastrados, tanto os do tipo amazonas quanto os tubulares, não possuem selo de proteção sanitária, o que contribui para a baixa qualidade dos mesmos, além do que, muitos poços desativados pelos moradores são transformados em fossas, o que introduz diretamente na zona saturada, os mais diversos tipos de contaminantes.

11- As dez sondagens elétricas e as duas linhas de caminhamento permitiram uma boa observação das anomalias elétricas do subsolo, definindo áreas de baixa e alta resistividades, caracterizando zonas insaturadas, saturadas e zonas de grande concentração de sais.

12- A pluma de contaminantes indicada pelos ensaios geoeletricos, mostra que mesmo nas zonas de maior profundidade do aquífero, encontram-se com concentrações significativas de íons cloreto e nitrato, correspondendo às anomalias de baixa resistividade.

13- O método da resistividade elétrica mostrou-se como uma ferramenta eficaz na investigação da água subterrânea do bairro Nova Brasília, ao ser associada aos métodos físico-químicos, permitindo detectar e mapear lateralmente e em profundidade a pluma de nitrato produzida pela deposição de águas residuárias em fossas nesta área.

14- Os dados de condutividade elétrica e concentrações de nitrato obtidos nas águas dos poços são bastante coerentes com os resultados da resistividade elétrica da subsuperfície obtidas pelo caminhamento elétrico e sondagens elétricas, mostrando que estes ensaios geofísicos podem ser de grande utilidade nos estudos de contaminação de aquíferos subterrâneos. Isso representa redução de custos e tempo, uma vez que a integração dos dois métodos, físico-químico e geofísico, reduz a necessidade de perfuração de poços a diferentes profundidades para a caracterização mais extensiva do aquífero.

15- As análises de solo efetuadas em amostras coletadas na zona não-saturada de alguns poços permitiu caracterizar, até a profundidade amostrada, os solos locais como arenosos ou areno-siltosos. Solos desta natureza são altamente permeáveis, facilitando o transporte de bactérias e a lixiviação iônica nas águas de infiltração. Desta forma, a análise de solos contribuiu significativamente na interpretação dos ensaios geoeletricos, em razão da inexistência de estudos geotécnicos em profundidade na área estudada.

16- O aquífero estudado constitui uma importante fonte de recursos hídricos e ao mesmo tempo, de grande vulnerabilidade ambiental, tratando-se de um sistema urbano raso,

poroso e permeável, tendo como fator agravante a baixa profundidade dos níveis estáticos e a grande quantidade de fossas domésticas instaladas na região. Isso o torna susceptível à introdução de outros contaminantes, por vezes mais tóxicos, como os compostos presentes nos produtos de limpeza, como detergentes. Além disso, é comum na área estudada a existência de oficinas mecânicas que introduzem compostos tóxicos sintéticos potencialmente danosos à saúde humana.

As águas da parte superior do aquífero, com altas concentrações salinas, poderão chegar a profundidades maiores à medida que os bombeamentos intensivos dos poços tubulares mais profundos engendram uma forte dinâmica de renovação das águas nesta zona aquífera. É de se esperar que as águas mais antigas, contidas nas fraturas do cristalino e que estavam mais bem preservadas dos processos poluidores da superfície, paulatinamente apresentem concentrações de cloretos e nitratos semelhantes aos dos poços amazonas escavados em suas proximidades.

Em síntese, os métodos aplicados e os resultados obtidos neste estudo ilustram a importância de se identificar contaminações oriundas de despejos domésticos em fossas, localizadas em área urbanizada. Assim, o problema existente foi definido dentro de uma compreensão científica, sendo capaz de dar suporte a decisão regulatória administrativa, alcançando objetivos sociais.

Finalmente, com a previsão de desabastecimento de água potável, segundo pesquisas mais recentes em nível mundial com reflexos na Amazônia, os poços já estabelecidos na área devem ser considerados como uma reserva estratégica e, portanto, preservados. Em termos econômicos, é viável a extração de águas subterrâneas na zona urbana municipal, desde que esta não seja usada para a ingestão humana, podendo, entretanto, ser utilizada como uma alternativa de uso doméstico, principalmente durante o período de estiagem na região, para fins menos nobres, como para lavar carros, roupas, pátios e calçadas, irrigação de jardins, etc.

Dessa forma, os estudos interdisciplinares aqui realizados mostram que a área pesquisada apresenta-se como um ecossistema de forte vulnerabilidade frente aos processos de contaminação, merecendo atenção especial das autoridades no tocante aos reflexos na economia e na saúde da população local.

7. RECOMENDAÇÕES

A construção de uma rede de esgoto sanitário cessará a introdução de contaminantes e permitirá que a água subterrânea local possa ser utilizada, quando um monitoramento sistemático indicar que as concentrações de nitrato estejam em níveis aceitáveis.

É de senso comum que a utilização de águas contaminadas por deposição de esgotos domésticos acarreta aumento de custos do serviço público de saúde. A gestão sustentável do meio físico hidrogeológico urbano, com a implantação de um sistema ecologicamente correto de coleta, tratamento e descarte das águas residuárias, propiciará além da redução de doenças veiculadas pela água, uma reserva estratégica deste bem para as futuras gerações.

Poderão ser realizados na área, testes/ensaios de permeabilidade, possibilitando estabelecer uma estimativa de velocidade dos fluxos subterrâneos locais.

Mudanças no decorrer do tempo na temperatura, precipitação atmosférica e processos biológicos, poderão provocar mudança nas concentrações de NO_3^- no aquífero. Novas pesquisas podem ser realizadas na área, com a finalidade de acompanhar a variação temporal destas concentrações.

Modelos matemáticos poderão ser gerados baseados na quantificação e balanço de nitrogênio no aquífero freático do Bairro Nova Brasília, principalmente em função da quantidade de deposição de nitrogênio nas fossas, precipitação pluviométrica, velocidade de infiltração e de fluxo lateral, além do volume de água explotada.

8. BIBLIOGRAFIA CONSULTADA

- ALABURDA, J.; NISHIHARA, L. **Presença de compostos de nitrogênio em água de poços**. Revista saúde Pública, 32 (2): p. 160-165, 1998.
- ALCÂNTARA, M. A. K.; CAMARGO, O. A. Adsorção de nitrato em solos com cargas variáveis. **Pesquisa agropecuária brasileira**, Brasília, v.40, n.4, p.369-376, abr. 2005.
- ALMEIDA, F. F. M.; HASUI, Y. **O Pré-Cambriano do Brasil**. São Paulo: Edgard Blücher, 1984. 378p.
- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. Standard methods for examination of water and wastewater. 19 ed. Washington, APHA, 1995. 11000p.
- ANDREAE, M.O.; et al. **Transport of biomass burning smoke to the upper troposphere by deep convection in the equatorial region**. Geophysical Research Letters, 28 (6): 951-954. 2001.
- ANVISA. Agência Nacional de Vigilância Sanitária. **Resolução RDC nº 274 de 22 de setembro de 2005**.
- ARAÚJO, P. P. **Variações sazonais dos componentes nitrogenados, em aquífero livre na zona urbana de Santa Isabel do Pará, nordeste do Estado do Pará**. Dissertação. 2001. 113p. Dissertação (mestrado em Geologia e Geoquímica). Universidade Federal do Pará-UFPA, Centro de Geociências. Belém, Pará, 2001.
- ASINELLI FILHO, R. (Executor). **Ortofotocarta digital da cidade de Ji-Paraná**. Cobertura aérea escala 1: 5.000. Ji-Paraná: Engefoto- Engenharia e Aerolevantamentos S.A. 2001.
- AYEBO, A.; et al. Infant methemoglobinemia in the Transylvania region of Romania. Int. J. Occup. **Environ Health** (1): 20-29. 1997.
- BACCI, D. C. Esboço geológico da Gleba Machadinho D'Oeste, RO. **Comunicado técnico 17**. ISSN 1415-2118. Campinas, SP: EMBRAPA. Dez. 2005.
- BAHIA, M. A. S. **Caracterização biogeoquímica de águas subterrâneas da zona urbana de Porto Velho-RO**. 1997. 129 p. Dissertação (Mestrado em geologia e geoquímica). Centro de Geociências. Universidade Federal do Pará (UFPA). Belém, PA. 1997.
- BAHIA, R. B. C.; SILVA, C. R. (org.). Programa de Levantamentos Geológicos do Brasil (PLGB). **Rio Pardo- Folha SC-20-Z-C-IV**, Estado de Rondônia. Escala 1:250.000. Brasília: CPRM/DIEDIG/DEPAT, 2001.
- BALLESTER, M. V. R.; et al. A remote sensing/GIS- based physical template to understand the biogeochemistry of the Ji-Paraná river basing (western Amazônia). **Remote Sensing of environment**, New York, v. 87, n. 4, p.429-445, 2003.

- BARKER, L. A. Design considerations and applications for wetland treatment of high-nitrate waters. **Water Science Technology** 38: 389-395. 1998.
- BASOKUR, A. T. Automated 1D interpretation of resistivity soundings by simultaneous use of the direct and iterative methods. **Geophysical Prospecting**, 1999, 47, 149–177.
- BATALHA, B. L.; PARLATORE, C. **Controle da Qualidade de Água Para Consumo Humano: Bases Conceituais e Operacionais**. São Paulo: CETESB, 1993. 198p.
- BATISTA, R. I.; BOTELHO, J. M. L. **Rondônia, o espaço geográfico**. Porto Velho, Governo de Rondônia, 1985. 72p.
- BENTLEY, L. R.; GHARIBI, M. Case History: Two and three-dimensional electrical resistivity imaging at a heterogeneous remediation site. **Geophysics** 69 (3): 674–680, 2004.
- BERTOLO, R. A.; HIRATA, R.; SRACEK, O. Geochemistry and geochemical modeling of unsaturated zone in a tropical region in Urânia, São Paulo State, Brazil. **Journal of Hydrology**, v. 329, p. 49-62.
- BRAGA, A. C. O. **Curso Básico de Geofísica Aplicada Módulo 1: Métodos Geométricos Aplicados a Hidrogeologia**. Rio Claro: Instituto de Geociências e Ciências Exatas/UNESP, 1999. 1 CD-ROM.
- BRAGA, A. C. O. **Métodos da eletrorresistividade e polarização induzida aplicados nos estudos da captação e contaminação de águas subterrâneas: uma abordagem metodológica e prática**. 2006. 123 p. Tese (livre-docência na disciplina Métodos geométricos aplicados à hidrogeologia). Instituto de Geociências e Meio Ambiente (IGCE). Universidade Estadual Paulista, UNESP. Rio Claro, SP, 2006.
- BRANCO, S. M. **Hidrologia ambiental**. São Paulo: EDUSP. 1991. p. 3-25.
- BRASIL. Fundação Nacional de Saúde- FUNASA. **Manual prático de análise de água**. 1ª ed. Brasília. 146p. 2004.
- BRASIL. Ministério das Cidades. **Programa de Modernização do Setor de Saneamento. Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento: visão geral da prestação dos serviços de água e esgotos – 2004**. Brasília: MCIDADES. SNSA.160 p. 2005.
- BRASIL. Ministério de Minas e Energia. Companhia de Prospecção de Recursos Minerais-CPRM. **Geologia e recursos minerais do Estado de Mato Grosso: Programa Geologia do Brasil**. 2004.
- BROVELLI, A.; et al. Electrical properties of partially saturated sandstones: Novel computational approach with hydrogeophysical applications. **Water Resource. Res.**, 41, W08411. 2005.
- BROWNLOW, H. A. **Geochemistry**. Boston, Prentice-Hall. 498p. 1979.

- CAMPOS, J. C. V.; DREWS, M. G. P. **Estudo hidrogeológico no Distrito de Extrema Município de Porto Velho (RO)**. CPRM: Serviço Geológico do Brasil. Porto Velho-RO. 23p. 1999.
- CAMPOS, J. C. V.; DREWS, M. G. P.; SCANDOLARA, J. E. **Estudo hidrogeológico no Município de Buritis (RO)**. CPRM: Serviço Geológico do Brasil. Porto Velho-RO. 26p. 1999.
- CANTER, L. W. **Nitrates in Groundwater**. Boca Raton: CRC Press. 1997.
- CETESB- Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. **Manual de gerenciamento de áreas contaminadas**. Programa CETESB/GTZ. São Paulo, 2001. 385p.
- CETESB. Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. Amostragem e monitoramento das águas subterrâneas- **Norma CETESB**. 1988. 32 p.
- CETESB. Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. **Realatório de qualidades das águas interiores de São Paulo**. São Paulo, 1999. 371p.
- COELHO, V. M. T.; DUARTE, U. Perímetros de proteção para fontes naturais de águas minerais. **Águas Subterrâneas**, n.17, p. 77-91, maio 2003.
- CORRÊA, R. S.; MELO FILHO, B.; BERNARDES, R. S. Deposição de esgoto doméstico para controle de poluição e revegetação induzida em área degradada. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**. Campina Grande, PB. V. 4, n. 2, p. 252-256, 2000.
- COSTA, A. F. U.; AZAMBUJA, E.; NANNI, A. S. **Métodos elétricos aplicados à detecção de contaminação do subsolo provocada por combustíveis: Sete casos estudados no Rio Grande do Sul, Brasil**. Sixth International Congress of the Brazilian Geophysical Society-SBGF 250. Rio de Janeiro. 1999.
- CROSS, R.; et al. The impact of improvement of water supply and sanitation facilities on diarrhea and intestinal parasites: a Brazilian experience with children in two low-communities. São Paulo. **Revista Saúde Pública**, v. 23, n. 3, p. 214-220, jun. 1989.
- CUNHA, L. F. J. **Mapeamento da pluma de contaminação em depósito residuário da indústria de couro, através de métodos geofísicos: Dois casos em Mato Grosso**. 2005. 118p. Dissertação (mestrado em). Universidade Federal de Mato Grosso, Cuiabá. 2005.
- CUNNINGHAM, R.; et al. **Groundwater quality protection under the new groundwater directive**. European Environmental Bureau. 2006.doi:10.1029/2004WR003628. 2005.
- CUSTODIO, E.; LLAMAS, M. R. **Hidrologia subterrânea**. 2. ed. Ediciones Omega, Barcelona. 1996. v.2. 1157p.

ELIS, V. R. & ZUQUETTE, L. V. Caracterização Geofísica de Áreas Utilizadas para Disposição de Resíduos Sólidos Urbanos. **Revista Brasileira de Geociências**, v. 32, n.1, p.119-134, março 2002.

ELIS, V. R. **Avaliação da Aplicabilidade de Métodos Elétricos de Prospecção Geofísica no Estudo de Áreas Utilizadas para Disposição de Resíduos**.1999. 1v. 264p. Tese (Doutorado em geociências e meio ambiente). Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho, Rio Claro, 1999.

ELIS, V. R. **Geofísica Aplicada à Caracterização de Áreas de Disposição de Resíduos**. In III Workshop de Geofísica Aplicada à Engenharia e Meio Ambiente. São Paulo. 2003. p. 63-75.

EMBRAPA. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. **Manual de métodos de análise de solo**. Centro Nacional de Pesquisas de Solo-CNPQ. 2. ed. rev., Rio de Janeiro. 1997. 212p.

FARIAS, W. M.; et al. A influência do oxi-hidróxido de Fe matricial no comportamento mecânico de solos tropicais em áreas de disposição de resíduos sólidos. **Espaço & Geografia**, v. 6, n. 2. 2003. p. 115-131. ISSN: 1516-9375.

FAURE, G. **Principles and applications of inorganic geochemistry: A comprehensive textbook for geology student**. Prentice –Hall, Inc. A Simon & Shuster Company. Upper Saddle River. New Jersey.1991. 626 p.

FEAGA, J.; et al. Nitrates and groundwater: Why Should We Be Concerned with Our Current Fertilizer Practices? Funding for this research provided by the Oregon Department of Agriculture, Salem. **Special Report 1050**. 2004.

FERNANDES, L. C.; GUIMARÃES, S C. P. **Boletim climatológico de Rondônia**. Secretaria de Desenvolvimento Ambiental (SEDAM). **Porto Velho**: SEDAM. 2005. 36p., il., tab.

FERNANDES, L. C.; GUIMARÃES, S. C. P. (coord.) **Atlas Geoambiental de Rondônia**. Secretaria de Desenvolvimento Ambiental (SEDAM). Porto Velho: SEDAM. v.2 .2002. 73 p.

FIGUEROLA, J. C. **Tratado de geofísica aplicada**. Madri. 2 ed. Libreria Ciência. 1974. 770p.

FOSTER, S. et al. **Proteção da Qualidade da Água Subterrânea: um guia para empresas de abastecimento de água, órgãos municipais e agências ambientais**. Banco Internacional de Reconstrução e Desenvolvimento/Banco Mundial. 2006. 105p. Edição brasileira: Servmar – Serviços Técnicos Ambientais Ltda. Monte Alegre, SP. Tradução para o português: Silvana Vieira.

- FREITAS, B. F.; FREITAS, C. M. A vigilância da qualidade da água para consumo humano-desafios e perspectivas para o sistema único de saúde. **Ciência & Saúde Coletiva**, Rio de Janeiro, v.10, n. 4. 2005.
- FREITAS, M. B; BRILHANTE, O. M.; ALMEIDA, M. A. A importância da análise de água para a saúde pública em duas regiões do Estado do Rio de Janeiro: Enfoque para coliformes fecais, nitrato e alumínio. **Cad. Saúde Pública**, Rio de Janeiro, 17 (3): 651-660, maio-jun., 2001.
- GALLAS, J. D. F. et.al. Contaminação por chorume e sua detecção por resistividade. **Revista Brasileira de Geofísica**, v. 23, n. 1, p. 51-59. 2005.
- GARCIA, A. V., et al. Disponibilidade hídrica e volume de água outorgado na micro-bacia do ribeirão Abóbora, Município de Rio verde, estado de Goiás. **Caminhos de Geografia**. Uberlândia v. 8, n. 22 set/2007 p. 97 – 106.
- GILLET, R.W.; AYERS, G. P. The use of thymol as a biocide in rainwater samples. **Atmospheric Environment**, v. 25A, n. 12, p. 2677-2681, 1991.
- GOLDEMBERG, J; VILLANUEVA, L. D. **Energia , meio ambiente de São Paulo**. 2ed. São Paulo: Editora da Universidade de São Paulo. 2003. 226p.
- GOLDEN SOFTWARE. **Surfer version 8.0**: Surface Mapping System. Colorado, USA: Golden Software, 2002. 1 CD-ROM.
- GÓMEZ, M. A.; et al. Effect of dissolved oxygen concentration on nitrate removal from groundwater using a denitrifying submerged filter. **Journal of Hazardous Materials**. B90 (2002) 267–278.
- GÓMEZ, M. A.; GÓNZALES-LÓPEZ, J.; HONTORIA-GARCIA, E. J. Influence of carbon source on nitrate removal of contaminated groundwater in a denitrifying submerged filter. **Journal of Hazardous Materials**. B80 (2000) 69-80.
- GONÇALVES, R. F. (Coord.). **Desinfecção de efluentes sanitários**. Rio de Janeiro: ABES, RiMa, 2003. 438p.: il. Projeto PROSAB.
- GOOGLE MAPS. **Google Earth System Online**. Disponível em: www.earth.google.com. Acesso em: 31 jul. 2008.
- GRIFFITHS, D. H.; BARKER, R. D. Two-dimensional resistivity imaging and and modelling in areas of complex geology. **Journal of Applied Geophysics**. 29. 211-226, 1993.
- HEDIN, L. O.; VITOUSEK, P. M.; MATSON, P. A. Nutrient losses over for million years of tropical forest development . *Ecology*, v.84, n.9, p. 2231-2255, 2003.
- HILL. M. J. Invited commentary Nitrate toxicity: myth or reality? **British Journal of Nutrition** (1999), **81**, 343–344.

- HIRATA, R. **Recursos Hídricos**. In: Decifrando a Terra. Org.: Teixeira, W. et. al. 2ª reimpressão. Oficina de Textos. 2003. p. 421- 444.
- IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística- IBGE. **Indicadores de desenvolvimento sustentável - Brasil 2004**. Comunicação Social – novembro de 2004. Disponível em: <http://www.ibge.gov.br/home/presidencia/noticias>. Acesso em 12 abr. 2007.
- IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Bases de informações municipais-BIM**. Rio de Janeiro: IBGE. 2000. 2 ed. CD-ROM.
- IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Contagem da população 2007**. Disponível em: <http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/contagem2007/default.shtm>. Acesso em 10 jun. 2008.
- ISRAIL, M. et al. Direct determination of aquifer configuration using geoelectrical techniques in a piedmont zone, Himalayan foothills region, India. **Current Science**, Vol. 92, No. 9, 10 may 2007.P 1293-1297.
- JUNQUEIRA, F. F. **Análise do comportamento de resíduos sólidos urbanos e sistemas dreno-filtrantes em diferentes escalas, com referência ao aterro do jôquei club- DF**. Tese de doutorado em geotecnia. Universidade federal de Brasília (2000).
- KARMANN, I. **Ciclo da água, água subterrânea e sua ação geológica**. In: Decifrando a Terra. Org.: Teixeira, W. et al. Oficina de Textos, São Paulo. 2003. p. 113-138.
- KAZMI, R. S. S.; KHAN, S. A. Level of nitrate and nitrite contents in drinking water of selected samples received at apogamic. **Pak J Physiol** 2005;1(1-2).
- KELLER, G. V.; FRISCHKNECHT, F. C. **Electrical methods in geophysical prospecting**. Oxford: Pergamon Press, 517 p. 1977.
- KRAUSKOPF, K. B. **Introdução à geoquímica**. São Paulo: Polígono/EDUSP. 1972. 720 p.
- LACAMP, B.; et al. Wastewater nutrient removal with advanced biofilm reactors. **Water Sci. & Technol.**, vol. 27, n. 5/6, p. 263 – 76. 1993.
- LAMOND, R. E.; POWELL, G. M.; DEVLIN, D. **Nitrate in groundwater**. Kansas State University. Kansas.1999.
- LANDIM, P. M. B. **Análise Estatística de dados Geológicos**. São Paulo: Fundação Editora da UNESP, 1998. 226p.
- LARA, L. B. L. S.; et al. Chemical composition of rainwater and land use changes in Piracicaba river basin: Southeast Brazil. **Atmospheric Environment**, 35: 4.937 – 4.945. 2001.

- LAZAROVA, V.; MANEM, J. Biofilm characterization and activity analysis in water and wastewater treatment. **Wat. Res.** 29(10), p. 2227–2245. 1995.
- LEGAULT, T.; LEBEDIN, J. ; STWART, B. **In-situ remediation of nitrate in groundwater- Phase1: Site characterization.** Agriculture and Agri-Food Canada. Prairie Farm Rehabilitation Administration Earth Sciences Unit. St. Hamilton, Canadá. 2002.
- LEIFERT, C. et al. **Human health effects of nitrate.** In IFA Agricultural conference on managing plant nutrition: Towards maximum resource efficiency. [Anais...] Barcelona: [s.n.]. 1999, p. 1-12.
- LEWIS, W. J.; FOSTER, S. D. S; DRASAR, B. S. **Analises de contaminacion de las aguas subterranas por sistemas de saneamento basico.** Centro Panamericano de Ingenieria Sanitária y Ciencias del Ambiente (CEPIS), Organizacion Panamericana de la Salud (OPS/OMS). Lima, Peru. 1988. 88p.
- LOKE, M. H. **Electrical imaging surveys for environmental and engineering studies: a practical guide to 2-D and 3-D surveys.** Austin - USA, 59p. 2000.
- LOKE, M. H. RES2DINV v. 3.53. **Rapid 2-D resistivity and IP inversion using the least square method: Manual.** Penang (Malaysia): Geotomo Software, 2003.
- LÓPEZ-VERA, F. Estratégias para Proteger las Águas Subterráneas de la Contaminación. **Revista Latino-Americana de Hidrogeologia**, n. 2, p. 9-16, 2002.
- LUIZÃO, F. J. **Interações atmosfera-biosfera na Amazônia: Contribuição do projeto LBA ao conhecimento e ao desenvolvimento sustentável da região.** Seminários Temáticos para a 3ª Conferência Nacional de C, T & I. Parcerias Estratégicas n. 20, jun. 2005.
- MARQUES, R. et al. Ensaio preliminares para o monitoramento da acidez da chuva em Cuiabá, MT. **Caminhos de Geografia** 21(17) 225 – 236. 2006.
- MARQUES, S. G. **Metodologia geofísica para contaminação por hidrocarbonetos- estudo de caso em posto de combustível.** 2007. 98 f. Dissertação (Mestrado em hidrogeologia e meio ambiente, Instituto de Geociências- IGc) Universidade de São Paulo- USP, São Paulo, SP, 2007.
- MARTINS, G.; et al. Impacto do saneamento básico na saúde da população de Itapetininga-SP, de 1980 a1987. **Engenharia Sanitária e Ambiental.** Vol. 7, n. 3, jul/set e n. 4 out/dez. 2002, p.161-188.
- MATOS, B. A. **Avaliação da ocorrência e do transporte de microorganismos no aquífero freático do cemitério de Vila Nova Cachoeirinha, Município de São Paulo.** 2001. 160 p. Tese (Doutorado em Recursos Minerais e Hidrologia). Universidade Federal de São Paulo, São Paulo, 2001.

- MAZLOUM, Y. M. **Análise exploratória da relação entre atividade elétrica e extremos de concentração de nitrato na chuva**. Relatório Final de Projeto de Iniciação Científica (PIBIC/CNPq/INPE), INPE, São José dos Campos, 2005.
- MELO, J. L. S.; SILVA, F. D.; LIMA, A. M. **Avaliação da remoção de nitrogênio orgânico e amoniacal em amostras de esgotos domésticos submetidos a pós-tratamento em tabuleiros irrigados**. XIII Congresso Brasileiro de Engenharia Química. 2000.
- MENEZES, P. T. L.; et al. Estudo geofísico de fonte de água mineral: Estudo de caso em Santo Antonio de Pádua (RJ). **Revista de Geologia**, vol. 18, n. 1, 2005, p. 69-81.
- MIRLEAN, N.; VANZ, A.; BAISCH, P. Níveis e origem da acidificação das chuvas na Região de Rio Grande – RS. **Química Nova**, 2000, Outubro, vol.23, n°.5, p.590-593.
- MONTICELLI, J. J.; MARTINS, J. P. S. **A luta pela água nas bacias dos Rios Piracicaba e Capivari**. Capivari: EME, 1993. 126p.
- MOORE, K. B. et. al. Sources of groundwater nitrate revealed using residence time and isotope methods. **Applied Geochemistry** 21(2006), p. 1016-1024.
- MORAES, D. S. L.; JORDÃO, B. Q. Degradação de recursos hídricos e seus efeitos sobre a saúde humana. **Rev Saúde Pública** 2002;36(3):370-4.
- MORAIS, P. R. C. **Mapa hidrogeológico do Estado de Rondônia**. Texto explicativo. Porto Velho: CPRM. 1998. 40p. 1 mapa color. Escala 1:1.000.000.
- MOREIRA, C. A; DOURADO, J. C.; SANTOS, K. Geofísica aplicada no estudo de área de lançamento de efluentes de tratamento de esgoto. São Paulo, UNESP: Geociências, v.26, n.1, p. 17-25. 2007.
- MORENO, B.; et al. Inoculation of a submerged filter for biological denitrification of nitrate polluted groundwater: a comparative study. **Journal of Hazardous Materials**. B117, p. 141–147. 2005.
- MORRIS, M.; RONNING, J. S.; LILE, O. B. Detecting lateral resistivity inhomogeneities with the Schlumberger arrays. **European Association of Geoscientists & Engineers. Geophysical Prospecting**, v. 45, p. 435-448.1997.
- MOURA, E. P.; MALAGUTTI FILHO, W. Método de eletrorresistividade e de polarização induzida aplicados na área de disposição de resíduos urbanos: Aterro controlado de Rio Claro-SP. São Paulo, UNESP, **Geociências**, v. 22, n. especial, p. 129-139. 2003.
- MS. Ministério da Saúde. Fundação Nacional de Saúde. Coordenação de Saneamento. **Manual de Saneamento**. Brasília: Ministério da Saúde, 1994. 256p.

- MS. Ministério da Saúde. **Portaria nº 518, de 25 de março de 2004**. Secretaria de Vigilância em Saúde. Coordenação- Geral de Vigilância em Saúde Ambiental. Brasília: Editora do Ministério da Saúde. 2005. 28p.
- MS. **Ministério da Saúde**. Secretaria de Vigilância em Saúde. Coordenação Geral de Vigilância em Saúde Ambiental. Brasília: Ministério da Saúde. 2005. 28p.
- MUELLER, D. K.; HELSEL, D. R. **Nutrients in the Nation's Waters-Too Much of a Good Thing**. U.S. Geological Survey Circular 1136. 1996.
- NOLAN, B.; HITT, K.; RUDDYB. C. **Probability of Nitrate Contamination of Recently Recharged Groundwater's in the Conterminous United States**. Environmental Science & Technology. V. 36 n.10. 2002.
- NUVOLARI, A. (Coord.). **Esgoto sanitário. Coleta, transporte, tratamento e reuso agrícola**. São Paulo: Edgard Blücher Ltda. 2003.
- OLAYINKA, A. I.; WELLER, A. The inversion of geoelectrical data for hydrogeological applications in crystalline basement areas of Nigeria. **Journal of Applied Geophysics** 37 (1997) 103-115.
- OLIVA, A.; CHANG, H. K. **Mapeamento de lençol freático no Município de Rio Claro (SP) empregando a técnica de sondagem elétrica vertical**. São Paulo, UNESP, Geociências, v. 26, n. 1, p. 27-34. 2007.
- OLIVEIRA, J. R. A.; VILELA, L.; AYARZA, M. A. Adsorção de nitrato em solos de cerrado do distrito federal. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v.35, n.6, p.1199-1205, jun. 2000.
- OLIVEIRA, W. E.; et al. **Técnicas de abastecimento e tratamento de água**. 2 ed. São Paulo: CETESB, 1984. 235 p.
- ORELLANA, E. **Prospeccion geoeletrica em corriente continua**. Madrid: Paraninfo. 1972. 523 p.
- PANE, E.; PEREIRA, S. Y. As fontes em Itamonte, sul de Minas Gerais – Uma contribuição para o entendimento das relações entre água superficial e subterrânea. **Águas Subterrâneas**, v. 19, n. 1, p. 1-14. 2005.
- PERDIGÃO, F. & BASSEGIO, L. **Migrantes amazônicos – Rondônia: A trajetória da ilusão**. São Paulo, SP: Loyola. 1992. 221p.
- PINTO, N. L.S, et al. **Hidrologia Básica**. São Paulo: Edgard Blucher, 1976.
- PNUD, PROGRAMA DAS NAÇÕES UNIDAS PARA O DESENVOLVIMENTO. **Relatório do desenvolvimento humano 2006: Poder, pobreza e crise mundial da água**. Plaza, New York, New York. U.S.A. 2006.

- RAO, N. S. Impact of clayey soils on nitrate pollution in the groundwater of the lower Vanisadhara River basin, India. **Hydrological Sciences- Journal des Sciences Hydrologiques**, 43(5) October. 1998.
- ROGORA, M.; MOSELLO, R. Climate as a confounding factor in the response of surface water to nitrogen deposition in an area south of the Alps. **Applied Geochemistry**, v. 22, Issue 6, p.1122-1128, Jun. 2007.
- SASAKI, Y. Resolution of resistivity tomography inferred from numerical simulation. **Geophysical Prospecting**, v. 54, p. 453-464. 1992.
- SAUERBRONN, J. L. B. **Aplicação de Ferramentas geofísicas no Diagnóstico Ambiental de Áreas Impactadas**. In III Workshop de Geofísica Aplicada à Engenharia e Meio Ambiente. SBGF. 2003. São Paulo, SP. p. 87-92.
- SCANDOLARA, J. E. (coord.). **Mapa geológico do Estado de Rondônia**. Porto Velho, CPRM. 1999. Escala 1: 1.000.000. 1 mapa color. digitalizado.
- SCANDOLARA, J. E.; et al. **Revisão geológica do Estado de Rondônia e áreas adjacentes**. In: Congresso Brasileiro e Geologia. 1996. Salvador. Boletim de resumos expandidos. Salvador: SBG. 1996. v.1. p. 47-50.
- SCHEIDLEDER, A. **Nitrate in groundwater**. European Environment Agency. Copenhagen. 2002.
- SCHUBERT. C. et al. **Nitrate-contaminated drinking water followback study**. Submitted to the WI Department of Preventive Medicine, University of Wisconsin-Madson and the WI Department of Health and Family Services. 17 p. 1997.
- SCRAGG, R. K. R., et al. Birth defects and household water supply. **Med. J. Aust** 2: 1982. p. 577-579.
- SEDLAK, R.I. **Phosphorus and nitrogen removal from municipal wastewater: Principles and practice**. 2nd ed. New York: The Soap and detergent Association Lewis Publishers, 1991. 240 p.
- SEMPLOC. Secretaria Municipal de Planejamento e Coordenação de Ji-Paraná, RO. Divisão de estatística e informações. **Dados municipais**. Ji-Paraná: 60p./digitado/. 1998.
- SETTI, A. A. **A necessidade do uso sustentável dos recursos hídricos**. Brasília: IBAMA, 1994. 344p.
- SILVA, A. C. **Potabilidade das águas subterrâneas de Ji-Paraná. Estudo de caso: Bairro Nova Brasília**. 2001. 91f. Dissertação (mestrado em Geociências e Meio Ambiente). Universidade Estadual Paulista, UNESP. Rio Claro, SP, 2001.

SILVA, J. E.; et al. Aplicação de ensaios elétricos e eletromagnéticos em problemas de poluição ambiental. **Revista Brasileira de Geofísica**, v. 20(3). 2002.

SILVA, R. W. C. **Aplicação do método da eletrorresistividade na investigação e mapeamento da contaminação por cemitérios- o exemplo do cemitério de Vila Rezende, Piracicaba/SP**. 2008. 156 f. Dissertação (mestrado em geociências e meio ambiente). Universidade Estadual Paulista, UNESP, Rio Claro, 2008.

SINELLI, O. **Geologia de águas subterrâneas no Município de Ribeirão Preto e adjacências**. 1970, 114p. Tese (doutorado em geologia). Faculdade de Filosofia Ciências e Letras de Ribeirão Preto. Universidade de São Paulo-USP. Ribeirão Preto. 1970.

SINELLI, O. **Químicas das águas subterrâneas**. 1979, 129p. Tese (livre docência em geologia). Faculdade de Filosofia Ciências e Letras de Ribeirão Preto. Universidade de São Paulo-USP. Ribeirão Preto. 1979.

SOARES, M. I. M.; et. al. Denitrification of ground- water: Pilot-plant testing of cotton-packed bioreactor and post-microfiltration. **Water Sci. Technol**, v. 42 (1-2), p. 353-359. 2000.

SOUZA, A. P.; SILVA, R. F.; IYOMASA, W. S. **Métodos de Investigação**. In Geologia de Engenharia. ABGE. Org.: Oliveira, A. M. S.; Brito, S. N. A. São Paulo: Oficina de Textos. 1998. 4ª reimpressão 2004. p. 163-196.

SOUZA, J. T.; FORESTI, E. Utilização do lodo anaeróbico como fonte externa de carbono. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola Ambiental**, Campina Grande, v.3, n. 1, p. 69-73. 1999.

SPERLING, E. **Curso de gestão de recursos hídricos para o desenvolvimento sustentado de projetos hidroagrícolas**, módulo 5. Brasília- DF: Associação Brasileira de Educação Agrícola Superior- ABEAS/ Universidade Federal de Viçosa, 1997. 62p.

STRAUS, E. L. **Avaliação de Área Contaminada com Licor Negro e Resíduos de Indústria de Fabricação de Papel**. 1997. 134f.. Dissertação (mestrado em geociências). Universidade de São Paulo, USP, São Paulo, 1997.

STUMM, W.; MORGAN, J. J. **Aquatic Chemistry-An Introduction Emphasizing Chemical Equilibrium in Natural Waters**. New York, Wiley. 1970. 583 p.

SUGUIO, K.; SUZUKI, U. **A evolução geológica da Terra e a fragilidade da vida**. Edgard Blücher Ltda. São Paulo. 2003. 152 p.

TANNENBAUM, S. R.; GREEN, L. C. **Selected Abstract on the Role of Dietary Nitrate and Nitrite in Human Carcinogenesis**. International Cancer Research Data Bank Program, National Cancer Institute, Washington, D.C. 1985.

TELFORD, W. M., GELDART, L. P.; SHERIFF, R.E. **Applied geophysics**. Cambridge University Press. 1990. 770 p.

U.S. Department of Energy. **Characterization and monitoring of natural attenuation of chlorinated solvents in ground water: a systems approach**. Washington Savannah River Company Savannah River Site Aiken, SC 29808. Prepared for the U.S. Department of Energy Under Contract Number DEAC09-96-SR18500. 2006.

USEPA. United States Environmental Protection Agency. **25 years of the safe drinking water act: history and trends**. 1999. Disponível em: <http://www.epa.gov/safe_water/consumer/trendrpt.pdf>. Acesso: 17 de dez. de 2007.

USEPA. United States Environmental Protection Agency. Groundwater – surface water interactions: A survey of UK field site infrastructure. Science Report SC030155/SR5. 2005.

USEPA. United States Environmental Protection Agency. **National Primary Drinking Water Regulations**. USEPA 811-F-95-002-T. 1995.

USEPA. United States Environmental Protection Agency. Nitrate and nitrite in drinking water. California Public Health Goal (PHG). 1997.

USEPA. United States Environmental Protection Agency. **Nitrate risk management under uncertainty**. EPA/10/F-9/047. Washington, DC. 1991

VARNIER, C. L. **Avaliação da contaminação de uma fossa negra desativada na zona não-saturada do aquífero Adamantina em Urânia (SP)**. 2007. Tese (doutorado em Geociências). Instituto de Geociências (IGc). Universidade Estadual de São Paulo, USP. São Paulo, 2007.

VARNIER, C.; HIRATA, R. Contaminação da água subterrânea por nitrato no Parque Ecológico do Tietê - São Paulo, Brasil. **Águas Subterrâneas**, n. 16, maio. 2002.

VOGELSANG, D. **Environmental Geophysics. A practical guide**. Berlin: Springer Verlag, 174 p. 1995.

VOROSMARTY, C. J.; et al. Global water resources: vulnerability from climate change and population growth. **Science**, v. 289, p. 284–292. 2000.

VRBA, J. **Groundwater for emergency situations- UNESCO IHP sixth phase Project**. 2006.

WAGENER, T. Can we model the hydrological impacts of environmental change? **Hydrological processes**, v. 21, p. 3233–3236. 2007.

WETZEL, R. G.; LIKENS, C. E. **Limnological Analyses**. Springer Verlag. New York. 1991. 391p.

- WILHELM, S. R. .; SCHIFF, S.L.; CHERRY, J.A. Biogeochemical evolution of domestic waste water in septic systems:1 Conceptual Model. **Ground Water**, 32 (6): 906- 916. 1996.
- WINFIELD, L. E.; LEE, C. R. “**Dredged material characterization tests for beneficial use suitability**” **DOER Technical Notes Collection** (TN DOER-C2), U.S. Army Engineer Research and Development Center, Vicksburg, MS. 1999. Tradução: Ronaldo J. Torres. Disponível em: <http://www.wes.army.mil/el/dots/doer>. Acesso em 15 de maio de 2006.
- XAVIER, F. F.; BERKENBROCK, P. E. **Mapeamento geolétrico no aterro sanitário do Município de Blumenau, SC**. 11º Congresso Brasileiro de Geologia de Engenharia e Ambiental. ABGE. Florianópolis. 2005.
- YADAV, G. S.; SINGH, P. N.; SRIVASTAVA, K. M. Fast method of resistivity sounding for shallow groundwater investigations. **Journal of Applied Geophysics**, v. 36, p. 45-52. 1997.
- ZANG, T. C.; BISHOP, P. L. Competition in biofilms. **Wat. Sci. Tech.**, v. 29(10-11), p. 263-270. 1994.
- ZEMAN, C. L.; KROSS, B.; VLAD, M. A nested case–control study of methemoglobinemia risk factors in children of Transylvania, Romania **Environmental Health Perspectives**, v. 110, n. 8. 2002.
- ZIMBRES, E. **Química da Água Subterrânea**. Disponível em: <<http://www.meioambiente.pro.br>>. Acesso em: 3 nov. 2000.

9. APÊNDICES

9.1. APÊNDICE A

Cadastro de poços amostrados no Bairro Nova Brasília em Ji-Paraná, RO.

Poço Cód.	ϕ (m)	Idade (anos)	Prof. (m)	Distância da fossa (m)	Endereço
NBE-01	1,00	15	18,35	6,00	Rua T- 19, n.º 2268
NBE-02	1,00	11	22,50	20,00	Rua T- 19, n.º 326
NBE-03	1,00	13	13,63	21,00	Rua T- 20, n.º 999
NBE-04	1,00	16	11,50	11,00	Avenida Maringá, n.º 1923
NBE-05	1,00	16	16,80	19,00	Rua T- 16, n.º 60
NBE-06	1,00	3	9,40	30,00	Rua T- 16, n.º 1136
NBE-07	1,00	16	13,50	20,00	Rua Manoel Franco, n.º 1920
NBE-08	1,00	20	7,00	15,00	Rua São Paulo, n.º 1507
NBE-09	1,00	NSI	13,50	15,00	Rua T- 13, n.º 178
NBE-10	1,00	20	7,00	8,00	Avenida Brasil, n.º 1575
NBE-11	1,00	NSI	9,00	25,00	Rua T- 10, n.º 464
NBE-12	1,00	20	9,00	15,00	Rua Curitiba/ Rua T-10, n.º 1244
NBE-13	1,00	NSI	5,00	10,00	Rua T- 10, n.º 1240
NBE-14	1,00	8	5,00	35,00	Rua T- 07, n.º 848
NBE-15	1,00	10	8,00	15,00	Rua T- 07, n.º 450
NBE-16	1,00	NSI	10,53	20,00	Rua Terezina/ RuaT-07, n.º980
NBE-17	1,00	26	4,80	20,00	Rua T- 04, n.º 226
NBE-18	1,00	NSI	4,80	4,00	Rua T- 04, n.º 540
NBE-19	1,00	NSI	4,50	16,00	Rua T- 04, n.º 926
NBE-20	1,00	20	9,50	20,00	Rua Curitiba/ Rua T- 02, n.º 28
NBE-21	1,00	10	4,30	20,00	Rua T- 02, n.º 405
NBT-01	0,10	< 1	35,00	19,00	Rua T- 20, n.º 765
NBT-02	0,10	<1	39,00	30,00	Rua T- 18, n.º 224
NBT-03	0,10	<1	30,00	5,00	Rua T- 12, n.º
NBT-04	0,10	<1	36,00	10,00	Avenida Brasil, n.º 205
NBT-05	0,10	<1	18,00	?	Avenida Maringá, n.º 610
NBT-06	0,10	<1	73,00	?	Rua T- 03, s/n
NBT-07	0,10	<1	17,00	?	Rua Goiânia, n.º 310

OBS: NSI (não sabe informar). Cadastro efetuado em 2000.

9.2. APÊNDICE B

Tabela de concentrações aniônicas médias das águas subterrâneas do bairro Nova Brasília em 2000 e 2005 em mg/L.

poços	Cl ⁻		NO ₂ ⁻		NO ₃ ⁻		PO ₄ ²⁻		SO ₄ ²⁻		Al. HCO ₃ ⁻
	2000	2005	2000	2005	2000	2005	2000	2005	2000	2005	
01	25,82	NA	0,01	NA	28,72	NA	ND	NA	0,23	NA	14
02	21,96	NA	0,39	NA	13,87	NA	ND	NA	0,57	NA	22
03	9,98	3,13	ND	ND	17,44	8,55	0,45	ND	2,76	ND	32
04	44,37	NA	0,02	NA	27,38	NA	ND	NA	ND	NA	19
05	25,30	17,46	ND	0,30	29,15	16,18	ND	ND	0,66	1,66	29
06	13,23	18,97	0,01	0,00	21,89	23,74	ND	ND	1,02	0,32	20
07	19,35	NA	ND	NA	21,45	NA	ND	NA	3,35	NA	29
08	21,26	50,57	0,02	ND	17,56	13,99	ND	ND	0,01	010	12
09	12,31	NA	0,01	NA	24,82	NA	ND	NA	0,42	NA	21
10	171,41	50,10	ND	0,02	53,16	20,94	ND	ND	8,01	1,17	16
11	5,51	11,64	0,43	0,17	6,26	5,36	0,47	ND	3,15	5,30	46
12	18,66	23,16	0,01	0,05	49,2	16,65	ND	ND	0,16	12,20	15
13	22,69	10,34	ND	ND	13,81	9,64	ND	ND	1,94	5,27	19
14	32,42	16,67	ND	ND	9,69	1,34	ND	ND	18,92	16,49	67
15	14,16	15,39	ND	ND	23,14	16,82	ND	ND	0,10	ND	23
16	15,49	13,53	ND	ND	16,62	13,71	ND	ND	ND	ND	47
17	24,49	26,11	ND	ND	14,06	12,61	ND	ND	5,01	1,63	24
18	11,98	NA	ND	NA	8,57	NA	0,38	NA	4,55	NA	21
19	17,05	21,70	ND	ND	2,84	2,1	ND	ND	1,95	2,54	41
20	35,16	18,82	ND	ND	13,92	5,02	0,60	ND	0,07	ND	20
21	16,78	21,05	ND	ND	0,88	0,25	ND	ND	3,43	2,88	34
NBT											
01	17,01	5,81	ND	ND	25,32	NA	ND	ND	0,07	0,28	19
02	2,43	4,03	ND	ND	6,44	7,28	ND	ND	0,78	ND	14
03	4,59	NA	0,01	NA	10,48	NA	0,01	NA	0,25	NA	10
04	25,38	24,40	0,10	NA	4,66	3,91	0,10	ND	0,41	0,52	66
05	12,78	13,71	ND	ND	13,9	13,28	ND	ND	0,07	ND	18
06	9,76	18,63	0,43	ND	NA	13,43	0,43	ND	0,21	1,17	86
07	16,26	16,01	ND	ND	14,34	NA	ND	ND	0,69	ND	32

NA: não analisado. Casos em que os poços foram aterrados, lacrados ou não houve permissão da coleta de amostras pelo morador.

ND: concentração abaixo da capacidade de detecção pelo método utilizado.

9.3. APÊNDICE C

Tabela de concentrações catiônicas médias das águas subterrâneas do Bairro Nova Brasília em 2000 e 2005 e carbono inorgânico dissolvido.

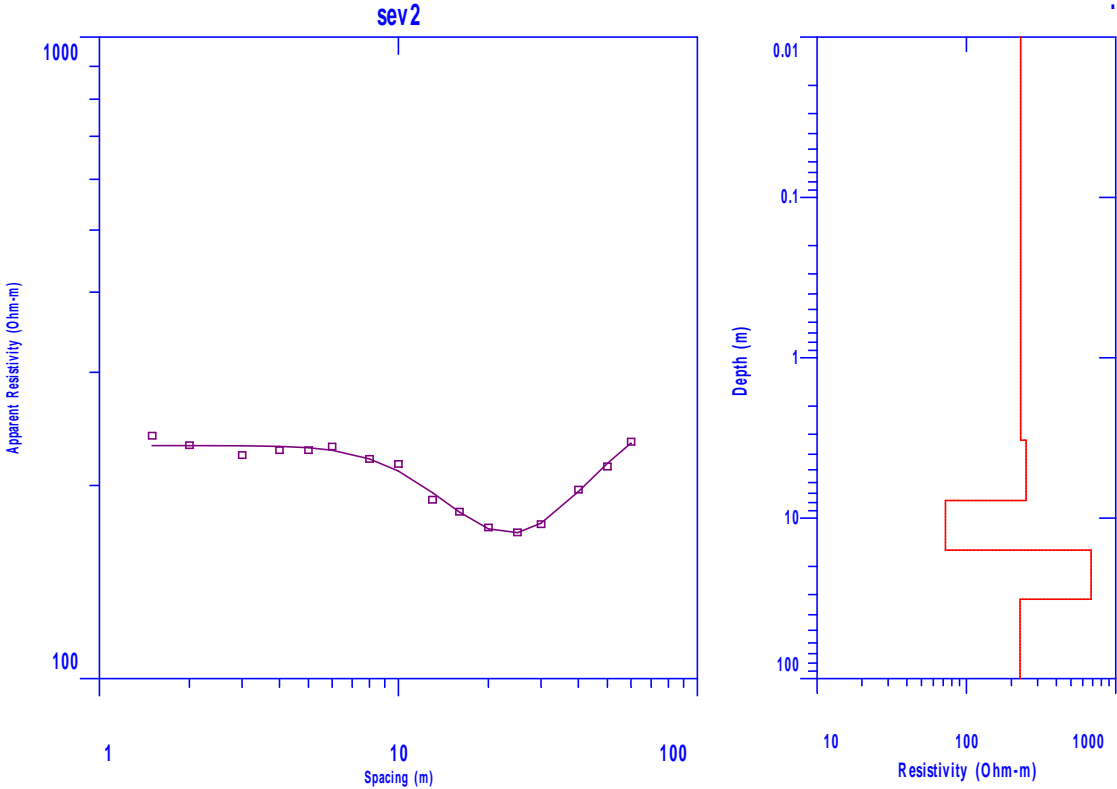
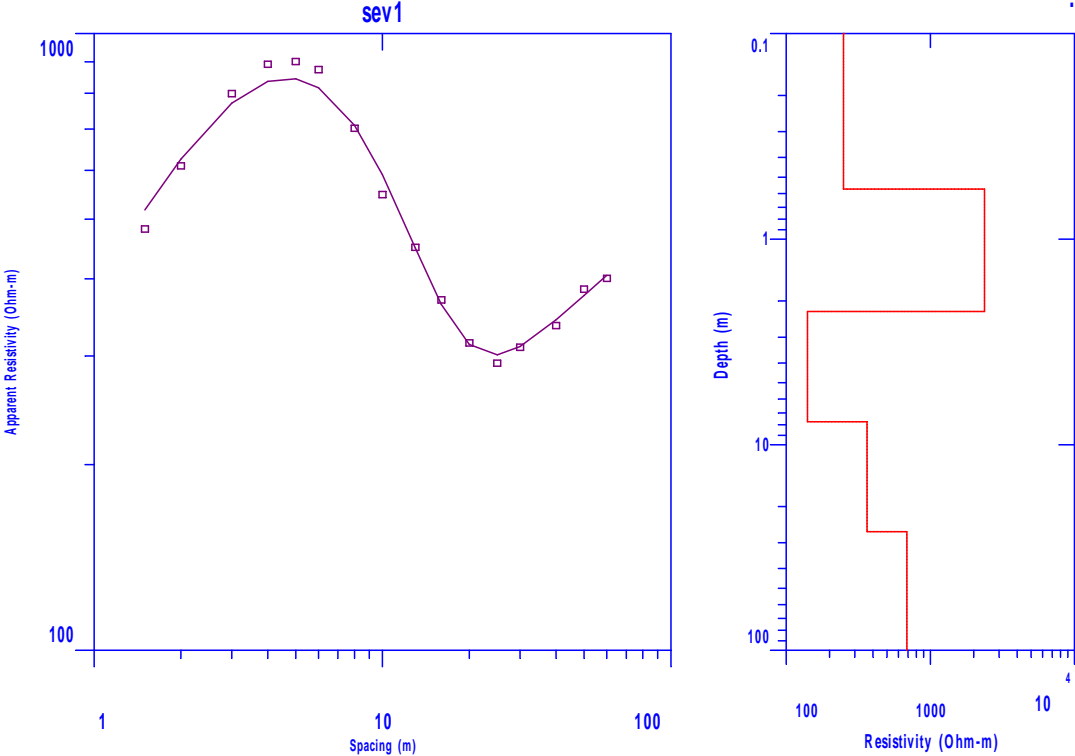
Poço	Na ⁺		NH ₄ ⁺		K ⁺		Mg ²⁺		Ca ²⁺		DIC
	2000	2005	2000	2005	2000	2005	2000	2005	2000	2005	
NBE	2000	2005	2000	2005	2000	2005	2000	2005	2000	2005	2000
1	11,04	na	0,59	na	19,56	Na	2,03	Na	8,4	na	2,25
2	31,81	na	nd	na	0,46	NA	nd	na	0,34	na	na
3	27,73	14,47	nd	nd	12,74	1,99	nd	0,11	63,68	0,25	na
4	26,79	na	0,75	na	12,14	na	2,41	na	11,89	na	2,08
5	21,05	20,46	0,42	0,02	7,63	5,67	3,4	1,89	10,58	7,04	13,77
6	17,2	17,83	0,55	0,06	5,46	11,07	0,97	1,89	5,52	8,71	0,90
7	17,83	na	nd	na	8,37	na	1,4	na	34,17	na	Na
8	23,87	42,2	0,62	0,06	8,21	9,07	1,42	1,8	7,18	10,87	1,01
9	14,73	na	0,84	na	5,8	na	0,79	na	3,63	na	1,21
10	143,77	62,47	7,46	5,25	14,01	14,67	1,66	2,56	8,36	11,46	4,05
11	8,85	15,14	nd	nd	5,1	3,84	0,84	1,19	51,98	Na	Na
12	25,29	25,09	0,76	0,56	6,73	9,16	0,43	2,38	1,6	8,31	1,71
13	19,75	16,09	1,92	0,18	8,8	3,28	0,68	0,91	3,62	6,54	6,35
14	27,98	19,71	4,15	0,99	8,87	4,95	1,87	1,83	8,02	9,48	59,05
15	18,64	24,38	1,23	0,13	5,24	6,72	1,1	1,7	2,23	1,89	2,63
16	16,71	14,69	0,62	nd	8	7,38	1,07	1,26	3,22	3,75	1,34
17	23,69	25,37	1,55	1,42	4,27	4,59	0,62	0,92	1,67	1,97	3,48
18	20,51	na	nd	na	7,46	na	1,29	na	10,93	na	na
19	10,06	15,4	0,45	0,09	3,49	3,99	0,3	0,27	3,12	1,9	9,61
20	22,98	13,14	0,52	0,04	6,03	4,24	2,86	1,56	2,37	1,75	2,70
21	11,94	13,16	0,42	0,12	2,9	3,26	0,28	0,42	5,65	6,42	21,28
NBT											
1	21,95	23,24	0,83	0,05	5,68	3,2	1,53	0,2	9,57	0,81	1,32
2	7,91	10,87	0,42	0,03	2,19	1,42	0,13	0,24	0,53	0,78	2,33
3	7,11	na	0,41	na	2,66	na	0,2	na	0,47	na	1,22
4	11,61	15,49	0,39	0,4	3,86	3,76	6,08	4,73	10,02	6,24	36,27
5	16,83	16,07	0,51	0,44	4,22	5,69	1,19	1,5	1,93	1,31	0,79
6	9,47	22,49	0,34	0,97	2,00	5,45	3,9	1,55	7,17	3,26	51,74
7	18,29	13,89	0,64	0,02	5,12	1,87	1,17	3,85	3,18	7,56	5,92

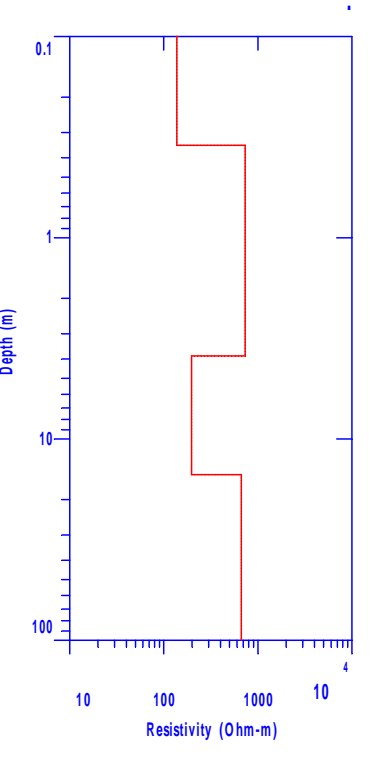
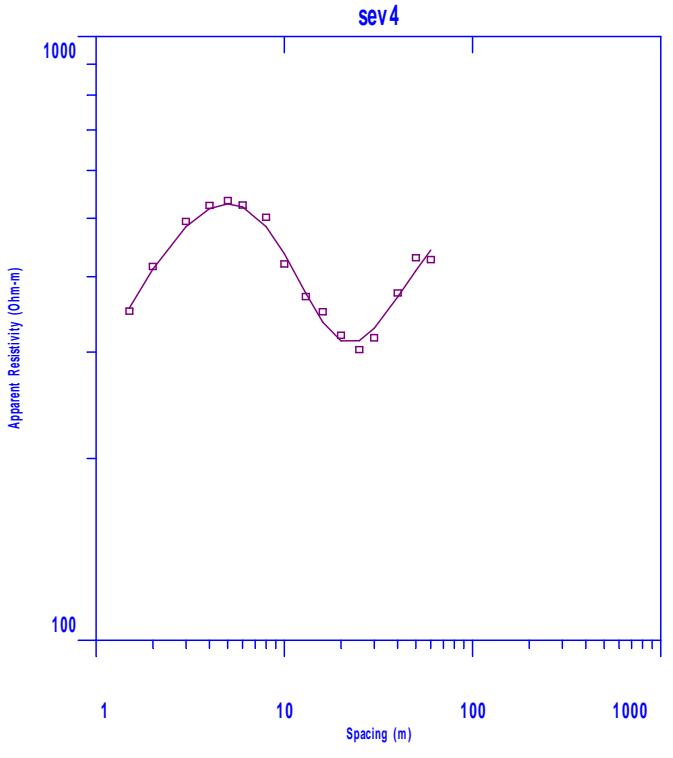
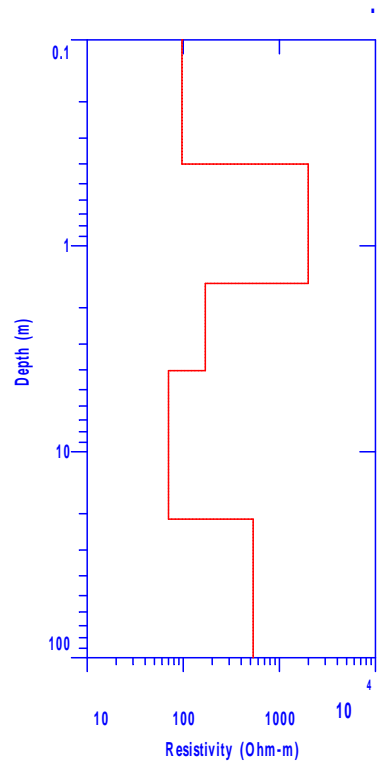
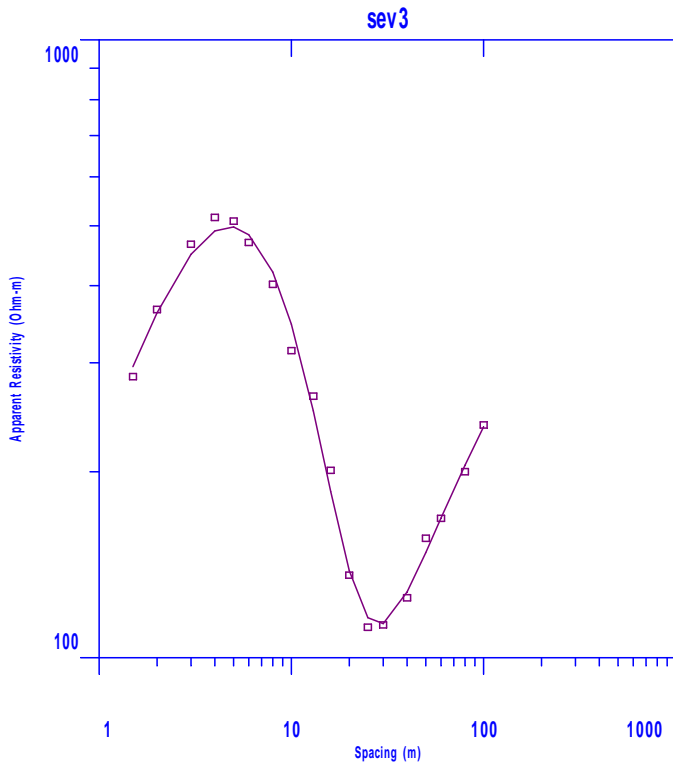
NA: não analisado. Casos em que os poços foram aterrados, lacrados ou não houve permissão da coleta de amostras pelo morador.

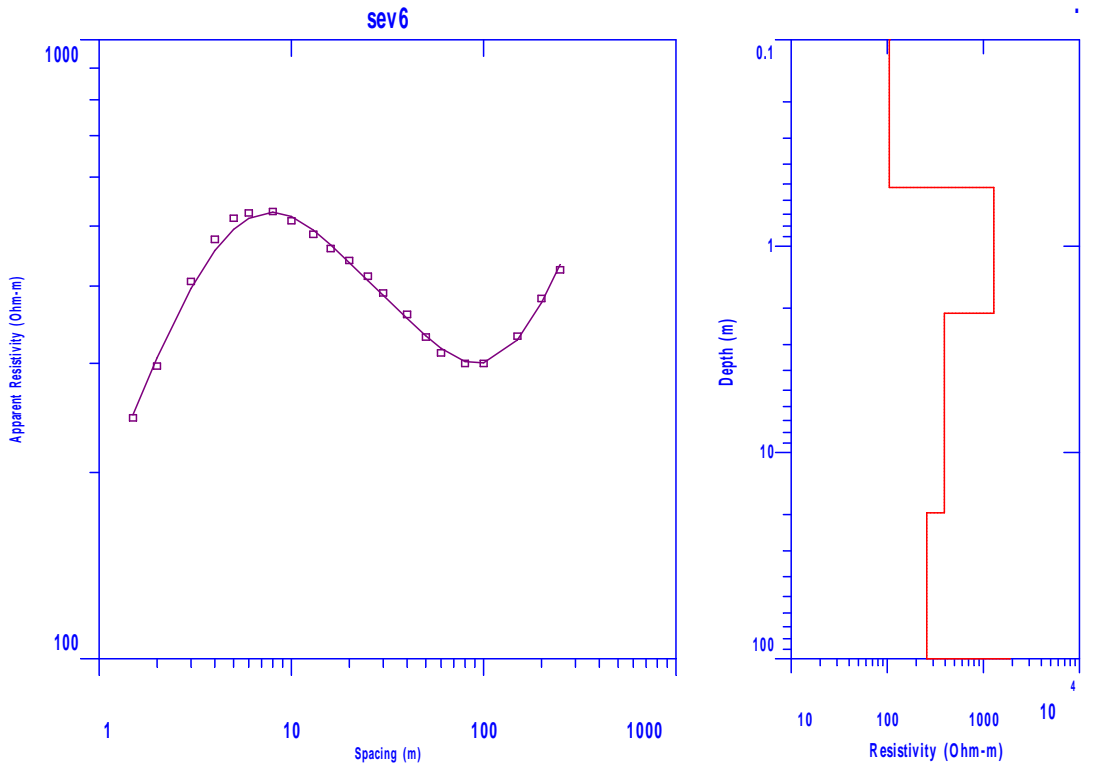
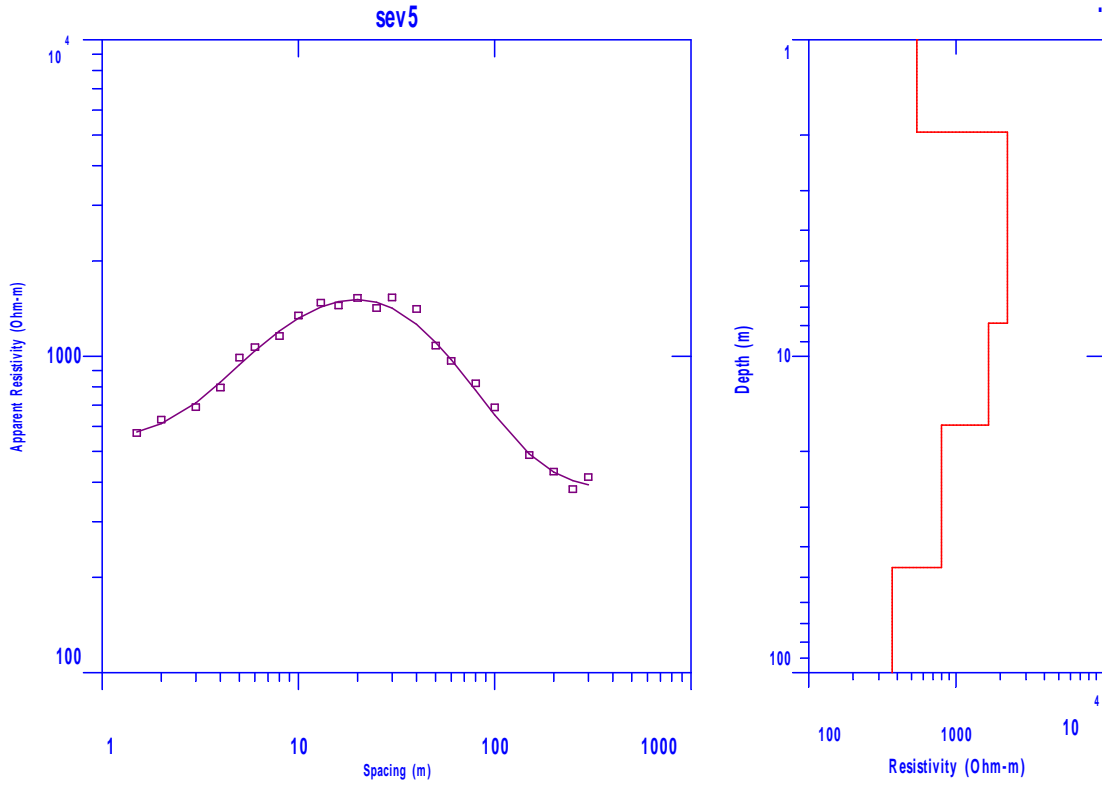
ND: concentração abaixo da capacidade de detecção pelo método utilizado.

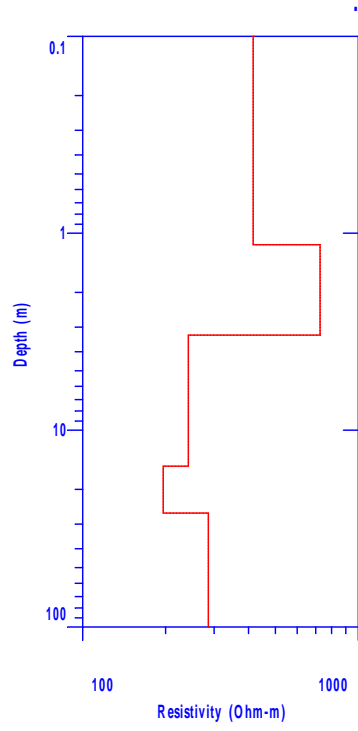
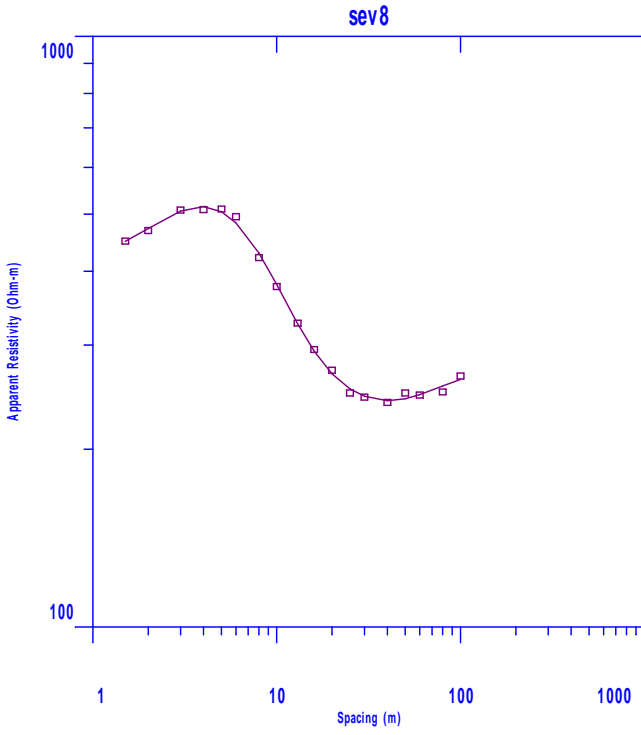
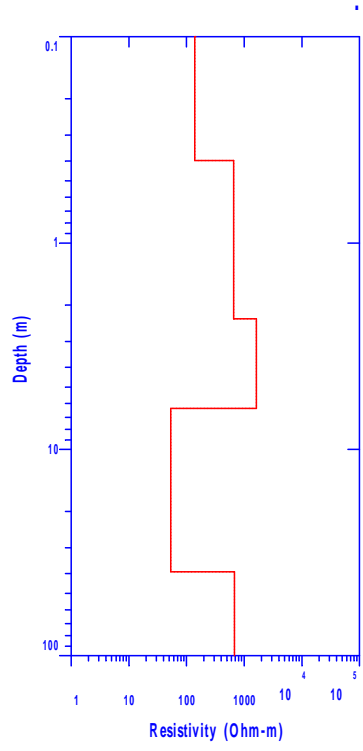
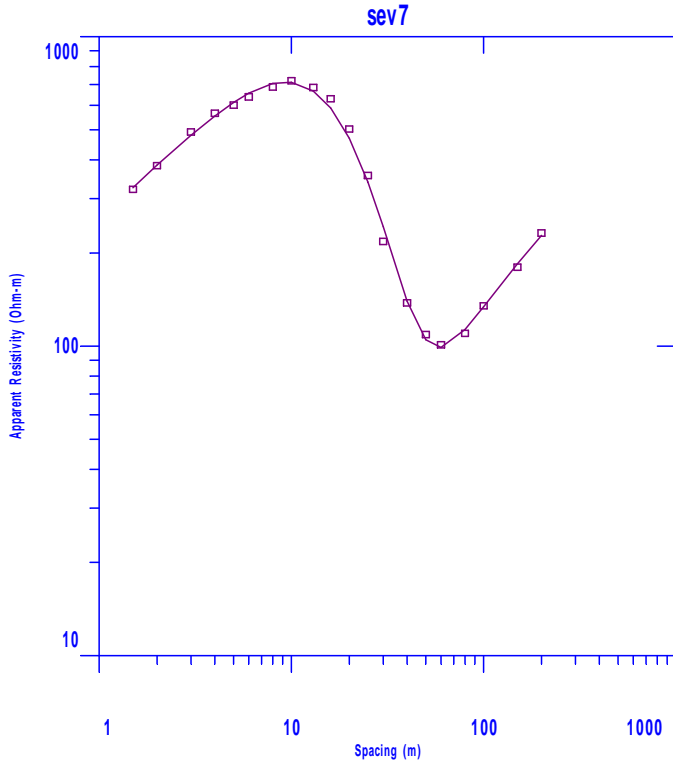
9.4. APÊNDICE D

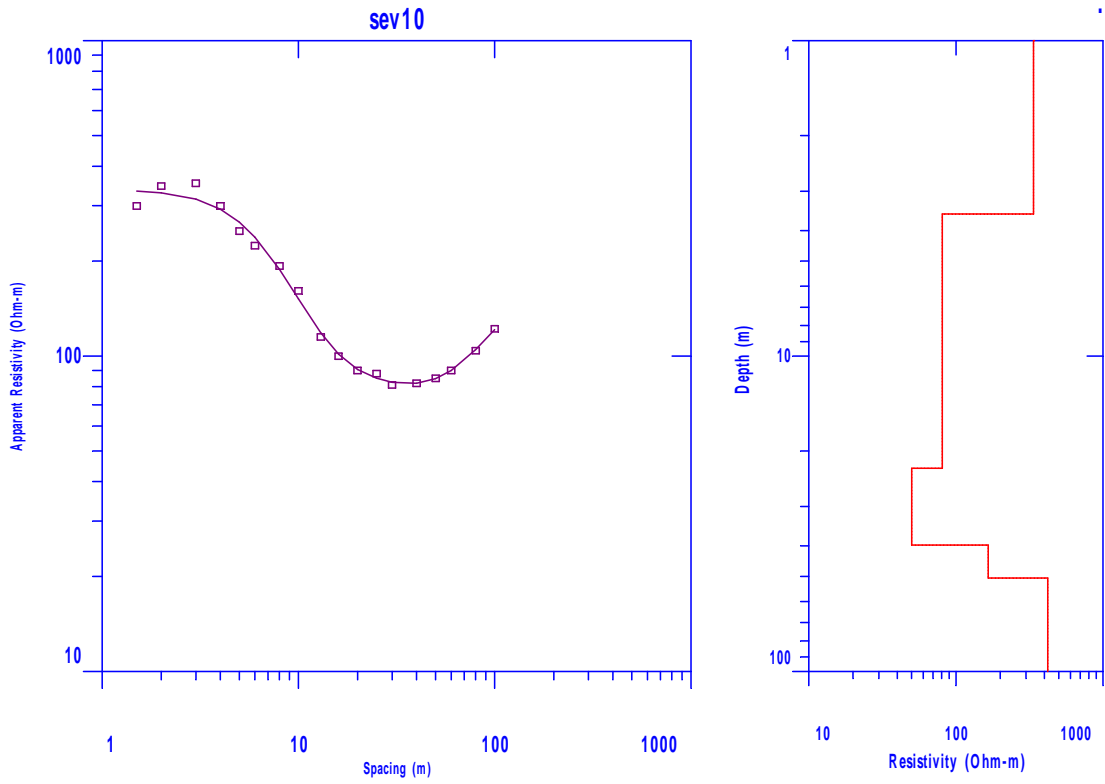
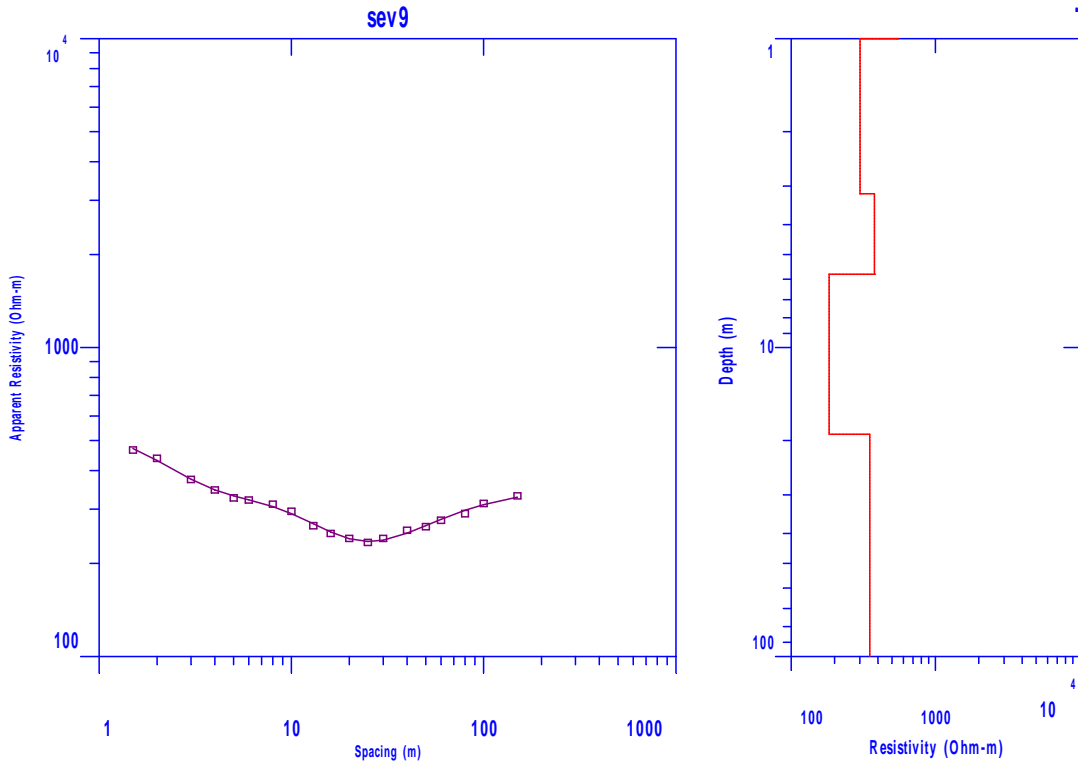
Modelos de SEVs obtidos nos ensaios realizados no Bairro Nova Brasília.







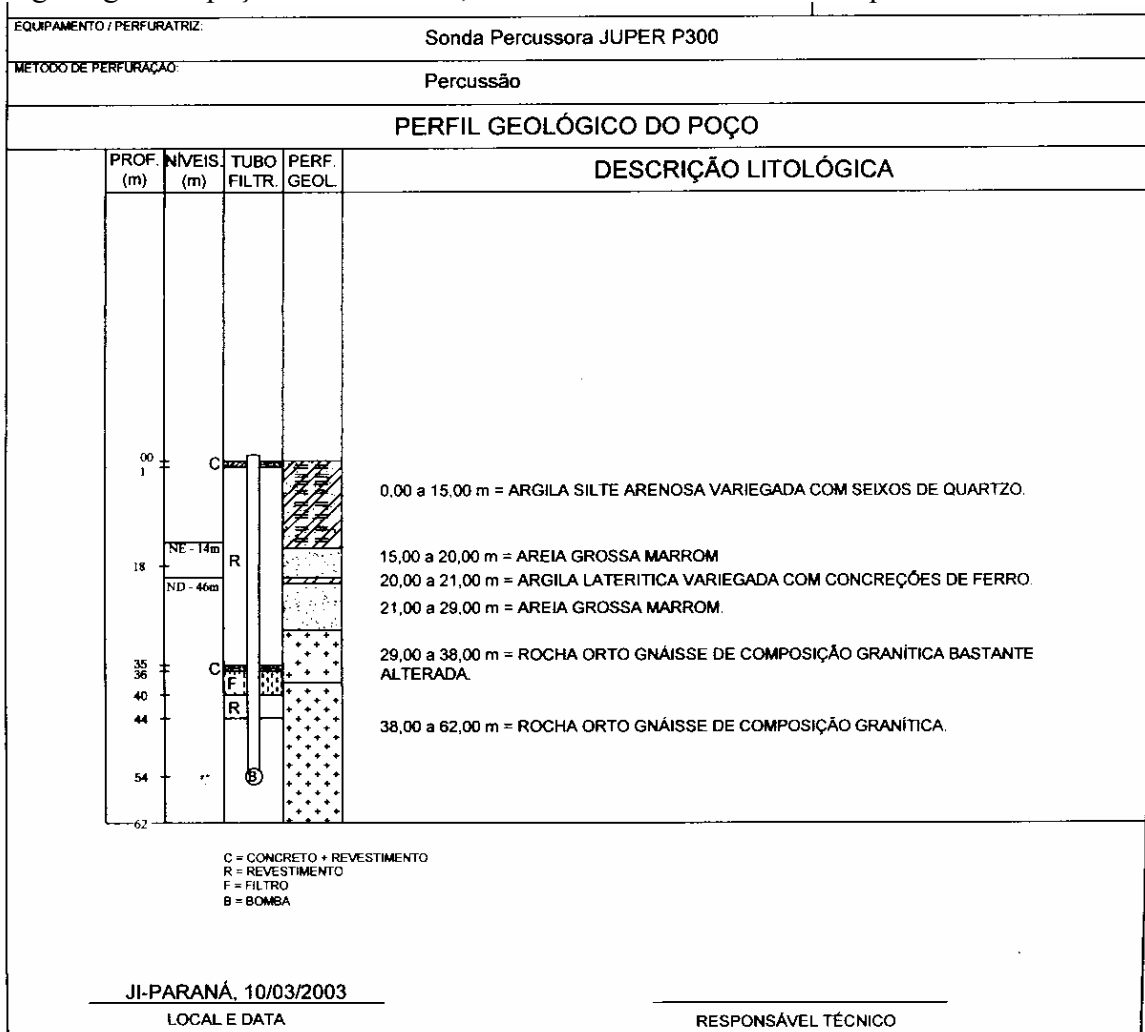




10. ANEXOS

10.1. ANEXO A

Perfil geológico do poço Comercial Taí, localizado na Rua Terezina esquina com Rua T-14



10.2. ANEXO B

Relatório de construção de poço tubular na Rua T-3 entre as ruas Curitiba e Maringá

<h1>Geonorte</h1>		Poços Artesianos	
CREA 2430EMRO FONE: (69) 421-3298 AV. TRANSCONTINENTAL, N° 1569, JI-PARANÁ / RO			
RELATÓRIO DE CONSTRUÇÃO DE POÇO TUBULAR			
REVESTIMENTO - TIPO		Tubo PVC Reforçado Geomecânico 6" x 4m	
FILTRO - TIPO	-	ABERTURA:	-
PRÉ-FILTRO - TIPO/DIAMETRO	-	QUANTIDADE:	-
BOMBA	TIPO/MARCA	SUBMERSA MONOFÁSICA THEBE 1 CV	
	MODELO	MONOFÁSICA 1 CV/ 220V-60HZ	POTÊNCIA: 1 CV/220V
QUADRO ELÉTR. COMANDO	1 CV/220V - MONOFÁSICO		POTÊNCIA: 1CV/220V
EQUIPAMENTO / PERFURATRIZ:	Sonda Percussora JUPER P300		
METODO DE PERFURAÇÃO:	Percussão		
PERFIL GEOLÓGICO DO POÇO			
PROF. (m)	NÍVEIS, (m)	TUBO FILTRO	PERF. GEOL.
00 04 12 14 20 48 78	N1 - 7m N2 - 16m	C R	DESCRÇÃO LITOLÓGICA
			00 a 4 m = Areia argilosa amarela. 04 a 12 m = Silte argiloso variegado, micáceo. 12 a 14 m = Saprólito constituído por fragmentos de rocha alterada, areia e argila. 14 a 78 m = Ortognálise bandado de composição granítica. De 14 a 78 metros ocorrência de rochas pertencentes ao Complexo Jamarí.
C ■ CONCRETO + REVESTIMENTO R ■ REVESTIMENTO F ■ FILTRO B ■ BOMBA			
JI-PARANÁ, 14/09/2007 LOCAL E DATA		_____ RESPONSÁVEL TÉCNICO	Folha: 02/02